International Conference on Environment, Management, Treatment and Sustainable Development

EGTDD 2025

November 8 - 10, 2025, Algiers, Algeria

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
Ecole Nationale Polytechnique

EGTDD 2025

LRS EAU
ENP - ALGERIE

LABORATOIRE DES SCIENCES ET TECHNIQUES DE L'ENVIRONNEMENT

PROCEEDING BOOK

SPONSORSHIP

cosider كوسيدار

مجمع دراسات و إنجازات الري
GERHYD
ETUDES ET RÉALISATIONS HYDRAULIQUES
EPE/SPA GROUPE

الهيئة الوطنية للرقابة التقنية لبناء الري
Organisme National de Contrôle Technique de la construction Hydraulique

سيال
SEAAL

قنوات الري
HYDRO - CANAL

EFORHYD

فوريميد
FOREMHYD

SOGERHWIT

UMF

Techn-Eaux
Spécialiste en traitement des eaux et piscine

WaterFil
TECHNOLOGIES

NEE, SPA

Purepox

HSE CONSULTING

FADERCO

SYMBIOSE
COMMUNICATION
ENVIRONNEMENT

COMMITTEE

Honorary President

Pr. MEKHALDI Abdelouahab - Director of the National Polytechnic School

Scientific Committee

Conference Chairs

Pr. BELHANACHE Naima - Director of the LSTE Laboratory

Pr. BENMAMAR Saâdia - Director of the LRS-Eau Laboratory

Members

Pr. ARRAR Jazia (Algeria)

Pr. BELHANECHE Naima (Algeria)

Pr. BENMAMAR Saâdia (Algeria)

Pr. BENTURKI Oumessaâd (Algeria)

Pr. BERREKSI Ali (Algeria)

Pr. BOUCHAFA Bahia (Algeria)

Pr. BOUDRIES Nadia (Algeria)

Pr. BOUSSOUM Iddir (Algeria)

Pr. CHERGUI Abdelmalek (Algeria)

Pr. COMAIR Fadi (Germany)

Pr. DAHOUN Abdesselam (France)

Pr. EKINCI Kamil (Turkey)

Pr. ELSAYED Salah (Egypt)

Pr. EPPE Gauthier (Belgium)

Pr. GAFSI Mustapha (Algeria)

Pr. GONZÁLEZ SOSA Enrique (Mexico)

Pr. HUTNAN Miroslav (Slovakia)

Pr. KERCHICH Yacine (Algeria)

Pr. KITTERØD Nils-Otto (Norway)

Pr. LARDJANE Nadia (Algeria)

Pr. LOUHAB Karim (Algeria)

Pr. MASSARDIER Valérie (France)

Pr. MOKRANE Hind (Algeria)

Pr. MOUSSAOUI Yacine (Algeria)

Pr. NAMANE Abdelkader (Algeria)

Pr. REMINI Boualem (Algeria)

Pr. SOUAG Doudja (Algeria)

Pr. TOUBAL Lotfi (Canada)

Pr. TRABELSI Fatma (Tunisia)

Pr. USPENSKAYA Mayya (Russia)

Dr. BALOUL Hakim (Algeria)

Dr. BELGACEM Ibtissem (Algeria)

Dr. BELHOCINE Hassina (Algeria)

Dr. BELOUADAH Zouheyr (Algeria)

Dr. BENAMARA Abdelwaheb (Algeria)

Dr. BITCHIKH Karima (Algeria)

Dr. BOUACH Ahcene (Algeria)

Dr. BOUGUERRA Hamza (Algeria)

Dr. BOUMECHHOUR Fatima (Algeria)

Dr. BRARA Ahmed (Algeria)

Dr. DERDOUS Oussama (Algeria)

Dr. GILJA Gordon (Croatia)

Dr. IKHLEF Khaoula (Algeria)

Dr. IRINISLIMANE Ratiba (Algeria)

Dr. KHLIFI Salaheddine (Tunisia)

Dr. KIES Faïrouz Khalida (Algeria)

Dr. LAKEHAL Imane (Algeria)

Dr. OUAZENE Naima (Algeria)

Dr. OUNAIES Sana (France)

Dr. REBAS Ouardia (Algeria)

Dr. SALAH Rym (Algeria)

Dr. SERINA Ivan (Italy)

Dr. SZCZEPANEK Robert (Poland)

Dr. TACHI Salah Eddine (Algeria)

Dr. YASSINE Zaher Mundher (Saudi Arabia)

Organizing Committee

Presidents

Dr CHETIBI Meriem - LRS-Eau Laboratory

Dr TCHEKIKEN Chahinez - LSTE Laboratory

Members

Dr. ALOUANE Chafia

Dr. BAGHLI Houda

Dr. BENALI KHOUDJA Malia

Dr. BOUAYED Maliha

Dr. BOUDRAHEM Nassima

Dr. CHETIBI Meriem

Dr. DJELLADJ Wafaa

Dr. GALLOUZE Nadia

Dr. HACHEMI Razika

Dr. IKHLEF Khaoula

Dr. IRNISLIMANE Hassiba

Dr. KHENCHELAOUI Sabrina

Dr. MELLAK Aziza

Dr. MAHMOUD Yasmine

Dr. MEZALI Farouk

Dr. OURIACHE Hadjer

Dr. TCHEKIKEN Chahinez

Mrs. BELOUED Sabiha

Mr. BENZIADA Salim

Mrs. BOUHA Amel

Mrs. CARRENO LINDELIEN Maria

Mrs. CHETIBI Bouchra

Mrs. GUENDOUR Radia

Mrs. LAHLOU Melissa

Mr. POZZOLI Diego

PREFACE

On behalf of the Scientific and Organizing Committees, it is our great pleasure to welcome you to the International Conference on Environment, Management, Treatment and Sustainable Development (**EGTDD 2025**), held from November 8–10, 2025, in Algiers, Algeria.

Jointly organized by two leading research laboratories of the National Polytechnic School of Algiers (École Nationale Polytechnique d'Alger), **the Water Science Research Laboratory (LRS-Eau) and the Environmental Sciences and Techniques Laboratory (LSTE)**, this event provides a dynamic platform for dialogue, innovation, and collaboration in the field of environmental protection and sustainable development.

EGTDD 2025 brings together academics, researchers, engineers, and industry professionals to share knowledge, discuss challenges, and explore solutions addressing the sustainable management of natural resources. The conference covers a broad spectrum of topics related to air, water, and soil protection, pollution control, waste treatment, climate resilience, and technological innovation. The program features plenary lectures, oral and poster sessions, and training workshops, held in both English and French.

The conference theme, "Innovative Approaches for a Sustainable Future", underscores the need for multidisciplinary, collaborative strategies to tackle global environmental challenges. Discussions are organized around six main topics:

1. Pollution, Management, and Sustainable Development
2. Climate Change: Impacts and Resilience
3. Conventional and Non-Conventional Waters
4. Geoinformatics, GeoData Extraction, GIS, and Remote Sensing
5. Scientific and Technological Advances in the Field of Water and Environment
6. Transboundary Hydrosystems: Monitoring and Assessment

Sincerely,
The EGTDD 2025 Scientific and Organizing Committees

WORDS FROM THE PRESIDENTS OF THE SCIENTIFIC COMMITTEE

The **conference proceedings** include **76 papers 37 oral** and **39 poster presentations**, spanning diverse areas of environmental science, sustainable technologies, and water management. These valuable contributions have significantly enriched the scientific content of **EGTDD 2025**, offering innovative insights and practical approaches that advance knowledge in environmental sustainability and resource management.

We extend our deepest appreciation to all participants, keynote speakers, authors, reviewers, and attendees, for their commitment and contributions to the success of this event.

About the Organizing Laboratories

1. Water Science Research Laboratory (LRS-Eau)

Director: *Prof. Saâdia Benmamar*
Year of Creation: 2000
Affiliation: Department of Hydraulics, École Nationale Polytechnique d'Alger

The **Laboratoire de Recherche des Sciences de l'Eau (LRS-Eau)** was established in 2000 to address the growing need for research and innovation in the field of water sciences. Over two decades, it has evolved into a national leader in water resource management, treatment technologies, and hydrodynamic modeling, contributing substantially to the development of Algeria's hydraulic and environmental sectors.

Its research spans multiple domains—**hydraulics, environment, energy, agriculture, and land-use planning**—and focuses on both theoretical modeling and applied solutions for sustainable water management.

Main Objectives:

- Fluvial Hydrodynamics – Hydraulic Planning
- Hydrology / Hydrogeology
- Water Treatment
- Solid Transport – Sedimentation
- Water Resource Management
- Nuclear Energy
- Hydrocarbons

Research Teams:

Team	Leader	Research Focus
Team 1	Pr ARRAR Jazia	Water Quality and Pollution
Team 2	Dr TACHI Salah Eddine	Integrated Water Resource Management
Team 3	Pr BOUCHAFAA Bahia	Optimization of Water Networks and Transport Systems
Team 4	Pr BENMAMAR Saâdia	Fluvial Hydrodynamics and Modeling

Key Figures:

- **Researchers:** 52 including 26 PhD students
- **Publications :** 153 international papers and 268 international communications
- **Partnerships :** CTH – SEAAL – SLB – CRND – Sonatrach - ….
- **International Collaborations :** IRSTEA (INRAE) _- University of Zagreb Croatia – King Fahd University of Petroleum and Minerals, Dhahran, Saudi Arabia - Jagiellonian University, Krakow, Poland und Université de Montréal Canada.

Scientific Events and Contributions

LRS-Eau has organized numerous scientific and technical events that have strengthened collaboration among academia, government institutions, and industry:

- **International Water Conferences**

▪ *1st International Conference on Water **1st CI.EAU** (2005, Hilton Algiers)*
▪ *2nd International Conference on Water **2nd CI.EAU** (2008, El Aurassi Hotel, Algiers)*
▪ *4th International Conference on Water Resources in the Mediterranean Basin **(WATMED 4)** March 22–24, 2008 – El Aurassi Hotel, Algiers (Algeria)*

WATMED 4 brought together experts and academics from over 15 countries, featuring more than 120 oral and poster presentations and discussions on regional and international cooperation projects (Tempus, RMEI, PURAQ, etc.). The conference strengthened Mediterranean research and training networks in the water sector, promoted innovative solutions for water preservation and treatment, encouraged the exchange of data, expertise, and best practices between Northern and Southern Mediterranean countries, and highlighted the ethical and social dimensions of the right to water.

▪ *3rd International Conference on Water **3rd CI.EAU** (2013, Hilton Algiers)*

In a context marked by water scarcity, rising demand, and climate change, CI.EAU 2013 offered a dynamic platform for dialogue, knowledge exchange, and collaboration among researchers, industry professionals, policymakers, and institutional stakeholders. Held under the theme **"Water for all in quantity and quality: it is everyone's responsibility,"** the conference highlighted sustainable management, effective governance, and technological innovations in the water sector.

Over 120 oral and poster presentations were delivered across 12 sessions, covering diverse aspects of water research and management. The event contributed to strengthening scientific networks around LRS-Eau and Mediterranean partners (UISF, RMEI, ISESCO, IME), encouraged the publication of high-quality research in internationally recognized journals (Desalination and Water Treatment, TSM), supported young researchers and regional initiatives in water management and valorization, and fostered sustainable partnerships among research institutions, industry, and public organizations.

Organized with the support of UISF-UATI/UNESCO (STDM Group), DGRSDT, CRSTRA, ATRST, SEAAL, SEOR, ABH, and other national and private partners, these

international conferences also aimed to build national and Maghreb networks of water science experts and promote bilateral and multilateral research collaborations.

- **Technical Days**

Technical Days On Treated Waste Water Reuse ***(JT.REUE 2017)****, 21–22 May 2017, École Nationale Polytechnique, Algiers*

This technical workshop aimed to assess the progress of treated wastewater reuse in Algeria, to create a platform for dialogue among researchers, managers, policymakers, and industry representatives, to identify the technical, institutional, and regulatory barriers to its implementation, and to propose strategic orientations and technological solutions adapted to the national context.

LRS-Eau's continued engagement in knowledge dissemination and scientific networking reflects its core mission: supporting the rational and sustainable management of water resources at national and regional levels.

LRS-Eau's continued engagement in knowledge dissemination and scientific networking reflects its core mission: supporting the rational and sustainable management of water resources at national and regional levels.

2. Environmental Sciences and Techniques Laboratory (LSTE)

Director: *Prof. Naïma Belhaneche Bensemra*
Year of Creation: 2000
Affiliation: Department of Process Engineering and Environment, École Nationale Polytechnique d'Alger

The **Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement (LSTE)** was founded in 2000 to respond to the increasing environmental challenges linked to industrialization and urbanization. Since its creation, it has become a multidisciplinary research center dedicated to developing innovative technologies for pollution control, waste management, and environmental sustainability.

Main Objectives:

- Protection of **water, soil, and air** resources;
- Study of **pollutant–environment interactions**;
- Development of **methods for pollution characterization and remediation**;
- Promotion of **treatment, recycling, and valorization technologies** for effluents and wastes;
- Support for **environmental policy and decision-making** at the national level.

Research Teams:

Team	Leader	Research Focus
Equipe 1	Prof. Abdelmalek Chergui (2019- à ce jour) Prof. Amina Hellal (2000- 2019)	Procédés de valorisation biologique d'effluents industriels, de déchets agro-alimentaires et d'extraits végétaux.
Equipe 2	Prof. Naima Belhaneche (2000- à ce jour)	Interactions matériaux organiques et environnement
Equipe 3	Prof. Abdelkader Namane (2018- à ce jour) Prof. Djamila Harik (2000- 2018)	Gestion de la pollution des eaux et des sols par les produits chimiques
Equipe 4	Prof. Yacine Kerchich (2019- à ce jour) Pof. Rabah Kerbachi (2000- 2019)	Pollution atmosphérique et Environnement
Equipe 5	Prof. Yousfi Hamid	Maitrise des risques industriels et environnementaux

Key Figures:

- **Researchers:** 110, including **67 PhD students**
- **Publications:** Over **130 international papers** and **216 international communications**
- **Partnerships:** SEAAL, ONEDD, ANRH, ONA, ASMIDAL, CRTSE, CDER, CDTA, CRNA
- **International Collaborations:** INSA Lyon (France), Université de Rennes (France), Université de Sherbrooke (Canada), Université du Quebec à Trois-Rivières (Canada), Universidad de Santiago de Compostela (Spain), among others

Closing Remarks

The **Scientific and Organizing Committees** wish to express their sincere gratitude to all those who contributed to the organization of ***EGTDD 2025***, researchers, institutions, sponsors, and partners, whose dedication has ensured the success of this international event.

We hope that the ideas and collaborations emerging from this conference will pave the way for innovative projects and a shared commitment to a more sustainable and resilient future.

Sincerely,
The EGTDD 2025 Conference Chairs

TABLE OF CONTENT

COMMITTEE **1**

PREFACE **3**

WORDS FROM THE PRESIDENTS OF THE SCIENTIFIC COMMITTEE **4**

TABLE OF CONTENT **9**

Oral Papers **14**

CMIP6 MODEL PERFORMANCE EVALUATION FOR SELECTING A SUITABLE GCM FOR FUTURE PRECIPITATION IN BOUHAMDANE WATERSHED NORTHEASTERN ALGERIA. **15**

ANALYSE DE LA POLLUTION DES EAUX DE SURFACE LIEE AUX ACTIVITES AGRICOLES, DOMESTIQUES ET INDUSTRIELLES DANS LA REGION DE GHARDAÏA. **21**

ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES EAUX THERMO-MINÉRALES À L'AIDE D'UN INDICE DE QUALITÉ DES EAUX D'IRRIGATION DANS LA RÉGION DE GUELMA, NORD-EST DE L'ALGÉRIE. **30**

MONITORING SEASONAL WATER BODY CHANGES IN NORTHWEST ALGERIA USING SATELLITE IMAGERY **48**

ASSESSMENT OF CLIMATE IMPACTS ON THE NATURAL RESOURCES OF THE MEDJERDA BASIN: TEMPORAL AND SPATIAL ANALYSIS USING REMOTE SENSING **54**

THE MECHANICAL PROPERTIES OF CEMENT MORTARS CONTAINING RECYCLED PLASTIC AS A FINE AGGREGATE **62**

ESTIMATION OF A DRINKING WATER SUPPLY COST FUNCTION OF THE ALGERIAN MUNICIPALITIES **77**

PREDICTION DE LA DEMANDE BIOLOGIQUE EN OXYGENE A L'AIDE DE TECHNIQUES INNOVANTES D'INTELLIGENCE HYBRIDE **85**

EFFECTS OF PVC MICROPLASTICS ON SOIL MICROORGANISMS: A FOCUS ON SANITARY INDICATOR ORGANISMS AND NATURAL BACTERIA **95**

ENHANCING SOIL FERTILITY WITH COMPOST AMENDMENTS IN PET MICROPLASTIC-CONTAMINATED SOILS **103**

PRESSIONS HUMAINES ET MUTATIONS DU PAYSAGE COTIER D'EL TARF : APPORT DES OUTILS GEOMATIQUES **111**

BRIDGE: A SCIENTIFICALLY-DRIVEN METHODOLOGY FOR TRANSBOUNDARY WATER GOVERNANCE AND COOPERATION **123**

PREDICTION DE L'INDICE DE QUALITE DES EAUX DE SURFACE DU BARRAGE D'OUED EL ATHMANIA (EST DE L'ALGERIE) A L'AIDE D'UNE TECHNIQUE D'APPRENTISSAGE AUTOMATIQUE 133

SPATIOTEMPORAL DYNAMICS OF VEGETATION COVER AND MOISTURE STRESS IN THE ISSER ALGIERS WATERSHED: A MULTI-DECADAL ANALYSIS USING MODIS NDVI AND NDMI 142

ANALYSE MULTIVARIEE DES METAUX LOURDS ET DE LEURS DISTRIBUTIONS DANS LE BASSIN DE RESIDUS DE LA MINE EL ABED (TLEMCEN, ALGERIE) : UNE APPROCHE PAR ACP 153

GOUVERNANCE DES BASSINS TRANSFRONTALIERS : REFLEXIONS A PARTIR DU CAS DU BASSIN DU NIL 157

IDENTIFICATION OF THE MAIN ISSUES OF WATER MANAGEMENT IN THE MEDJERDA WATERSHED: STAKEHOLDERS MAPPING FRAMEWORK AND A LIVING LAB APPROACH 165

NATURE BASED AND ECO-CENTRIC APPROACHES FOR USED WATER MANAGEMENT- A CASE OF PROTOTYPES UNDER THE INDIA-EU WATER COOPERATION PROGRAMME 176

DECISION TREE MODEL AND GIS TO IDENTIFY GROUNDWATER POTENTIAL ZONES CASE OF STUDY: MIDDLE SEYBOUSE WATERSHED 182

MODELING HYDROLYTIC DEGRADATION OF PLA PLASTICIZED WITH EPOXIDIZED SUNFLOWER OIL FOR ENVIRONMENTAL APPLICATIONS USING COMSOL MULTIPHYSICS® 188

INTEGRATED DLNN-AHP FRAMEWORK FOR ENHANCED SOIL EROSION SUSCEPTIBILITY ASSESSMENT: A CASE STUDY OF THE WADI ISSER WATERSHED 198

SCALABILITY OF NANOSECOND PULSED DISCHARGE IN GAS BUBBLES FOR WASTEWATER TREATMENT 207

INVESTIGATION OF THE CAPABILITIES OF THE MOUNTAIN GAZELLE OPTIMIZATION AND SECRETARY BIRD OPTIMIZATION ALGORITHMS FOR SOLVING THE PROBLEM OF WATER RESOURCE MANAGEMENT. 214

COUPLAGE DU PROCÉDÉ FENTON (FE^{2+}/H_2O_2) ET DU TRAITEMENT BIOLOGIQUE POUR ÉLIMINATION DU PARACÉTAMOL 222

GEOINFORMATIQUE POUR PREDICTION DU RISQUE D'AFFAISSEMENT ET D'EFFONDREMENT DES TERRAINS DES SITES MINIERS 228

ÉVALUATION DE LA CONTAMINATION DES EAUX DE SURFACE DE LA BAIE DE BOU-ISMAIL PAR LES MICROPLASTIQUES 236

ENHANCING PRECIPITATION IMAGING WITH TIMESERIES DERIVED FROM COMMERCIAL MICROWAVE LINKS 242

IMPACT DU BASSIN VERSANT DE BOUNAMOUSSA SUR LA QUALITÉ DE L'EAU 250

MATERIAL VALORIZATION OF RUBBER CRUMB FROM RECYCLING OF USED TIRES TO PRODUCE COMPOSITES. 261

VALORIZATION OF END OF LIFE TIRES POWDER RUBBERS BY ELABORATING NEW COMPOUND ALGERIA 268

USING REMOTE SENSING AND GIS FORTECTONIC STRUCTURE ANALYSIS AND SEISMIC RISK MAPPING: EXAMPLES FROM NORTHERN ALGERIA 274

FABRICATION DE PAVE ECOLOGIQUE UTILISANT UN NOUVEAU MATERIAU A BASE DE DECHETS PLASTIQUES ET SABLES RECYCLES 281

MONITORING SPATIAL VARIABILITY OF WADI CHEMISTRY IN WETLAND AREA, NORTHEASTERN ALGERIA / EL TAREF (COASTAL ZONE) 289

EVALUATION DE RISQUE DES RESIDUS DE CHLORPYRIPHOS ET DE LAMBDA-CYHALOTHRINE DANS QUELQUES PRODUITS VEGETAUX EN ALGERIE 300

INSIGHTS FROM REMOTE SENSING PRODUCTS ON THE URBANIZATION IMPACT ON LOCAL URBAN CLIMATE (ALGIERS CASE STUDY) 306

GREEN SYNTHESIS OF SILVER NANOPARTICLES ANCHORED ON LAYERED DOUBLE HYDROXIDES FOR METHYLENE BLUE REDUCTION: A SUSTAINABLE APPROACH TO WATER TREATMENT 315

HYBRID HEC-HMS AND LSTM MODEL FOR ENHANCED STREAMFLOW PREDICTION IN THE KSOB WADI, HODNA BASIN 324

Poster Papers 332

ASSESSMENT OF DRAINAGE WATER QUALITY AND ITS REUSE IN IRRIGATION IN ARID REGIONS CASE ABADLA W. BECHAR 333

APPORT DE LA TELEDETECTION POUR LA QUANTIFICATION DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS DANS LA ZONE CENTRE ALGERIENNE 340

COMPARATIVE ASSESSMENT OF MBR AND RO FOR LEACHATE TREATMENT IN ALGERIA: PERFORMANCE AND OPERATIONAL INSIGHTS 348

RESILIENCE DES VILLES ET SOLUTIONS INTELLIGENTES LE CAS DE LA GESTION DES DECHETS DE SOINS A CONSTANTINE 355

IMPACTS DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LES RESSOURCES HYDRIQUES DU BASSIN DE LA MEDJERDA (AFRIQUE DU NORD) 363

EVALUATION OF SOIL RESPIRATION AND SOME CHEMICAL PROPERTIES AT BURNT PINE FOREST FROM TEBESSA REGION 372

ADVANCES IN ELECTROCOAGULATION TECHNOLOGY FOR THE TREATMENT OF INDUSTRIAL WASTE WATER 380

EFFECTIVE ADSORPTIVE REMOVAL OF MALACHITE GREEN FROM AQUEOUS SOLUTIONS USING ALGINATE/MONTMORILLONITE BIOCOMPOSITES 386

GREEN SYNTHESIS OF ZNO NANOPARTICLES: A COMPARATIVE PHOTOCATALYTIC EVALUATION FOR WATER REMEDIATION 392

ÉTUDE COMPARATIVE DE LA QUALITE DE L'EAU A L'AIDE DE DEUX INDICES DE QUALITE DANS LE RESEAU DE DISTRIBUTION D'EAU POTABLE 401

OPTIMIZATION OF AMOXICILLIN DEGRADATION IN AQUEOUS SOLUTION USING THE FENTON PROCESS: A STATISTICAL EXPERIMENTAL DESIGN APPROACH 407

ÉVALUATION DE LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES A DES FINS D'IRRIGATION DANS LA WILAYA DE BOUIRA. 417

ÉLIMINATION DES POLLUANTS DES EAUX D'HUILERIES D'OLIVES (DES MARGINES) PAR COAGULATION-FLOCULATION POUR PROTEGER L'ENVIRONNEMENT 425

GENERATION IN SITU DE PEROXYDE D'HYDROGENE DANS LE TRAITEMENT DES EAUX USEES ISSUS DES RAFFINERIES DE PETROLE 434

ÉVALUATION DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX ET SANITAIRES DES MÉTAUX LOURDS DANS UN SYSTÈME MULTIMÉDIA EAU, SOL ET VÉGÉTAL ASSOCIÉ À LA RÉUTILISATION DES EAUX TRAITÉES 439

QUALITE DES EAUX DANS LES ZONES CONCHYLICOLES DE LA REGION CENTRE DE L'ALGERIE : ETUDE PRELIMINAIRE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET MICROBIOLOGIQUES 449

ARTIFICIAL INTELLIGENCE AND EARTH OBSERVATION IN ENVIRONMENTAL HAZARD MONITORING: A REVIEW 456

SODIUM ALGINATE MESOPOROUS HYDROGEL BEADS FOR MALACHITE GREEN REMOVAL FROM AQUEOUS SOLUTION 465

URBAN VULNERABILITY AND CLIMATE RESILIENCE: FLOOD RISK ANALYSIS IN CONSTANTINE UNDER CLIMATE CHANGE 473

LEACHATE TREATMENT BY ELECTROCOAGULATION WITH MULTILAYER METAL PLATE ANODE: PARAMETER OPTIMIZATION FOR EFFECTIVE POLLUTION REMOVAL 482

A DANGEROUS ALIEN SPECIES (SINANODONTA WOODIANA, BIVALVIA: UNIONIDAE) LIVING IN AN ENDANGERED LAKE (OUBEIRA, ALGERIA): A LEGACY OF DECADES OF DELIBERATE EXOTIC FISH SPECIES INTRODUCTIONS 488

HIGH-RESOLUTION HYDROLOGICAL-HYDRAULIC MODELING OF THE OUED M'ZAB OVERFLOW IN GHARDAÏA USING INFOWORKS ICM 496

KAOLIN-BIOPOLYMER HYDROGEL BEADS AS A SUSTAINABLE TOOLKIT FOR WASTEWATER REMEDIATION: A COMPARATIVE STUDY WITH KAOLIN AND ACTIVATED CARBON, PRACTICAL APPLICATIONS AND ADSORPTION MECHANISMS 501

ASSESSMENT OF EXTREME TEMPERATURES IN NORTHERNALGERIA 511

SIMULATION NUMÉRIQUE D'UNE ONDE DE RUPTURE DE BARRAGE 520

ETUDE DE LA DEGRADATION THERMIQUE D'UN COMPOSITE A BASE DE PVC/$CACO_3$ 529

WATER TREATMENT CONTAMINATED BY HEAVY METALS USING RESTAURATION WASTES 537

VALORIZING INVASIVE *ACACIA DEALBATA*: BIOCHAR AS A SUSTAINABLE ADSORBENT FOR IBUPROFEN REMOVAL 545

ADVANCEMENTS IN WATER QUALITY INDEX MODELS: FROM CLASSICAL INDICES TO INTELLIGENT SYSTEMS 553

ÉVALUATION DE L'IMPACT DU BASSIN VERSANT DE BOUNAMOUSSA SUR LA QUALITÉ DE L'EAU A L'AIDE D'ARCGIS. 567

STUDY OF FIXATION OF ORGANIC POLLUTANTS ON SILICIC MATERIALS. 578

OPTIMISATION DE L'ELIMINATION DE L'AMOXICILLINE PAR PLAN EXPERIMENTAL FACTORIEL 585

ADSORPTIVE REMOVAL OF METHYLENE BLUE USING LOW-COST ADSORBENTS DERIVED FROM DATE STONES 593

FLOOD AND EROSION MODELLING IN COASTAL REGION OF ALGERIA: APPLICATION OF DEEP LEARNING MODELS 599

EFFICIENT REMOVAL OF CHLORTETRACYCLINE HYDROCHLORIDE FROM WATER BY HIGHLY CROSSLINKED METAL-ALGINATE CLAY MARL PARTICLES 607

ELABORATION ET CARACTERISATION D'UN MATERIAU BIOSOURCE A BASE DE LAINE 617

ÉTUDE ENVIRONNEMENTALE DES FUMEES DE LA CHEMINEE DE TURBINE AU NIVEAU DU COMPLEXE GP2/Z 624

COMPARATIVE EVALUATION OF PHYSICOCHEMICAL AND ELECTROCHEMICAL TREATMENTS FOR OULED FAYET LANDFILL LEACHATE 639

ASSESSMENT OF SOIL EROSION VULNERABILITY IN THE CHELIFF BASIN, ALGERIA, USING RUSLE AND A HYDRODYNAMIC MODEL 648

Oral Papers

CMIP6 MODEL PERFORMANCE EVALUATION FOR SELECTING A SUITABLE GCM FOR FUTURE PRECIPITATION IN BOUHAMDANE WATERSHED NORTHEASTERN ALGERIA.

Abdelmounaim LIMANE [1,*], Ali BOUAMRANE [2], Saadia BENMAMAR [1], Saadi Zulfaqar [3]

[1] Laboratoire de Recherche Science de l'eau, National Polytechnic School, Algiers

[2] Laboratory of Management, Maintenance and Rehabilitation of Facilities and Urban Infrastructure, University of Souk Ahras, Algeria

[3] School of Civil Engineering, Faculty of Engineering, Universiti Teknologi Malaysia (UTM), 81310, Johor Bahru, Malaysia

*Corresponding author: abdelmounaim.limane@g.enp.edu.dz

Paper ID: 34

ABSTRACT

Climate change has significantly impacted hydrological processes, necessitating reliable future climate projections for effective water resource management. General Circulation Models (GCMs) are widely used to simulate and project climate variables, including precipitation. However, selecting an appropriate GCM for a specific region remains challenging due to uncertainties and varying model performances across different geographical locations. This study evaluates the performance of 24 CMIP6 GCMs in simulating historical precipitation over the Bouhamdane watershed, northeastern Algeria, to identify the most suitable model for future projections. The study employs four statistical metrics: coefficient of determination (R^2), root mean square error (RMSE), Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE), and Kling-Gupta Efficiency (KGE) to assess each model's accuracy in replicating observed precipitation patterns. The top-performing models are recommended for future climate projections and hydrological impact assessments in the Bouhamdane watershed. These findings have critical implications for hydrological modelling, water resource planning, and climate adaptation strategies in the region.

KEYWORDS: Climate change, CMIP6 Ranking, Future precipitation, Bouhamdane watershed, Algeria.

RÉSUMÉ

Le changement climatique a considérablement affecté les processus hydrologiques, rendant indispensables des projections climatiques fiables pour une gestion efficace des ressources en eau. Les modèles de circulation générale (GCMs) sont largement utilisés pour simuler et projeter les variables climatiques, notamment les précipitations. Cependant, le choix d'un modèle approprié pour une région spécifique demeure un défi en raison des incertitudes et des performances variables selon les contextes géographiques. La présente étude évalue la performance de 24 modèles CMIP6 dans la simulation des précipitations historiques sur le bassin versant de Bouhamdane, au nord-est de l'Algérie, afin d'identifier le modèle le plus adapté aux projections futures. Quatre indicateurs statistiques ont été utilisés pour évaluer la précision de chaque modèle dans la reproduction des précipitations observées : le coefficient de détermination (R^2), l'erreur quadratique moyenne (RMSE), l'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE) et l'efficacité de Kling-Gupta (KGE). Les modèles les plus performants sont recommandés pour les projections climatiques futures et les évaluations d'impact hydrologique dans le bassin versant de Bouhamdane. Ces résultats présentent des implications majeures pour la modélisation hydrologique, la planification des ressources en eau et les stratégies d'adaptation au climat dans la région.

MOTS-CLÉS: Changement climatique, Classement CMIP6, Précipitations futures, Bassin versant de Bouhamdane, Algérie.

1. INTRODUCTION

Climate change has emerged as a major global concern, affecting a wide range of natural and human systems. One of its most significant impacts is the alteration of hydrological cycles, especially in regions already vulnerable to climatic variability. Northeastern Algeria, and particularly the Bouhamdane watershed, is one such region where water resources are heavily dependent on precipitation patterns. In this semi-arid Mediterranean environment, shifts in rainfall intensity and frequency can have profound consequences for agriculture, water supply, and ecosystem sustainability (Harkat & Kisi, 2021).

General Circulation Models (GCMs) are essential tools for projecting future climate scenarios and understanding the potential impacts of global warming. The Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) has released an updated suite of GCMs with enhanced capabilities and spatial resolutions, offering improved insight into regional climate dynamics (Hemanandhini & Rajkumar, 2023). However, the inherent variability in model performance across different regions makes it imperative to rigorously evaluate each GCM before applying its output in local-scale analyses (Zhu & Yang, 2020).

Precipitation, being a highly variable and localized climate parameter, is particularly challenging to model accurately. This is why selecting a suitable GCM for future precipitation projections requires a thorough comparison with high-quality observational data. In this study, we assess the ability of 24 CMIP6 GCMs to simulate historical precipitation over the Bouhamdane watershed using CHIRPS data—a high-resolution and widely validated observational dataset.

This evaluation adopts a multi-metric statistical approach, including measures of correlation, bias, and model efficiency. By ranking the models according to their performance and consistency with observed data, this study not only contributes to improved regional model selection but also supports decision-makers in developing more accurate and resilient water resource management strategies. Ultimately, the study aims to guide future efforts in climate adaptation and mitigation by providing a scientifically grounded basis for model choice (Enyew et al., 2024).

2. STUDY AREA

The Bouhamdane watershed is located in northeastern Algeria and is characterized by a Mediterranean climate with wet winters and dry summers. The region is vulnerable to natural disaster risks, making accurate climate modelling crucial for water resource planning. A map of the study area is presented in Figure 1.

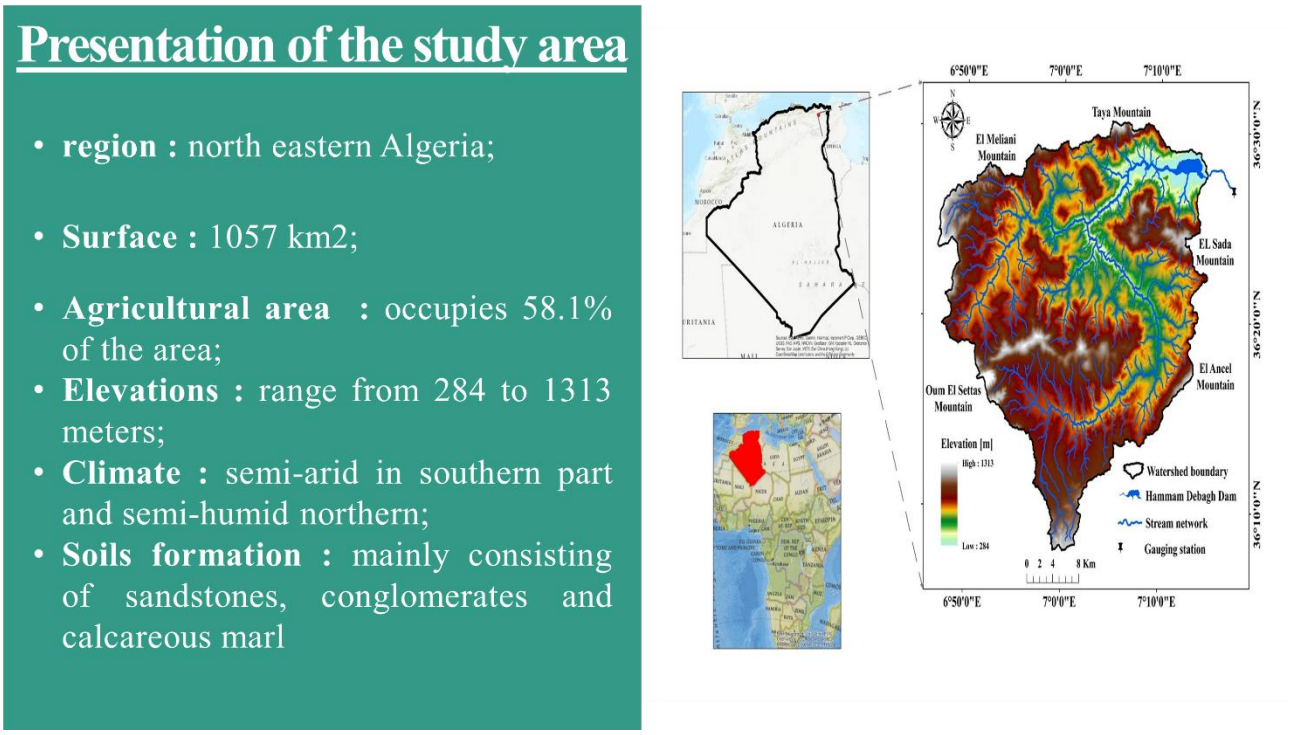


Figure. 1 Study area map.

3. METHODOLOGY

Figure 2 illustrates the methodological workflow used in this study to evaluate the performance of CMIP6 GCMs for precipitation simulation over the Bouhamdane watershed. The process involves sourcing high-resolution observational data, regrading GCM outputs, applying multiple statistical performance metrics, and ultimately selecting the best-performing model for future climate projections. In this evaluation, daily precipitation data aggregated to annual values were used, and the baseline period considered was 1990–2014.

To ensure a comprehensive evaluation, this study considered 24 CMIP6 General Circulation Models (GCMs) developed by leading climate research institutions worldwide. These models were selected based on their data availability and relevance for regional-scale precipitation analysis. The list of models used in this study is provided in Table 1.

To evaluate model performance, four statistical metrics were employed:

- **Coefficient of Determination (R^2)**: Measures the strength of correlation between observed and simulated data.
- **Root Mean Square Error (RMSE)**: Assesses the average magnitude of model errors.
- **Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE)**: Evaluates predictive skill of the models.
- **Kling-Gupta Efficiency (KGE)**: Integrates correlation, bias, and variability.

Simulated historical precipitation from each GCM was statistically compared with CHIRPS observations over the common baseline period. Performance was evaluated using multiple metrics, and models showing the closest agreement with CHIRPS were ranked as top-performing. These selected models were then recommended for future precipitation projections under the different SSP scenarios.

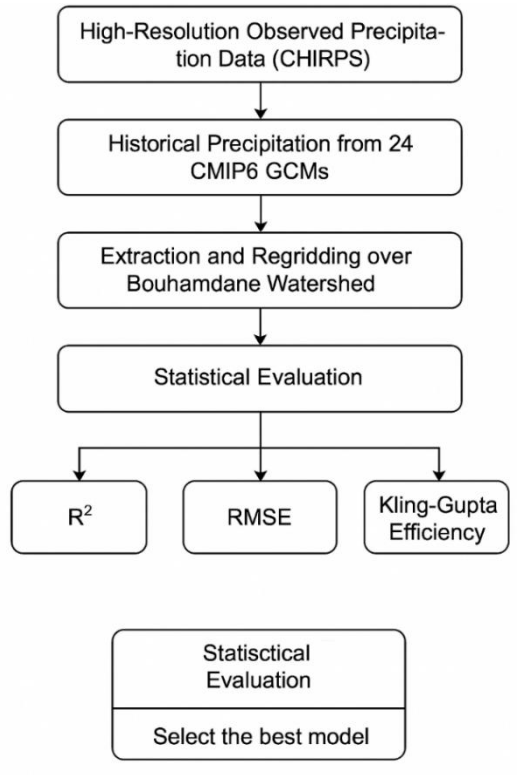


Figure. 2. Methodology Workflow for GCM Evaluation.

Table 1. List of CMIP6 GCMs Used in the Study

No	GCMs
1	ACCESS-CM2
2	ACCESS-ESM1-5
3	BCC-CSM2-MR
4	CanESM5
5	CESM2-WACCM
6	CMCC-CM2-SR5
7	CMCC-ESM2
8	EC-Earth3
9	EC-Earth3-Veg
10	EC-Earth3-Veg-LR
11	FGOALS-g3
12	GFDL-ESM4
13	IITM-ESM
14	INM-CM4-8
15	INM-CM5-0
16	IPSL-CM6A-LR
17	KACE-1-0-G
18	MIROC6
19	MPI-ESM1-2-HR
20	MPI-ESM1-2-LR
21	MRI-ESM2-0
22	NorESM2-LM
23	NorESM2-MM
24	TaiESM1

4. RESULTS

Figure 3 presents a heatmap of GCM rankings across the four statistical error metrics: Kling-Gupta Efficiency (KGE), Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE), Coefficient of Determination (R^2), and Root Mean Square Error (RMSE). Each row corresponds to one of the 24 CMIP6 GCMs, with colors indicating relative performance in each metric. For clarity, the casement is organized from best-performing models at the bottom to less-performing models at the top, and an arrow is included to indicate this direction. A consistent color pattern across metrics suggests stable model performance, whereas frequent color changes reflect variability in accuracy across metrics. Notably, MIROC6 and MPI-ESM1-2-LR exhibit strong and consistent performance, maintaining top ranks across multiple criteria. In contrast, models such as BCC-CSM2-MR and IITM-ESM display less consistent rankings, suggesting lower reliability for simulating historical precipitation in the Bouhamdane watershed. Overall, this heatmap provides a clear visual summary of model behavior and supports the quantitative ranking used to identify the most suitable GCMs for future projections.

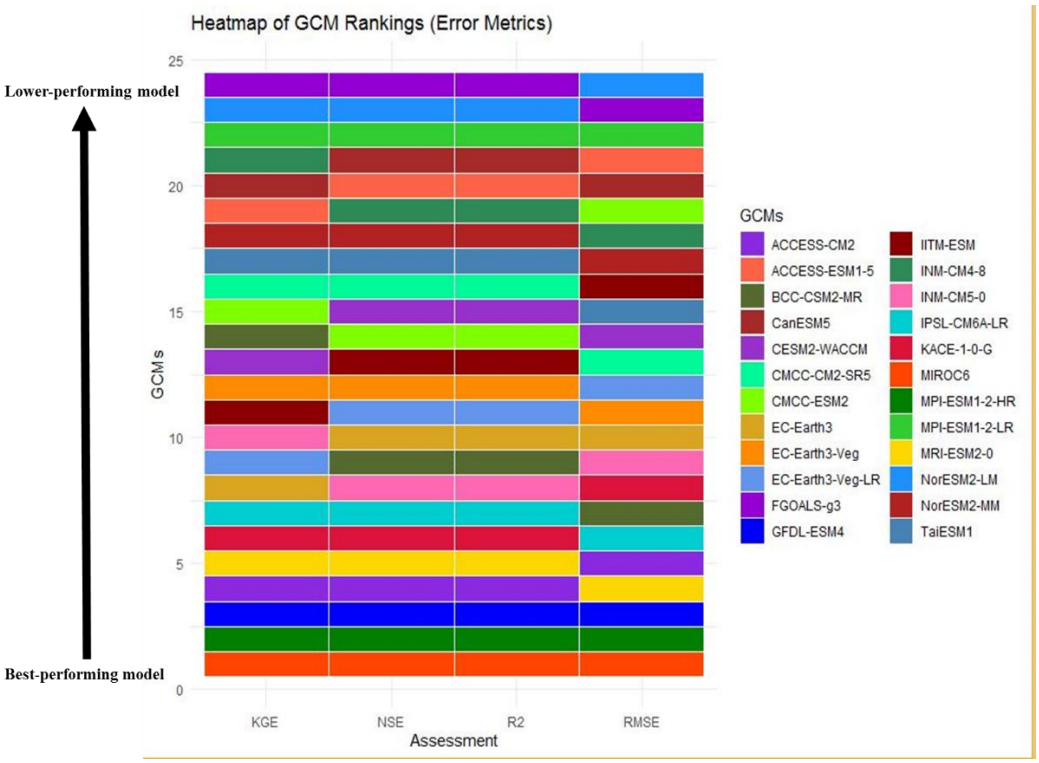


Figure. 3. Heatmap of CMIP6 GCM Rankings Based on Statistical Performance Metrics.

6. DISCUSSION

The heatmap of GCM rankings (Figure 3) offers a comprehensive visual comparison of model performance across the four key statistical metrics: KGE, NSE, R^2, and RMSE. From the heatmap, it is evident that not all models perform equally across all criteria. MIROC6, MPI-ESM1-2-LR, and EC-Earth3 exhibit consistently high rankings across all metrics, reinforcing their selection as the most reliable models for simulating historical precipitation in the Bouhamdane watershed. Their color bands remain near the top positions in all four columns, highlighting both accuracy and stability (Meyer et al., 2021).

Conversely, models such as BCC-CSM2-MR, IITM-ESM, and INM-CM4-8 show poor consistency and lower rankings, with their color bands shifting significantly across different metrics. This variation suggests limitations in capturing local precipitation characteristics and a reduced suitability for

hydrological modeling in this semi-arid region (Lin et al., 2020). The heatmap also underscores the importance of a multi-metric evaluation approach. A model may perform well in one metric (e.g., R^2) but poorly in others (e.g., RMSE or KGE), emphasizing that reliance on a single metric could lead to misleading conclusions (Hailu Sime & Dibaba, 2023).

7. CONCLUSION

This study comprehensively evaluated the ability of 24 CMIP6 General Circulation Models (GCMs) to simulate historical precipitation patterns in the Bouhamdane watershed using high-resolution CHIRPS observational data. Through a rigorous multi-metric analysis incorporating R^2, RMSE, NSE, and KGE, MIROC6 emerged as the most accurate and consistent model, making it the preferred choice for future climate projections in the region.

These findings provide valuable insights for enhancing the accuracy of hydrological modeling and supporting more effective, climate-resilient water resource planning in northeastern Algeria. Future research will aim to refine these projections by applying bias correction and statistical or dynamical downscaling techniques to improve spatial and temporal resolution and reduce model uncertainty.

REFERENCES

Enyew, F. B., Sahlu, D., Tarekegn, G. B., Hama, S., & Debele, S. E. (2024). Performance evaluation of CMIP6 climate model projections for precipitation and temperature in the Upper Blue Nile Basin, Ethiopia. Climate, 12(11), 169.

Harkat, S., & Kisi, O. (2021). Trend analysis of precipitation records using an innovative trend methodology in a semi-arid Mediterranean environment: Cheliff Watershed Case (Northern Algeria). Theoretical and Applied Climatology, 144(3), 1001–1015.

Hemanandhini, S. (2023). Performance evaluation of CMIP6 climate models for selecting a suitable GCM for future precipitation at different places of Tamil Nadu. Environmental Monitoring and Assessment, 195(8), 928.

Li, J., Huo, R., Chen, H., Zhao, Y., & Zhao, T. (2021). Comparative assessment and future prediction using CMIP6 and CMIP5 for annual precipitation and extreme precipitation simulation. Frontiers in Earth Science, 9, 687976.

Sime, C. H., & Dibaba, W. T. (2023). Evaluation of CMIP6 model performance and extreme precipitation prediction in the Awash basin. Heliyon, 9(11).

Zhu, Y. Y., & Yang, S. (2020). Evaluation of CMIP6 for historical temperature and precipitation over the Tibetan Plateau and its comparison with CMIP5. Advances in Climate Change Research, 11(3), 239–251.

ANALYSE DE LA POLLUTION DES EAUX DE SURFACE LIEE AUX ACTIVITES AGRICOLES, DOMESTIQUES ET INDUSTRIELLES DANS LA REGION DE GHARDAÏA.

Abdelouahed BRAHIMI*[1], Samir KATEB[1], Mouhamed Amine BRAHIMI[1],
[1] Département de Génie Civil et d'Hydraulique, Université Kasdi Merbah, Ouargla, Algérie
*Auteur correspondant : brahimiabdelouahed@yahoo.fr

Paper ID: 60

RÉSUMÉ

La qualité des ressources en eau constitue un enjeu majeur, notamment dans les régions arides comme la wilaya de Ghardaïa, où les oueds (M'zab, Metlili, N'sa, Zegurir) sont soumis à une forte pression anthropique. Cette étude vise à évaluer l'impact des rejets domestiques, agricoles et industriels sur la qualité physico-chimique des eaux de surface. Des échantillons ont été prélevés sur différents cours d'eau et analysés selon plusieurs paramètres (pH, température, MES, conductivité, nitrates, nitrites, phosphates, DBO_5, DCO, etc.).

Les résultats indiquent une pollution marquée, notamment par des concentrations élevées en MES, une forte minéralisation (conductivité > 2800 µS/cm) et des indices de pollution organique (IPO) allant de forte à très forte. Seuls le pH et la température restent dans des plages acceptables. Ces constats mettent en évidence l'influence significative des activités humaines sur la dégradation de la qualité de l'eau et soulignent l'urgence de renforcer les dispositifs de traitement des eaux usées, afin de préserver les ressources en eau et les écosystèmes aquatiques de la région.

MOTS-CLÉS : Eau surface, pollution, normes environnementales, paramètres physico-chimie, eaux usées.

ABSTRACT

Water quality is a major concern, particularly in arid regions such as the Wilaya of Ghardaïa, where wadis (M'zab, Metlili, N'sa, Zegurir) are under significant anthropogenic pressure. This study aims to assess the impact of domestic, agricultural, and industrial discharges on the physico-chemical quality of surface waters. Samples were collected from various watercourses and analyzed based on several parameters (pH, temperature, TSS, conductivity, nitrates, nitrites, phosphates, BOD_5, COD, etc.).

The results reveal significant pollution, particularly through high concentrations of suspended solids (TSS), strong mineralization (conductivity > 2800 µS/cm), and organic pollution indices (OPI) ranging from high to very high. Only pH and temperature remain within acceptable ranges. These findings highlight the considerable influence of human activities on water quality degradation and emphasize the urgent need to strengthen wastewater treatment systems in order to preserve water resources and aquatic ecosystems in the region.

KEYWORDS: Surface water, pollution, environmental standards, physico-chemical parameters, wastewater.

1. INTRODUCTION

L'eau est une ressource naturelle vitale, indispensable à la vie, à l'environnement et au développement socio-économique. Pourtant, la pollution croissante des ressources en eau, notamment des eaux de surface, constitue aujourd'hui l'un des défis environnementaux majeurs à l'échelle mondiale. Cette problématique est d'autant plus préoccupante dans les régions arides et semi-arides, comme le sud algérien, où les ressources hydriques sont limitées et soumises à de fortes pressions anthropiques (Taleb, 2008 ; Guessoum et al., 2015).

La wilaya de Ghardaïa, située au cœur de la vallée du M'zab, dispose d'un réseau hydrographique constitué de plusieurs oueds (M'zab, Metlili, N'sa, Zegurir). Ces cours d'eau, bien que souvent intermittents, jouent un rôle crucial dans l'approvisionnement en eau, l'agriculture, et le maintien des écosystèmes locaux. Toutefois, au fil des années, ces oueds subissent une dégradation progressive de leur qualité, sous l'effet combiné des rejets domestiques non traités, des effluents agricoles chargés en engrais et pesticides, ainsi que des rejets industriels non conformes aux normes environnementales (Benhedid et al., 2019 ; Ford et al., 1980).

Face à cette situation, il devient essentiel de mieux comprendre l'état actuel de la qualité des eaux de surface dans la région et d'évaluer les impacts des différentes sources de pollution. C'est dans ce contexte que s'inscrit la présente étude, dont l'objectif principal est d'analyser les effets des activités agricoles, domestiques et industrielles sur la qualité physico-chimique des eaux de surface dans la région de Ghardaïa.

2. PRÉSENTATION DE LA ZONE D'ÉTUDE

La région de Ghardaïa se situe dans le sud de l'Algérie, au sein de la vallée du M'zab, à environ 600 km au sud d'Alger. Elle appartient à une zone climatique aride à semi-aride, caractérisée par de faibles précipitations annuelles, une forte évaporation et des températures élevées en été. Ces conditions climatiques accentuent la vulnérabilité des ressources en eau, notamment des eaux de surface, qui jouent un rôle crucial dans le développement local (Khaldi et Boudjellal, 2017).

Le réseau hydrographique de la wilaya est principalement constitué d'oueds temporaires qui s'écoulent de manière intermittente en fonction des précipitations. Parmi les cours d'eau les plus importants figurent :
Oued M'zab : principal oued traversant la ville de Ghardaïa, il est fortement exposé aux rejets urbains ;
Oued Metlili : situé plus au nord, il reçoit des apports agricoles et domestiques ;
Oued N'sa : connu pour ses usages agricoles, il est impacté par l'irrigation et les rejets agricoles ;
Oued Zegurir : moins étendu, mais soumis à des pressions industrielles croissantes.

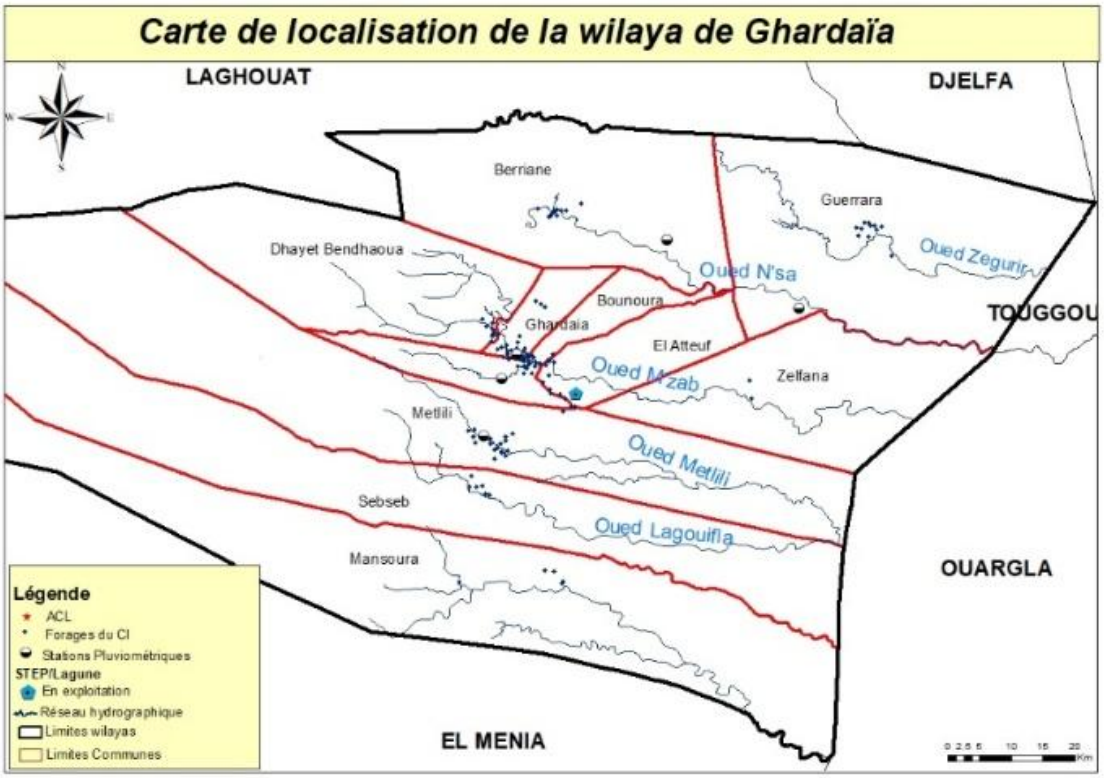


Figure 1: Localisation géographique de la zone d'étude.

3. MÉTHODOLOGIE

Afin d'évaluer l'impact des activités humaines sur la qualité des eaux de surface dans la région de Ghardaïa, une approche méthodologique rigoureuse a été adoptée, combinant des campagnes de prélèvements sur le terrain et des analyses physico-chimiques en laboratoire. Cette démarche vise à fournir un diagnostic précis de l'état de pollution des cours d'eau étudiés.

3.1. Prélèvements et échantillonnage

Des échantillons d'eau ont été prélevés dans plusieurs oueds représentatifs de la région : Oued M'zab, Oued Metlili, Oued N'sa, Oued Lagouifla et Oued Zegurir. Les sites ont été sélectionnés en fonction :

de leur proximité avec les zones urbaines, industrielles et agricoles ;
de leur accessibilité ;
et de leur position en amont ou en aval des sources potentielles de pollution.

Les échantillons doivent être prélevés à une profondeur suffisante pour garantir l'homogénéité du fluide. Ils doivent être conservés au froid (entre 0 et 4 °C) et à l'abri de la lumière, pour éviter qu'ils ne se dégradent avant l'analyse. Certains paramètres, comme la DCO, nécessitent aussi l'ajout de produits pour mieux les conserver. Les analyses sont ensuite faites en laboratoire, pour mesurer différents éléments : pH, température, matières en suspension, nitrates, nitrites, phosphates, etc. (Rodier et al., 2005).

Le tableau synthétise les exigences méthodologiques pour le prélèvement, la conservation et le délai maximal de stabilité des échantillons en vue de l'analyse de différents paramètres physico-chimiques et organiques de l'eau.

Tableau 1: Paramètres analysés

Paramètres analysés	Flaconnage	Techniques d'analyse	Conservation des échantillons	Temps maximaux de non-évolution
pH	250 ml	Mesures in situ		
T°	250 ml			
Conductivité	250 ml			
NO^-_2, NO^-_3, PO_4^{-3}, MES, PT	1l	Analyses en laboratoire	Réfrigération à 4°C.	72h à 1 semaine
DBO5			Réfrigération à 4 °C + Obscurité	24 h
DCO			Réfrigération à 4 °C, Obscurité + 2 ml H_2SO_4	

3.2. Classification de la qualité des eaux

L'évaluation de la qualité des eaux étudiées a été réalisée en s'appuyant sur la grille de classification utilisée par l'ANRH.

Tableau 2 : La grille de classification des eaux superficielle

Paramètres		Classe			
		C1 (Bonne)	C2 (Moyenne)	C3 (Mauvaise)	C4 (pollution excessive)
Physique	pH	6,5-8,5	6,5-8,5	5,5-6,5 ou 8,5-9	‹ 5,5 ou › 9
	MES (mg/l)	0-30	30-75	75-100	› 100
	Température (C°)	‹ 25	25-30	30-35	› 35
Minérale	Conductivité (µS/Cm)	‹ 400	400-600	600-2800	› 2800
Organique	DBO_5 (mg/l)	‹ 5	5-10	10-15	› 15
	DCO (mg/l)	‹ 20	20-40	40-50	› 50
Nutritif	PO_4^{-3} (mg/l)	0-0,01	0,01-0,1	0,1-3	›3
	NO^-_2 (mg/l)	0-0,01	0,01-0,1	0,1-3	›3
	NO^-_3 (mg/l)	10	10-20	20-50	50

Par ailleurs, l'Indice de Pollution Organique (IPO), fondé sur la classification établie par l'Institut d'Hygiène et d'Épidémiologie (IHE, 1986), a été employé pour évaluer le niveau global de pollution organique des oueds.

Tableau 3 : Indice de pollution organique

Classes	Paramètres				Pollution organique	
	DCO (mg /l)	BOD_5 (mg /l)	PO_4^{-3} (µg/l)	PT (µg/l)	Indice IPO	Degré
5	≤ 5,0	≤ 1,0	≤50	≤ 50	5,0 – 4,6	Nulle
4	5,1-10	1,1-3	51-100	51-100	4,5 – 4,0	Faible
3	10,1-20	3,1-5	101-200	101-200	3,9 – 3,0	Modéré
2	20,1-50	5,1-10	201-400	201-400	2,9 – 2,0	Forte
1	>50,0	>10,0	>400	>400	1,9 – 1,0	Très forte

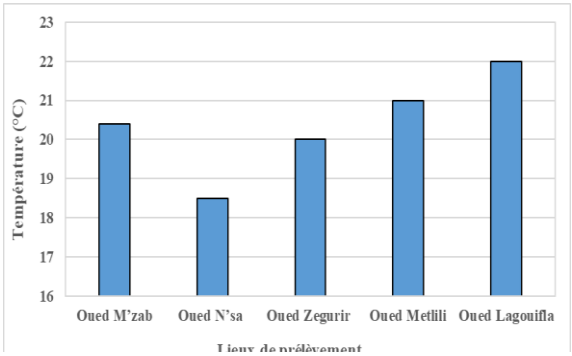
Le principe consiste à classer les valeurs des éléments polluants en cinq catégories. À partir de ses propres mesures, on identifie ensuite, pour chaque paramètre, la classe correspondante. L'indice est obtenu en faisant la moyenne des numéros de ces classes attribuées aux cinq paramètres (Villers et al., 2005).

4. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Les résultats des analyses physico-chimiques réalisées sur les échantillons d'eau prélevés dans les principaux oueds de la région de Ghardaïa permettent de dresser un état des lieux préoccupant de la qualité des eaux de surface. Ces résultats mettent en évidence l'influence directe des rejets domestiques, agricoles et industriels sur la dégradation de la qualité de l'eau.

4.1. Paramètres physiques

Température et pH :la température de l'eau est un facteur clé pour la vie aquatique. Des températures comprises entre 20 et 25°C sont considérées comme optimales. Tous les sites présentent des températures dans la plage idéale. Le pH de l'eau doit être compris entre 6,5 et 8,5 pour favoriser la vie aquatique. Toutes les zones sont dans la plage idéale.



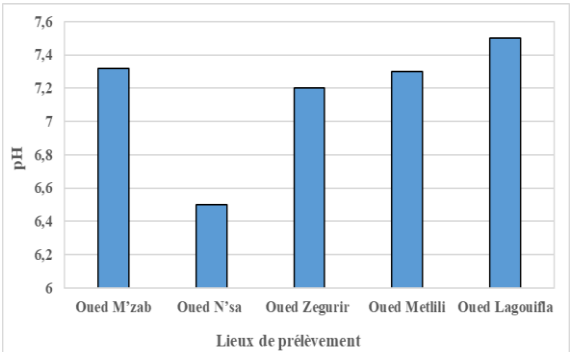


Figure 2 : Mesure de la température réalisée **Figure 3 :**Mesure du pH réalisé par

Matières en suspension (MES) : les MES désignent les particules en suspension dans l'eau. Un taux élevé est souvent associé à une pollution liée aux sols ou à l'activité humaine (érosion, déversements industriels). Oued N'sa, Oued Zegurir, Oued Metlili, et Oued Lagouifla montrent des concentrations dangereusement élevées de MES.

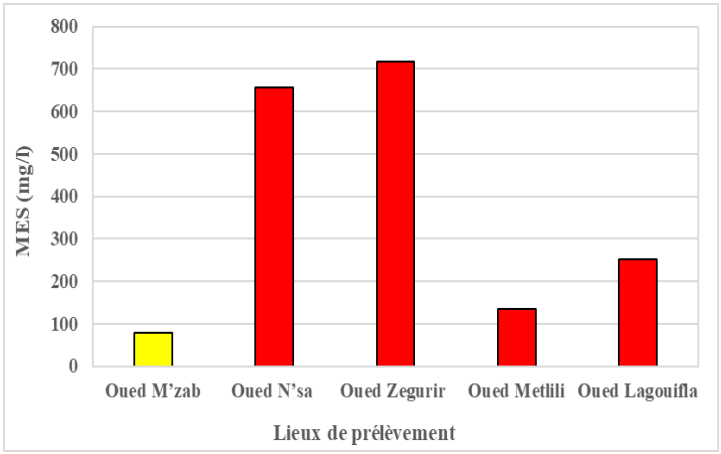


Figure 4 : Mesure de MES réalisée par Oued

4.2. Paramètres de minéralisation

Conductivité électrique : les valeurs mesurées sont généralement très élevées, dépassant 2800 µS/cm. Ces niveaux témoignent d'une forte minéralisation, révélant une charge importante en sels dissous (chlorures, sulfates, calcium, etc.), souvent liée aux rejets agricoles et domestiques, ainsi qu'à l'utilisation excessive d'engrais minéraux.

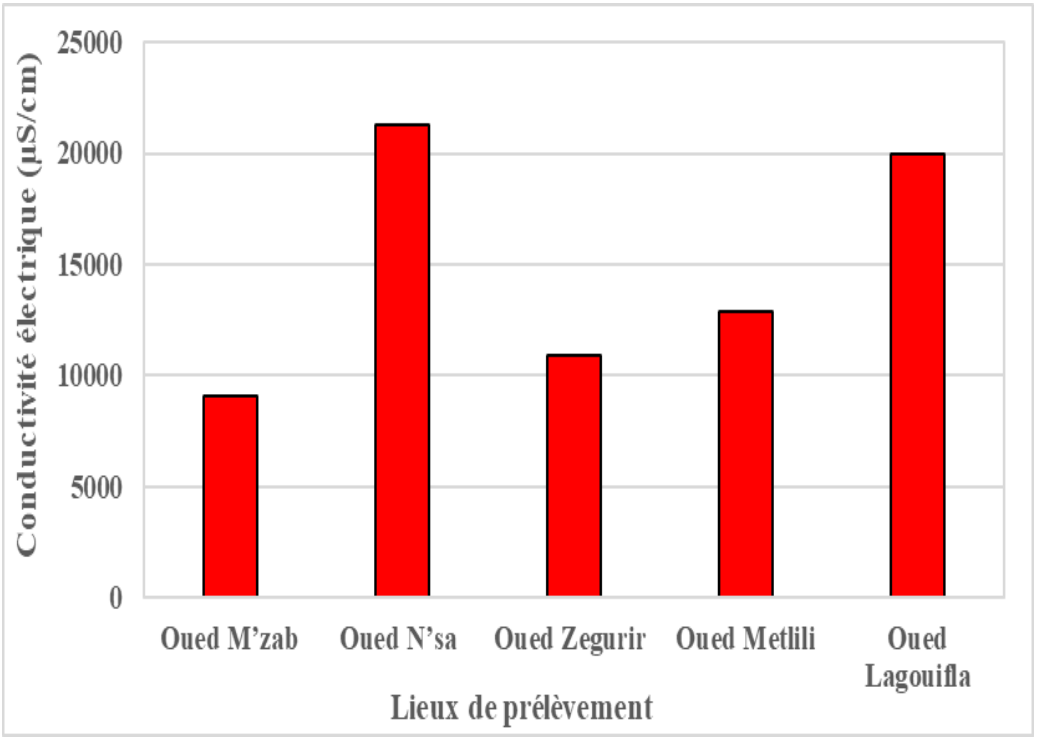


Figure 5 : Mesure de la conductivité électrique réalisée par Oued

4.3. Paramètres nutritifs

Nitrates, nitrites : les nitrates sont souvent utilisés comme fertilisants dans l'agriculture. Des concentrations élevées peuvent contaminer l'eau potable et affecter la santé publique. Oued N'sa et Oued M'zab montrent des niveaux de nitrates excessivement élevés, ce qui est préoccupant.

Les nitrites sont des indicateurs de pollution par les engrais ou les effluents industriels. Des niveaux aussi élevés que ceux mesurés à Oued M'zab, Oued N'sa, et Oued Lagouifla montrent une pollution significative.

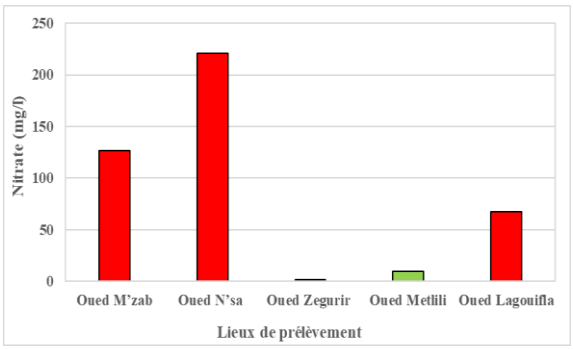


Figure 6 : Mesure des nitrates réalisé

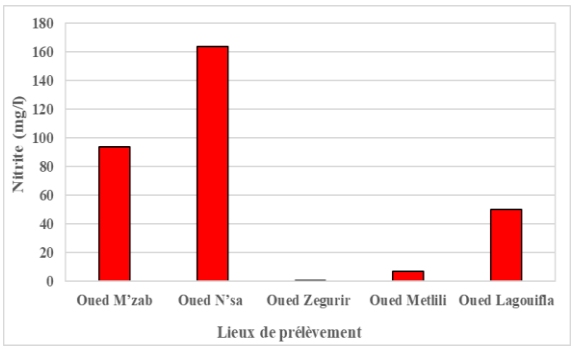


Figure 7 : Mesure des nitrites réalisé par

Phosphates : Les phosphates sont des nutriments qui, à des niveaux élevés, peuvent entraîner l'eutrophisation des plans d'eau, favorisant la prolifération d'algues. Toutes les zones sauf Oued Metlili et Oued Lagouifla ont des niveaux élevés, suggérant un risque d'eutrophisation.

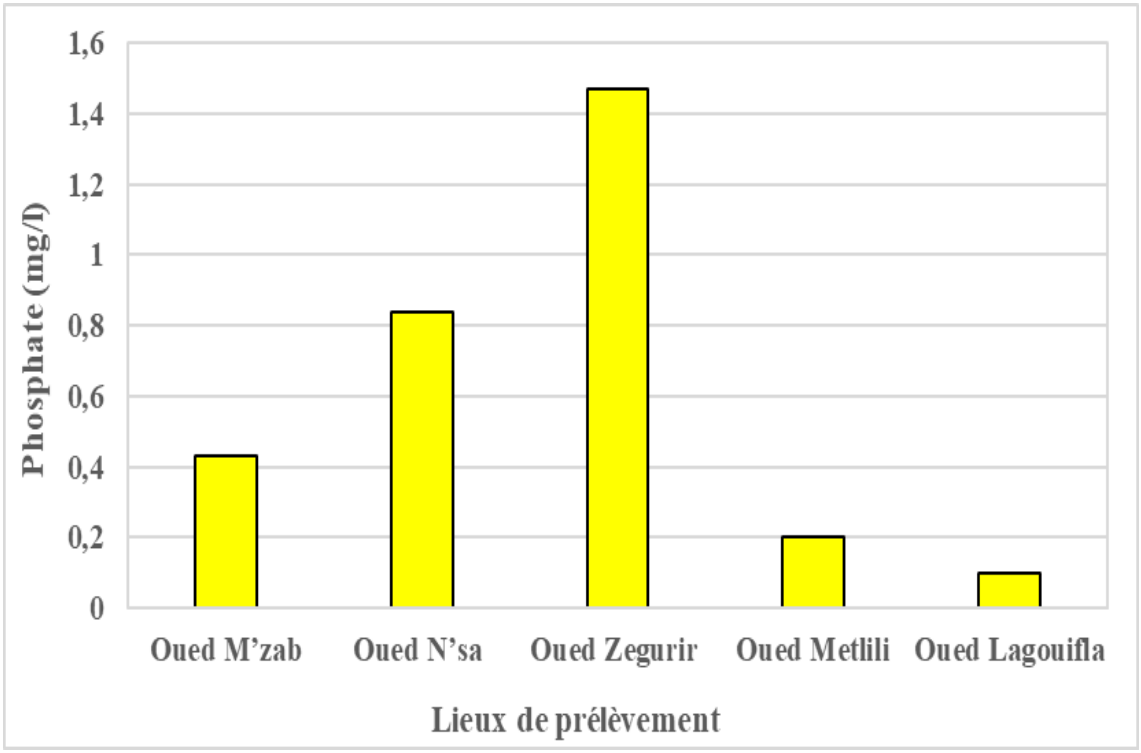


Figure 8 : Mesure des phosphates réalisée par Oued

4.4. Paramètres organiques

DBO_5 et DCO : La DBO_5 mesure la quantité d'oxygène nécessaire pour dégrader la matière organique présente dans l'eau. Des valeurs élevées (comme celles de Oued N'sa et Oued Metlili) indiquent une forte pollution organique, signe d'une charge importante de matière organique dégradable. Toutes les zones ont des valeurs indiquant une pollution de niveau élevé (C4). La DCO reflète la quantité d'oxygène requise pour oxyder chimiquement la matière organique et les composés inorganiques. Des valeurs élevées montrent une forte contamination. Oued Zegurir, Oued N'sa, et Oued Metlili présentent des niveaux de pollution très élevés.

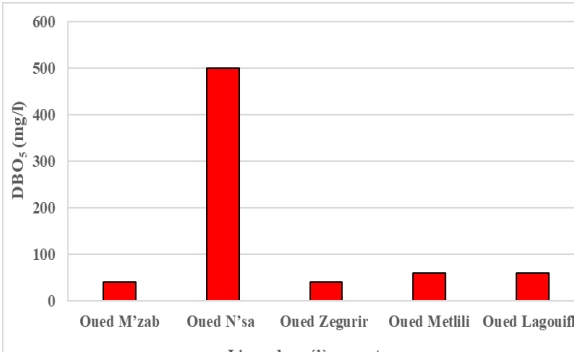


Figure 9 : Mesure de la DBO_5 réalisée par

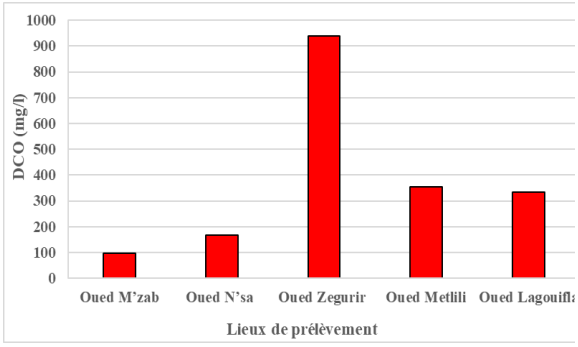


Figure 10 : Mesure de la DCO réalisé par

4.5. Indice de pollution organique (IPO)

Selon la classification IHE (1986), les IPO varient entre 1 et 2,5, ce qui correspond à un niveau de pollution organique fort à très fort. Cela témoigne d'un état avancé de dégradation de la qualité de l'eau dans plusieurs segments des oueds étudiés.

Tableau 4 : Degré de pollution organique par Oued

Lieux de prélèvement	Paramètres (mg/l)	Classe	Indice IPO	Degré de pollution	Photo
Oued M'zab	DBO_5 (40)	1	1,5	Pollution organiquetrès forte	
	DOC (97)	1			
	PT (0,142)	3			
	PO_4^{-3}(0,43)	1			
Oued N'sa	DBO_5 (500)	1	1	Pollution organiquetrès forte	
	DOC (167)	1			
	PT (0,273)	1			
	PO_4^{-3}(0,84)	1			
Oued Zegurir	DBO_5 (40)	1	1	Pollution organiquetrès forte	
	DOC (939)	1			
	PT (0,48)	1			
	PO_4^{-3}(1,47)	1			
Oued Metlili	DBO_5 (60)	1	2,25	Pollution organique forte	
	DOC (354)	1			
	PT (0,065)	4			
	PO_4^{-3}(0,2)	3			
Oued Lagouifla	DBO_5 (60)	1	2,5	Pollution organique forte	
	DOC (333)	1			
	PT (0,033)	4			
	PO_4^{-3}(0,1)	4			

L'indice IPO révèle une situation critique de pollution organique dans tous les oueds étudiés, en particulier Oued N'sa et Oued Zegurir. Cette pollution peut nuire gravement à la vie aquatique, rendre l'eau impropre à l'usage (domestique, agricole, voire industriel), et nécessite des actions urgentes de dépollution.

5. CONCLUSION

L'analyse physico-chimique des eaux de surface dans les principaux oueds de la région de Ghardaïa met en évidence un état de pollution avancé, compromettant significativement la qualité environnementale et les usages domestiques, agricoles et récréatifs de ces ressources. Les concentrations élevées de la demande biologique en oxygène (DBO_5), de la demande chimique en oxygène (DCO), des nutriments (nitrates et phosphates) ainsi qu'une forte minéralisation (conductivité électrique) traduit une contamination chronique liée principalement aux rejets domestiques, agricoles et industriels non traités. Par ailleurs, les taux élevés de matières en suspension (MES) accentuent la turbidité de l'eau, altèrent la pénétration lumineuse et dégradent les habitats aquatiques.

L'application de l'Indice de Pollution Organique (IPO), selon la classification de l'IHE (1986), confirme une pollution organique forte à très forte, notamment dans les oueds N'sa et Zegurir, qui enregistrent des indices particulièrement bas (proches de 1), traduisant une dégradation sévère de la qualité des eaux de surface.

Ces résultats s'alignent avec les travaux récents menés en contexte aride, qui soulignent l'insuffisance des infrastructures de traitement et la pression croissante sur les ressources en eau. Aliyu et al. (2025) ont, par exemple, modélisé la performance de la station d'épuration d'Aïn El Houtz, mettant en évidence l'impact des incertitudes sur la gestion des nutriments dans des environnements semi-arides. De même, Bendida et al. (2024) ont démontré l'efficacité des systèmes de phytoépuration dans le

Sahara algérien pour la réduction des charges polluantes et la réutilisation sécurisée des eaux usées traitées en irrigation.

Dans ce contexte, il est impératif de mettre en œuvre une stratégie intégrée et durable pour préserver les oueds de Ghardaïa, particulièrement vulnérables dans un cadre de stress hydrique accentué par les changements climatiques. Cette stratégie doit articuler plusieurs axes complémentaires : la modernisation des stations d'épuration, en améliorant les procédés biologiques et chimiques afin d'assurer un abattement efficace des charges organiques et des nutriments, tout en garantissant une maintenance régulière et une adaptation aux variations saisonnières (Aliyu et al., 2025) ; le développement de systèmes de traitement écologiques, tels que les zones humides artificielles et la phytoépuration, qui sont adaptés au climat aride et offrent une solution économiquement viable et écologiquement durable (Bendida et al., 2024) ; la surveillance continue de la qualité de l'eau, à travers le déploiement de capteurs en temps réel et l'utilisation d'indices composites comme l'IPO et le WQI, permettant une gestion adaptative et fondée sur les données (Rezzoug et al., 2025) ; et enfin, la réduction des apports diffus d'origine agricole, en promouvant les bonnes pratiques (réduction des intrants chimiques, couverture végétale, compostage) et la mise en place de zones tampons végétalisées pour limiter le ruissellement polluant. Une telle approche intégrée permettrait de concilier les exigences environnementales, les besoins socio-économiques et la résilience écologique de la région.

RÉFÉRENCES

Aliyu, A., Mohamed, T. S., ElSayed, N. B. and Boudechiche, L. (2025). Modeling Biological Nutrients Removal for Wastewater Treatment Plant (WWTP) Management: A Case Study of Ain El Houtz WWTP. Water, Air, & Soil Pollution, 236,72.

Bendida, A., Kendouci, M. A., Mebarki, S., Bensaci, A. and Mehaiguene, M. (2024). Wastewater purification and recycling using plants in an arid environment for agricultural purposes: case of the Algerian Sahara. Applied Water Science, 14,123.

Benhedid H., Bouaroudj A. and Daddi B. A. (2019). Risque de salinisation et d'alcalinisation des sols par les eaux d'irrigation de l'aquifère superficiel à Oued M'Zab (Algérie). Revue Agriculture, 10, 84–91.

Ford D.L., Churchwell R.L. and Kachtick J.W. (1980). Comprehensive analysis of nitrification of chemical processing wastewater. J. Water Pollut. Control Fed, 52, 26-46.

GUESSOUM H. and al. (2015). Pollution biologique des eaux phréatiques de la région de Ghardaïa (cas de Sebseb). J. Advanced Research in Science and Technology, 2, 246-257.

Khaldi S. and Boudjellal A. (2017). Impact des rejets industriels sur la qualité des eaux superficielles dans la région de Ghardaïa. Revue des Sciences et Technologie, 8, 112–123.

Rezzoug, C., Merzougui, T. and Bouchiba, A. (2025). Wastewater treatment technologies and challenges in Algeria and their future prospects. Discover Sustainability, 6, 884.

Rodier J., Bazin C., Broutin J.P., Chambon P., Champsaur H. and Rodi L. L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, chimie, physico-chimie, microbiologie, biologie, interprétation des résultats. Ed. Dunod, Paris, (2005), pp.1384.

Taleb B. A. (2008). Qualité des eaux souterraines et risques de contamination dans la vallée du M'Zab. J. Environmental Science and Technology, 1, 45–56.

Villers J., Squilbin M. and Yourassowsky C. (2005). Qualité physicochimique et chimique des eaux de surface. Institut Bruxellois pour la gestion de environment.

ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES EAUX THERMO-MINÉRALES À L'AIDE D'UN INDICE DE QUALITÉ DES EAUX D'IRRIGATION DANS LA RÉGION DE GUELMA, NORD-EST DE L'ALGÉRIE.

Abdelwaheb Benamara[1] et Sihem Hedjal[2]

[1]Département d'hydraulique, Laboratoire de Recherche en Sciences de l'Eau/Université Ziane Achour Djelfa.

[2]Département des Sciences Géologiques/Université de Constantine 1 Frères Mentouri.

Email : a.benamara@univ-djelfa.dz

Paper ID: 84

RÉSUMÉ

Les eaux souterraines représentent la principale source d'approvisionnement en eau dans la région de Guelma, au nord-est de l'Algérie. Cette étude vise à évaluer la qualité de ces eaux en vue de leur utilisation pour la consommation humaine et l'irrigation. Vingt échantillons ont été prélevés dans différents points de la région et analysés afin de déterminer les concentrations des principaux cations (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}) et anions (HCO_3^{-}, NO_3^{-}, SO_4^{2-}, F^{-}, Cl^{-}). Les résultats ont été représentés sous forme de cartes de variation spatiale, illustrant la répartition de ces éléments et permettant d'évaluer leur impact sur la qualité de l'eau. Cette approche permet une meilleure compréhension de l'aptitude des eaux souterraines aux usages domestiques et agricoles dans cette zone à fort potentiel hydrothermal.

MOTS-CLÉS : qualité des eaux souterraines, irrigation, Guelma, ions majeurs, potentiel hydrothermal.

ABSTRACT

Groundwater represents the main source of water supply in the Guelma region, northeastern Algeria. This study aims to assess the quality of these waters for human consumption and irrigation purposes. Twenty samples were collected from different points across the region and analyzed to determine the concentrations of the major cations (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}) and anions (HCO_3^{-}, NO_3^{-}, SO_4^{2-}, F^{-}, Cl^{-}). The results were presented as spatial variation maps, illustrating the distribution of these elements and enabling the evaluation of their impact on water quality. This approach provides a better understanding of the suitability of groundwater for domestic and agricultural uses in this hydrothermal-Potential zone.

Keywords: groundwater quality, irrigation, Guelma, major ions, hydrothermal potential.

1. INTRODUCTION

Les eaux thermo-minérales, issues de circulations profondes à travers des formations géologiques variées, présentent des caractéristiques physico-chimiques singulières qui suscitent un intérêt croissant

pour des usages non conventionnels, notamment en agriculture. Dans les régions arides et semi-arides comme le nord-est de l'Algérie, l'exploitation de ces ressources apparaît comme une alternative stratégique face à la raréfaction des eaux de surface et à la dégradation quantitative et qualitative des nappes superficielles (Aghazadeh et al., 2023 ; Jang et al., 2022).

La région de Guelma, riche en sources thermo-minérales telles que celles de Hammam Meskoutine, constitue un terrain propice pour l'étude de l'aptitude de ces eaux à l'irrigation. Des recherches antérieures ont mis en évidence une forte variabilité hydrochimie, résultant d'interactions complexes entre les eaux souterraines profondes et les formations géologiques encaissantes (Benamara et al., 2017 ; Benamara et al, 2022). Certaines sources se caractérisent notamment par une salinité élevée et des concentrations importantes en sodium, ce qui soulève des inquiétudes quant à leurs effets potentiels sur la structure des sols et la productivité agricole.

L'indice de qualité des eaux d'irrigation (Irrigation Water Quality Index, IWQI) s'est imposé comme un outil synthétique performant pour interpréter l'aptitude des eaux à l'usage agricole en combinant plusieurs paramètres critiques tels que la conductivité électrique, le sodium absorbable (SAR), et les concentrations en ions majeurs (Bashir et al., 2023 ; Bouderbala et al., 2020). Ce type d'approche intégrée permet non seulement de hiérarchiser les sources selon leur qualité, mais aussi d'orienter la gestion durable des ressources hydriques dans les zones à forte contrainte climatique.

Ainsi, la présente étude se propose d'évaluer la qualité des eaux thermo-minérales de la région de Guelma à l'aide de l'indice IWQI. L'objectif est de classifier les sources selon leur aptitude à l'irrigation, tout en identifiant les risques potentiels pour l'environnement et l'agriculture locale, dans une perspective de valorisation raisonnée de cette ressource.

1. PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

1.1. Localisation et contexte géographique

Hammam Meskoutine est situé au sud de la ville de Guelma, dans le nord-est de l'Algérie (Figure 1). Cette zone est délimitée au nord par les wilayas d'Annaba et de Skikda, au sud par Oum El Bouaghi et Souk Ahras, à l'est par Souk Ahras et El Tarf, et à l'ouest par la wilaya de Constantine. La région d'étude s'étend entre les latitudes 36°36'00" et 36°27'00" Nord et les longitudes 7°12'00" et 7°24'00" Est.

Le climat y est de type subhumide, caractérisé par des hivers doux et pluvieux et des étés chauds et secs. Les précipitations annuelles varient entre 500 et 600 mm, avec des températures oscillant de 10 °C en hiver à 30 °C en été. L'évapotranspiration moyenne annuelle est estimée à environ 511 mm, ce qui reflète un bilan hydrique relativement équilibré pour la région (Benamara et al, 2017).

Sur le plan socio-économique, la population s'élevait à 16 391 habitants lors du recensement de 2008. Les principales activités économiques sont limitées et reposent essentiellement sur le tourisme

thermal, grâce aux célèbres sources chaudes de Hammam Meskoutine, et sur l'agriculture, notamment la culture maraîchère, les céréales et l'olivier. L'exploitation durable des ressources en eaux thermo-minérales joue un rôle central dans le développement local, et plusieurs études ont récemment évalué leur qualité pour des usages agricoles, notamment l'irrigation (Benamara et al, 2022).

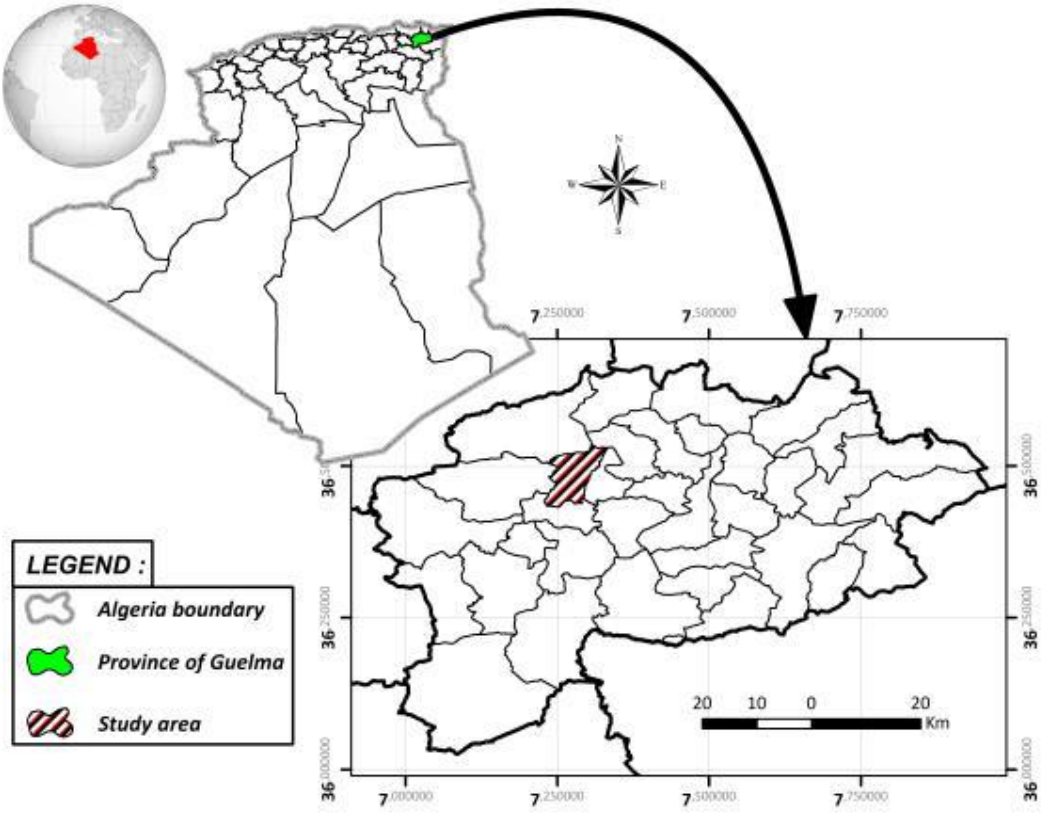


Figure 1 : Localisation géographique de la zone d'étude

1.2. Contexte géologique

La région de Hammam Meskoutine s'inscrit dans l'aquifère épi tellien (Bétier et al., 1937), structuré par la poussée sud de la chaîne du Djebel Debagh sur un substratum calcaire crétacé (Mansouri, 2009). Quatre principales unités géologiques composent la zone : (1) des schistes crétacés (Barrémien à Cénomanien) en bordure orientale de la plaine, (2) des flyschs de l'Éocène supérieur et de l'Oligocène formés de grès et d'argile numidienne, (3) des dépôts miocènes à matrice rouge contenant des galets de grès et calcaire, et (4) des formations quaternaires marines et continentales incluant sable, alluvions et terres rouges.

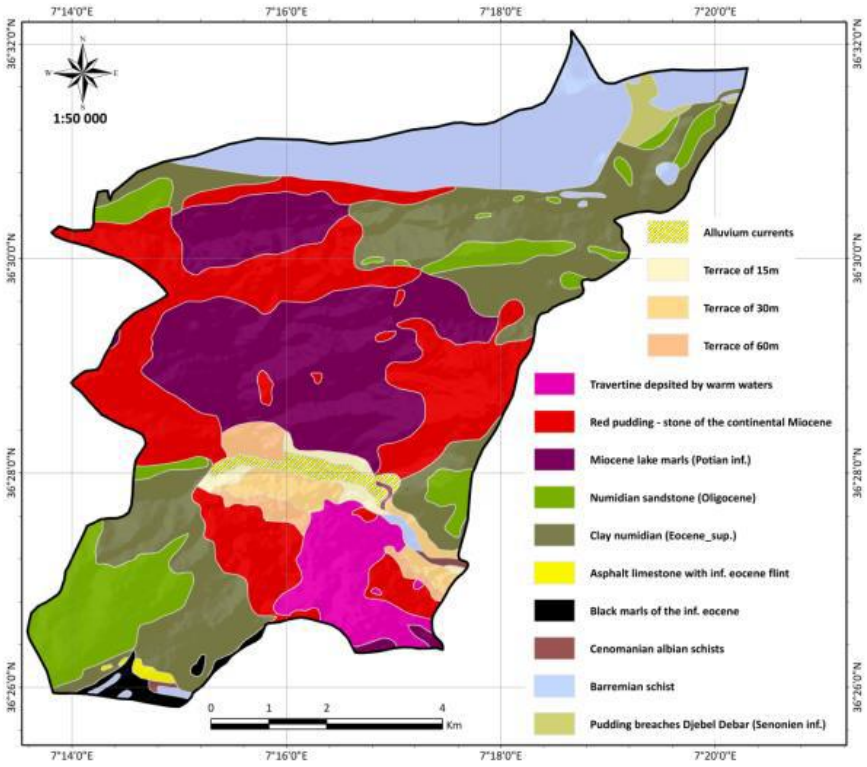


Figure 2 : Carte géologique de la zone d'étude

1.3. Contexte hydrogéologique

La région de Hammam Meskoutine repose sur trois principaux aquifères : (1) un aquifère superficiel contenu dans les formations alluviales du Mio-Plio-Quaternaire ; (2) un aquifère intermédiaire situé dans les formations oligocènes, composées de poudingues rouges et de grès numidien ; (3) un aquifère profond logé dans les carbonates crétacés, qui constitue le réservoir principal des sources thermo-minérales de la zone étudiée.

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. Échantillonnage et techniques analytiques

Cette étude vise à évaluer la qualité des eaux thermo-minérales à des fins d'irrigation à partir de dix sources chaudes localisées dans la région de Hammam Meskoutine. Les prélèvements d'eau ont été réalisés durant deux périodes distinctes, correspondant aux principales variations saisonnières.

Les coordonnées géographiques des différents points de prélèvement ont été relevées à l'aide d'un récepteur GPS Garmin Wap (modèle 62 STC 79946**)** (Figure 3).

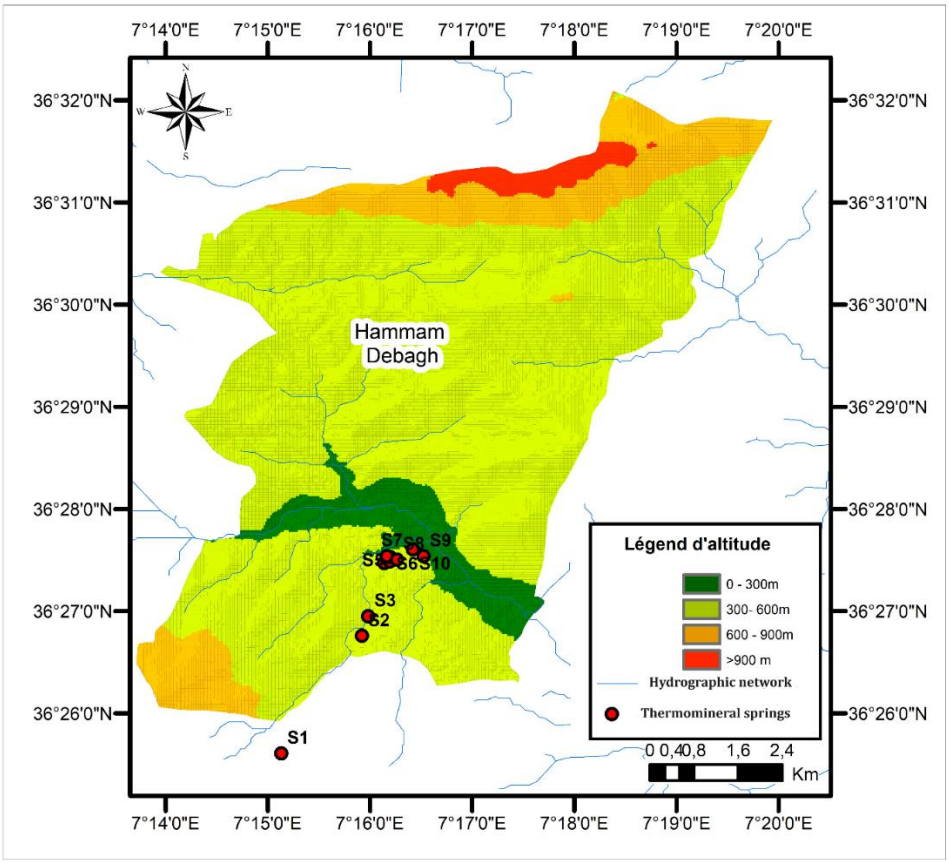


Figure 3 : localisation des points d'analyse

Les échantillons d'eau prélevés ont été conservés dans des flacons en polyéthylène, préalablement lavés à l'eau distillée, puis rincés avec l'eau à analyser afin d'éviter toute contamination. Les échantillons ont ensuite été transportés au laboratoire central de l'ADE de la ville de Skikda, où les analyses ont été réalisées le jour même du prélèvement.

Les paramètres physico-chimiques mesurés comprennent :

- Cations : calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), sodium (Na^{+}) et potassium (K^{+})
- Anions : sulfate (SO_4^{2-}), chlorure (Cl^{-}) et bicarbonate (HCO_3^{-})

Les paramètres physiques de l'eau (température, pH et conductivité électrique) ont été mesurés in situ à l'aide d'un appareil multi paramètre de type Consort C 65.

Pour ce qui est des éléments majeurs, la teneur en chlorures a été déterminée par la méthode de Mohr, en milieu neutre, à l'aide d'une solution standard de nitrate d'argent en présence de chromate de potassium comme indicateur (Rodier, 2009). Les bicarbonates, le calcium et le magnésium ont été analysés par **titrimétrie**, selon une méthode colorimétrique. Le **sodium et le potassium**, quant à eux, ont été dosés par **spectrophotométrie d'absorption atomique** (Malek et al., 2019).

Les résultats des analyses chimiques des eaux de sources thermo-minérales de Hammam Meskoutine durant les deux compagnes de prélèvements sont présentés (Tableau 1).

Tableau 1 : Résultats de l'analyse de la qualité des eaux de sources thermo-minérales dans la zone d'étude

		pH	CE µs/cm	Salinité g/l	Na^{+2} mg/l	Mg^{+2} mg/l	Ca^{+2} mg/l	K mg/l	Cl^{-} mg/l	HCO^{-}_{3} mg/l	SO^{-}_{4} mg/l
Hautes eaux	**Moy**	6.70	2008.7	0.9	183,69	299,1	226,7	99,512	127,8	226,9	289,88
	Min	6.01	810	0.1	114	214	78	60,89	35,5	190	143
	Max	7,51	2360	1.1	260	366	260	173,9	177,5	280	440,23
	Ecartype	0.49	434.01	0.28	44,89	53,12	53,37	37,09	50,98	30,58	99,59
Basses eaux	**Moy**	6.99	1813	0.83	199,68	394,20	206,80	104,78	123,51	601,00	442,54
	Min	6.74	733	0.1	128,7	225	75	58,11	42,6	300	165,21
	Max	7.58	2200	1	273,56	804	260	188,76	170,3	900	600
	Ecartype	0.26	404.98	0.26	46,82	162,50	66,95	38,92	36,53	159,13	130,16

2.2. Évaluation de l'aptitude des eaux souterraines à l'irrigation

Au cours des dernières années, l'Indice de Qualité de l'Eau d'Irrigation (IWQI) a été largement utilisé pour évaluer l'aptitude des eaux souterraines à des fins agricoles (Simsek & Gunduz, 2007). Cet indice constitue un outil précieux permettant de synthétiser et de communiquer de manière claire l'état global de la qualité de l'eau destinée à l'irrigation.

La qualité de cette eau dépend fortement de la nature et de la concentration des sels dissous, qui proviennent à la fois de sources naturelles (altération des roches et des sols) et de sources anthropiques (rejets industriels, pratiques agricoles). Une fois présents dans l'environnement, ces sels suivent le trajet des eaux souterraines, influençant leur composition chimique au fil du temps (Todd & Mays, 2005 ; Ayers & Westcot, 1985). Il est généralement admis que les problèmes liés à la qualité de l'eau d'irrigation varient selon leur nature et leur gravité, en fonction de plusieurs facteurs : la nature du sol, le type de culture, le climat régional et les pratiques agricoles. Ces contraintes peuvent être regroupées en quatre grandes catégories :

1. Le risque de salinité,
2. L'indice de sodicité,
3. La toxicité liée à certains ions spécifiques,

4. Divers autres effets, notamment ceux liés à la concentration en bicarbonates (Simsek & Gunduz, 2007).

Risque de salinité

L'évaluation du risque de salinité des eaux d'irrigation repose principalement sur la mesure de la conductivité électrique (CE), qui reflète la concentration totale en sels dissous (Burger et al., 2003). Cette propriété physique est directement liée à la quantité d'ions présents dans l'eau, et constitue l'un des paramètres les plus déterminants pour juger de l'impact potentiel de l'eau sur les cultures.

Selon la classification proposée par Richards (1954), les eaux sont regroupées en quatre classes selon leur niveau de conductivité électrique. Plus la CE est élevée, plus le pouvoir osmotique de l'eau augmente, ce qui réduit la capacité des plantes à absorber l'eau disponible dans le sol. Cette situation peut engendrer un stress hydrique physiologique, même lorsque le sol paraît visuellement humide, car les plantes ne peuvent absorber que l'eau exempte de sels (Hosseinifard et al.,2015).

La salinité constitue donc un facteur limitant majeur en irrigation, surtout dans les zones semi-arides et arides, où les pertes d'eau par évaporation renforcent l'accumulation des sels. Pour cette raison, l'analyse de la CE souvent complétée par la mesure des solides dissous totaux (TDS) est couramment utilisée pour estimer le niveau de salinité de l'eau. En pratique, les eaux ayant une conductivité inférieure à 700 µS/cm sont généralement considérées comme adaptées à l'irrigation sans risque notable pour les cultures (Ayers & Westcot, 1999).

Indice de sodicité

Le rapport d'absorption du sodium (SAR) constitue un indicateur clé pour évaluer le risque alcalin lié à l'usage des eaux en irrigation. Il est considéré comme une mesure plus précise que la simple concentration en sodium, car il tient compte de l'équilibre entre le sodium (Na^{+}), le calcium (Ca^{2+}) et le magnésium (Mg^{2+}), et reflète leur interaction avec la structure du sol (Todd, 1980).

En effet, une teneur excessive en sodium, relativement au calcium et au magnésium, peut provoquer la dispersion des argiles et réduire la perméabilité du sol, entravant ainsi l'infiltration et la circulation de l'eau. Cette situation compromet l'approvisionnement hydrique des cultures et peut entraîner une dégradation progressive de la structure du sol, notamment dans les sols argileux.

Le SAR s'avère particulièrement utile pour anticiper les effets du sodium dans des eaux à forteteneur en carbonates, même en l'absence d'alcalinité résiduelle. Il permet d'évaluer le déséquilibre ionique pouvant conduire à l'accumulation de sodium échangeable sur les complexes argilo-humiques formule (1).

$$SAR = \frac{Na^{+}}{\sqrt{\frac{(Ca^{+2}+Mg^{+2})}{2}}} (1)$$

Où les concentrations des ions sont exprimées en méq/L (milliéquivalents par litre).

Toxicité ionique spécifique

Sodium (Na^+)

Les ions sodium (Na^+) et chlorure (Cl^-), fréquemment présents dans les eaux d'irrigation, peuvent avoir des effets phytotoxiques significatifs, particulièrement sur les cultures sensibles. Ces effets dépendent non seulement des concentrations ioniques, mais également de la durée d'exposition, de la nature du sol, du type de culture et des conditions climatiques (Simsek & Gunduz, 2007).

La toxicité du sodium est souvent plus difficile à détecter que celle des autres ions. Elle se manifeste par des brûlures foliaires, un dessèchement des bords des feuilles et des nécroses progressives du limbe, mais ces signes peuvent être facilement confondus avec ceux d'autres stress abiotiques (Simsek & Gunduz, 2007). Sur le plan édaphique, une forte concentration en sodium entraîne le gonflement des particules argileuses (Derradji et al., 2004), provoquant leur dispersion et une réduction de la porosité. Il en résulte une diminution de la perméabilité et de l'aération des sols, entravant l'infiltration de l'eau et nuisant au développement racinaire (Hedjal et al., 2018 ; Hadj-Said, 2007).

Chlorure (Cl^-)

Quant au chlorure, sa toxicité est généralement plus rapide et plus visible. Elle se traduit par des brûlures et des nécroses foliaires, débutant souvent à l'extrémité des feuilles avant de s'étendre vers l'intérieur du limbe (Simsek & Gunduz, 2007). La présence de chlorures dans l'eau est principalement attribuée à la dissolution de minéraux halogénés, tels que le sel gemme. Pour estimer le risque phytotoxique lié au Cl^-, Bouaroudj (2014) et Guasmi (2013) proposent la classification suivante :

- $Cl^- < 4$ meq/L : absence de toxicité,
- $4 < Cl^- < 10$ meq/L : toxicité modérée,
- $Cl^- > 10$ meq/L : toxicité sévère.

Cette grille d'évaluation permet d'identifier rapidement les eaux potentiellement nuisibles pour les cultures les plus sensibles aux chlorures.

Effets divers

Bicarbonate (HCO_3^-)

L'alcalinité d'une eau correspond à sa capacité à neutraliser un acide ajouté. Elle est principalement assurée par les ions carbonate (CO_3^{2-}) et bicarbonate (HCO_3^-), qui sont les principaux contributeurs aux valeurs élevées du pH, souvent supérieures à 8,5.

Des concentrations élevées en carbonates et bicarbonates peuvent provoquer la précipitation du calcium et du magnésium sous forme de composés insolubles (comme le carbonate de calcium), ce qui réduit leur disponibilité dans la solution du sol. Ce processus favorise une accumulation relative du

sodium (Na^+) en tant qu'ion majoritaire, augmentant ainsi le risque de sodicité et de dégradation structurale des sols (Simsek & Gunduz, 2007).

2.3. Évaluation de la qualité de l'eau d'irrigation à l'aide du modèle IWQI

L'Indice de Qualité de l'Eau d'Irrigation (IWQI), développé par Meireles et al. (2010), a été appliqué aux données recueillies et intégré à un système d'information géographique (SIG) afin de produire une cartographie de la qualité des eaux thermo-minérales à des fins agricoles. Cette approche repose sur la sélection de paramètres physico-chimiques jugés pertinents pour l'irrigation, suivie de l'attribution de valeurs de qualité (qi) et de poids relatifs (wi) à chacun d'eux. Les valeurs qi, exprimées sous forme d'indices sans dimension, reflètent la conformité des paramètres aux normes d'irrigation, selon les recommandations de l'University of California Committee of Consultants (UCCC, 1974) et les critères proposés par Ayers et Westcot (1999). Ainsi, plus la valeur de qi est élevée, la qualité de l'eau meilleure est pour l'irrigation. Ce système de pondération permet une évaluation intégrée et synthétique de la qualité des eaux, tout en tenant compte de l'importance relative de chaque paramètre dans l'équilibre hydrique et chimique du sol.

Tableau 2 : Valeurs limites des paramètres pour les mesures de qualité (qi)
(Ayers et Westcot, 1999).

qi	C E (µS/cm)	SAR (meq/l)1/2	Na^+	Cl^-	HCO^-_3
			(meq/l)		
85-100	200 ≤ EC < 750	SAR < 3	2 ≤ Na < 3	Cl < 4	1 ≤ HCO3 < 1.5
60-85	750 ≤ EC < 1500	3 ≤ SAR < 6	3 ≤ Na < 6	4 ≤ Cl < 7	1.5 ≤ HCO3 < 4.5
35-60	1500≤EC<3000	6≤SAR<12	6 ≤ Na < 9	7 ≤ Cl < 10	4.5 ≤ HCO3 < 8.5
0-35	EC<200orEC≥3000	SAR≥12	Na < 2 or Na ≥ 9	Cl ≥ 10	HCO3 < 1 orHCO3 ≥ 8.5

Les valeurs de qi ont été déterminées en utilisant l'équation (2), en se basant sur les seuils de tolérance spécifiés dans le tableau (3) et les résultats des analyses de qualité de l'eau obtenus en laboratoire.

$$q_i = q_{imax} - \left[\frac{(x_{ij} - x_{inf}) * q_{iamp}}{x_{amp}}\right] (2)$$

Où qimax représente la valeur maximale de qi pour la classe ; xij est la valeur observée pour le paramètre ; xinf est la valeur correspondant à la limite inférieure de la classe à laquelle le paramètre appartient ; qiamp est l'amplitude de classe ; xamp est la classe d'amplitude à laquelle le paramètre

appartient. Pour évaluer xamp de la dernière classe de chaque paramètre, la limite supérieure a été considérée comme la valeur la plus élevée déterminée lors de l'analyse physico-chimique et chimique des échantillons d'eau. Chaque poids de paramètre utilisé dans l'IWQI a été obtenu selon Meireles et al. (2010), comme indiqué dans le tableau (4). Les valeurs wi ont été normalisées de manière à ce que leur somme soit égale à un. L'indice de qualité de l'eau d'irrigation (IWQI) a été calculé comme suit formule (3) :

$$IWQI = \sum_{i=1}^{n} q_i * W_i (3)$$

L'Indice de Qualité de l'Eau d'Irrigation (IWQI) est une mesure sans dimension variant de 0 à 100. Chaque qi représente la qualité du i^{ème} paramètre, évaluée sur une échelle de 0 à 100 en fonction de sa concentration ou de sa mesure. Le poids normalisé wi du ième paramètre est déterminé par son importance relative pour la qualité des eaux souterraines. La classification en classes basée sur l'IWQI repose sur les indices de qualité de l'eau existants, définis en tenant compte des risques potentiels tels que la salinité, la réduction de l'infiltration dans le sol, et la toxicité pour les plantes, comme documenté dans les classifications de Bernardo (1995) et Holanda et Amorim (1997). Une fois l'IWQI total calculé, les limitations quant à l'utilisation des classes d'eau sont définies selon les critères présentés dans le tableau (3).

Tableau 3 : Pondérations des paramètres de l'IWQI (Meireles et al., 2010).

Parametres	Pondération (wi)
EC	0.211
Na+	0.204
HCO3-	0.202
Cl-	0.194
SAR	0.189
Total	1.0

3. RESULTAS ET DISCUSSIONS

3.1. Risque de salinité

L'évaluation de la salinité des eaux thermo-minérales à l'aide de la conductivité électrique (CE) révèle un risque élevé de salinité durant les deux périodes d'échantillonnage. En période de hautes eaux, la CE moyenne atteint 2008,7 µS/cm, avec des valeurs comprises entre 810 et 2360 µS/cm. Durant les basses eaux, la CE moyenne reste élevée à 1813 µS/cm, avec des valeurs variantes entre 733 et 2200 µS/cm (Tableau 1, Figure 4), ce qui confirme un risque salin significatif. Ces résultats suggèrent que l'utilisation de ces eaux pour l'irrigation nécessite des précautions techniques, telles que le choix de cultures tolérantes au sel, un drainage efficace, et la mise en œuvre de pratiques de lessivage pour éviter l'accumulation des sels dans les sols, en particulier ceux à texture argileuse ou à faible perméabilité (Ayers & Westcot, 1999 ; Richards, 1954).

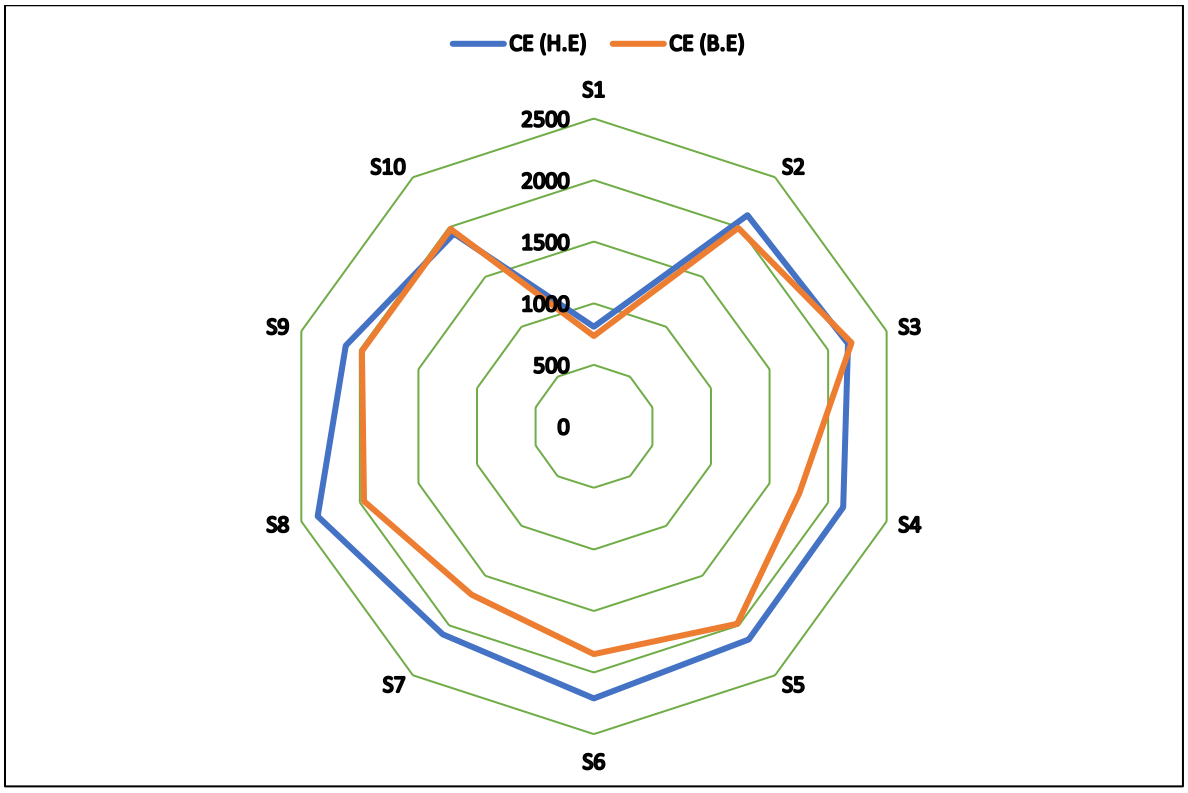


Figure 4 : évolution spatiotemporelle de la conductivité électrique

3.2. Indice de sodicité

L'évaluation du Sodium Adsorption Ratio (SAR) des eaux thermo-minérales de Hammam Meskoutine met en évidence une variabilité saisonnière marquée entre les périodes de hautes et basses eaux (Figure 5). Les valeurs enregistrées au cours de la période de basses eaux sont globalement plus élevées, variant de 6,90 à 18,94, traduisant un risque modéré à élever de sodicité. Cette tendance pourrait être attribuée à une concentration accrue du sodium liée à une évaporation plus intense et à une contribution plus importante des apports géothermiques. En période de hautes eaux, les valeurs de SAR fluctuent entre 6,90 et 12,42, indiquant une légère amélioration de la qualité des eaux d'irrigation en raison de la dilution par les précipitations. Toutefois, selon les normes établies par Ayers et Westcot (1999), ces eaux, particulièrement celles dépassant un SAR de 9, présentent un risque de dispersion des particules argileuses, de réduction de la perméabilité du sol et de dégradation des propriétés physiques du sol. Leur utilisation en irrigation nécessite donc des précautions, telles que le lessivage des sols, l'application de gypse, et la sélection de cultures tolérantes à la sodicité, notamment dans les sols à texture fine ou faible perméabilité.

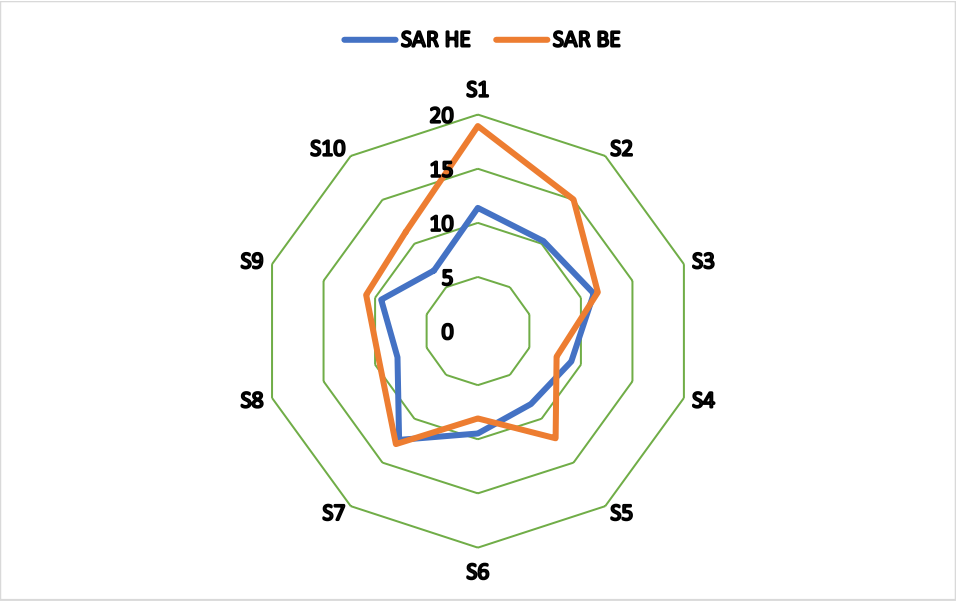


Figure 5 : évolution spatiotemporelle du SAR

3.3. Toxicité ionique spécifique

L'analyse comparative des concentrations en sodium (Na^+) et en chlorures (Cl^-) dans les eaux thermo-minérales de Hammam Meskoutine révèle une variation notable entre les deux périodes hydrologiques (Figure 6). En période de basses eaux, les teneurs en sodium sont généralement plus élevées, avec des valeurs allant de 128,7 à 273,56 mg/L, comparées à celles enregistrées en hautes eaux (114 à 260 mg/L).

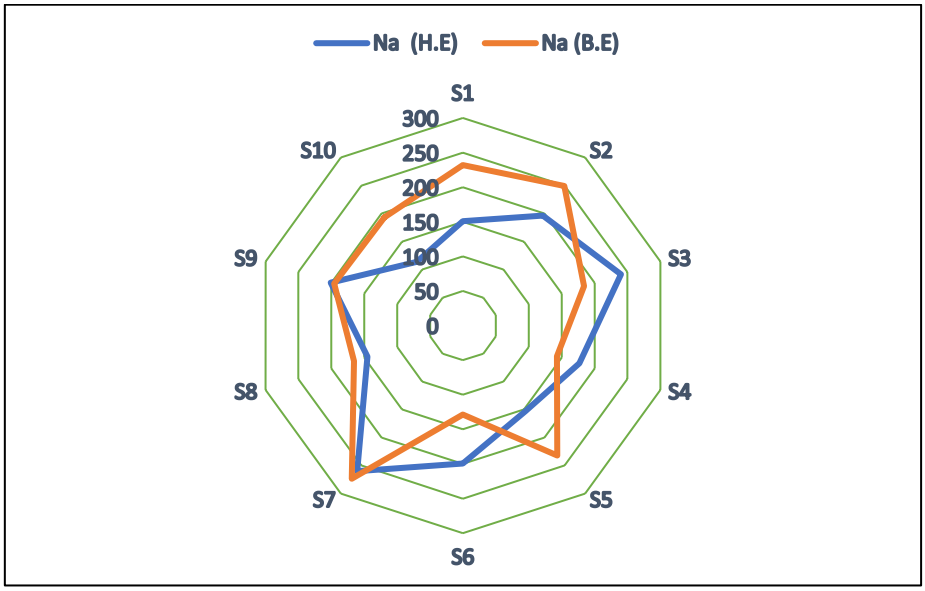


Figure 6 : évolution spatiotemporelle du sodium

De même, les concentrations en chlorures augmentent significativement durant la période sèche (Figure 7), atteignant jusqu'à 170,3 mg/L contre un maximum de 177,5 mg/L en hautes eaux, mais avec des moyennes globalement plus élevées en période de basses eaux pour plusieurs sources (S2, S3, S4, S5, S7, S9). Cette augmentation estivale peut s'expliquer par des phénomènes de

concentration dus à l'évaporation, au moindre renouvellement des eaux thermales et à une contribution accrue des circulations profondes enrichies en éléments dissous.

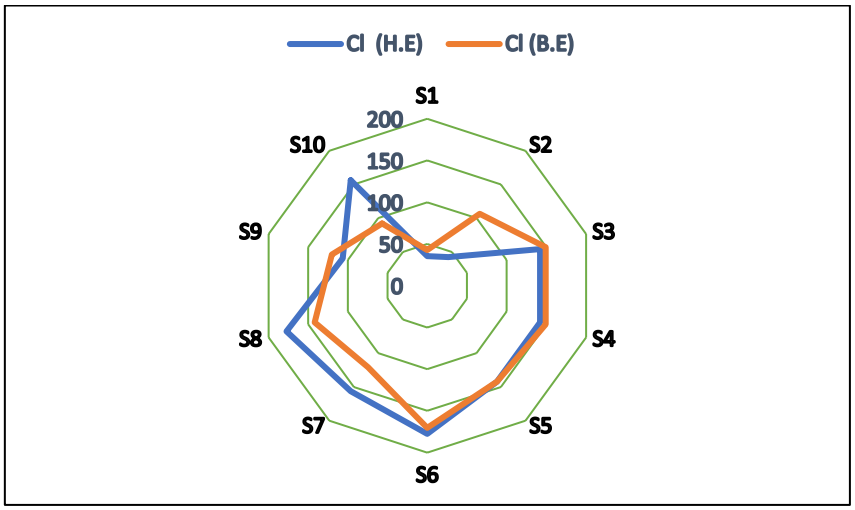


Figure 7 : évolution spatiotemporelle du chlorure

La corrélation entre sodium et chlorures suggère une origine majoritairement halogénée, liée à la dissolution des minéraux tels que l'halite (NaCl), fréquente dans les réservoirs profonds de nature évaporitique. Sur le plan agronomique, ces teneurs élevées peuvent présenter un risque de toxicité spécifique pour les cultures sensibles, notamment lorsque les concentrations dépassent 100 mg/L pour Cl^- (Bouaroudj, 2014 ; Guasmi, 2013). Ainsi, l'utilisation de ces eaux pour l'irrigation exige une surveillance rigoureuse, en particulier en période de basses eaux, afin d'éviter l'accumulation de sels dans les sols et les effets phytotoxiques.

3.4. Effets divers

L'analyse des concentrations en bicarbonates (HCO_3^-) des eaux thermo-minérales de Hammam Meskoutine montre une augmentation significative durant la période de basses eaux, avec des valeurs allant de 300 à 900 mg/L, contre 190 à 280 mg/L en période de hautes eaux. Cette élévation estivale peut être attribuée à une combinaison de facteurs hydrochimiques, notamment la concentration des solutés due à l'évaporation, une interaction accrue avec les roches carbonatées en profondeur, et un apport géothermique plus marqué. Le dégazage du CO_2 dans le réservoir thermique, favorisé par la baisse du niveau piézométrique en saison sèche, peut également enrichir l'eau en ions bicarbonates. Les teneurs les plus élevées enregistrées en basses eaux (jusqu'à 900 mg/L à la source S7) traduisent une minéralisation plus poussée, indiquant une circulation prolongée dans des formations riches en carbonates ou marquées par une activité hydrothermale intense (Figure 8). Sur le plan de la qualité pour l'irrigation, des concentrations élevées en HCO_3^- peuvent induire la précipitation du calcium et du magnésium, contribuant à l'augmentation du sodium échangeable et à la sodification des sols (Simsek & Gunduz, 2007). Ainsi, l'usage de ces eaux pendant la période sèche nécessite une attention particulière, notamment dans les sols à texture fine, où le risque de dégradation des propriétés physiques du sol est accentué.

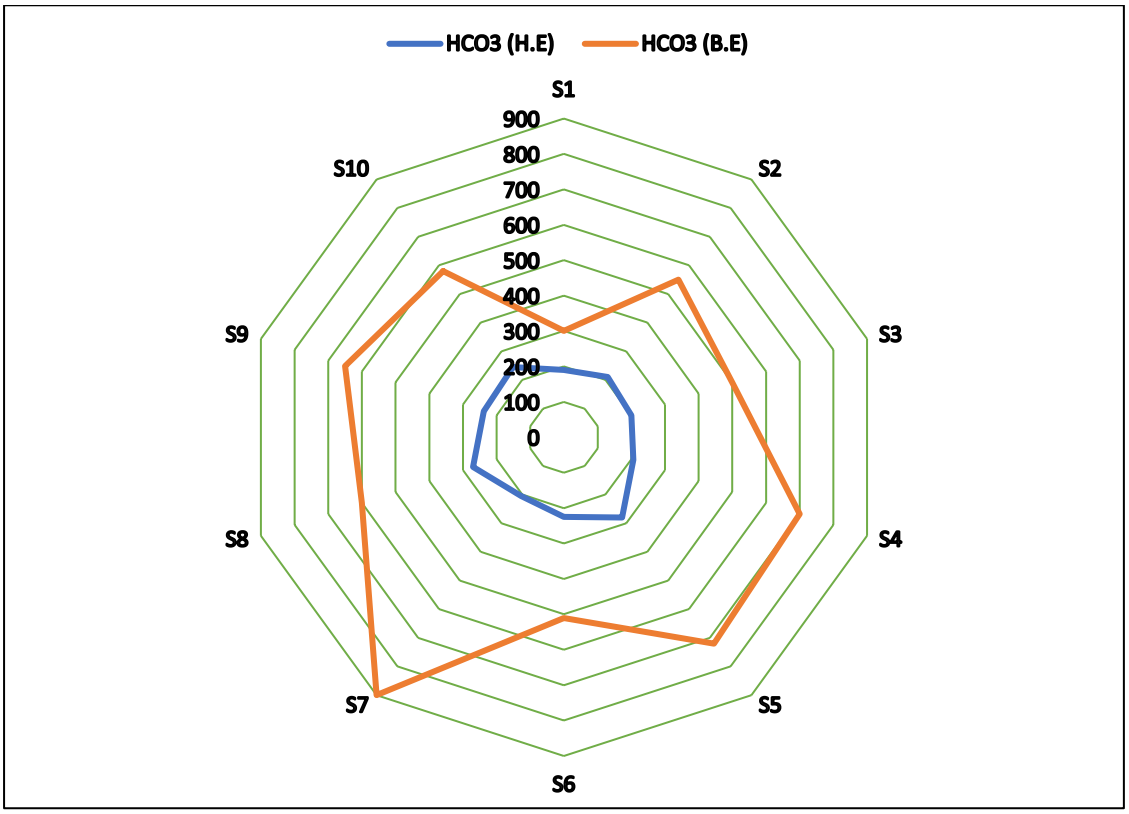


Figure 8 : évolution spatiotemporelle du bicarbonate

3.5. Discussion sur l'indice de qualité des eaux d'irrigation (IWQI)

L'analyse de l'Indice de Qualité des Eaux d'Irrigation (IWQI), appliqué aux eaux thermo-minérales de Hammam Meskoutine, met en évidence une dégradation globale de la qualité de l'eau en période de basses eaux par rapport aux hautes eaux (Tableau 4 et 5). Durant les hautes eaux, la majorité des sources (S1, S2, S3, S4, S5, S6, S9 et S10) présentent des valeurs d'IWQI comprises entre 59,31 et 79,6, correspondant à des classes de restriction modérée (MR) ou faible (LR) pour l'irrigation. Seules deux sources (S7 et S8) tombent dans la catégorie de restriction élevée (HR), en raison de la concentration accrue en sels dissous ou d'un déséquilibre ionique. En revanche, en période de basses eaux, une baisse notable de l'IWQI est observée pour la majorité des sources, avec des valeurs variantes entre 45,62 et 67,34, et une prédominance de la classe HR, notamment pour les sources S2, S4, S5, S6 et S7. Cette détérioration peut être attribuée à l'intensification de l'évapotranspiration, au moindre renouvellement hydrique et à la concentration des éléments dissous, en particulier le sodium et les bicarbonates, qui influencent négativement l'indice. Ces résultats confirment que les eaux de Hammam Meskoutine nécessitent une gestion différenciée selon la saison, notamment en période sèche, avec des recommandations spécifiques telles que le lessivage des sols, l'amélioration de la perméabilité ou le choix de cultures tolérantes aux sels, afin de limiter les risques de dégradation des sols et de perte de productivité agricole (Tableau 6, Figure 9).

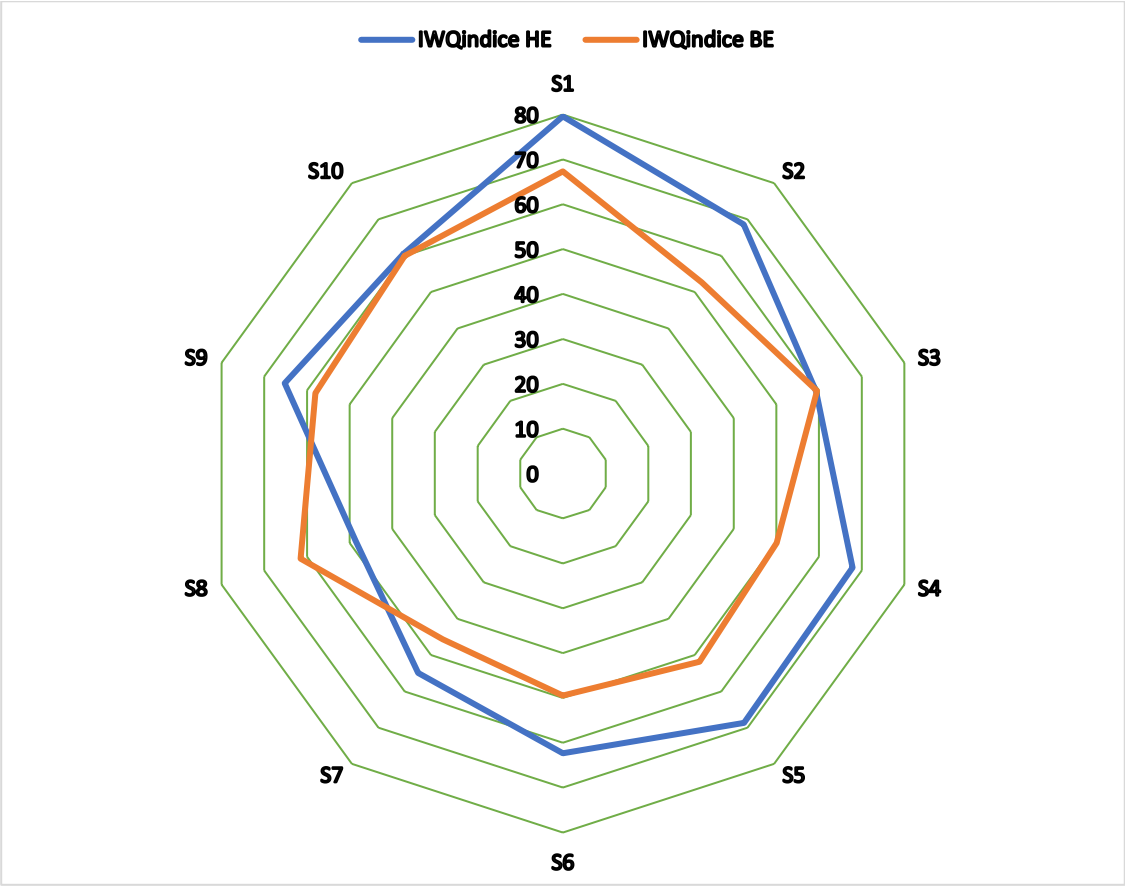


Figure 9 : évolution spatiotemporelle de l'indice de qualité des eaux d'irrigation

Tableau 4 :qi × Wi des paramètres individuels et Indice de qualité des eaux d'irrigation (IWQI) hautes eaux

Sources	q_i *W_i of EC	q_i *W_i of SAR	q_i *W_i of Na^+	q_i *W_i of Cl^-	q_i *W_i of HCO_3^-	IWQ_{indice}	Restrictions d'usage de l'eau
S1	17,51	16,96	11,27	19,40	14,45	79,60	LR
S2	10,48	17,08	7,91	19,20	13,90	68,58	MR
S3	10,30	15,68	2,68	16,48	14,18	59,31	MR
S4	10,44	17,56	9,37	16,48	14,01	67,86	MR
S5	10,41	18,62	11,13	16,48	12,01	68,65	MR
S6	10,16	16,13	7,69	14,86	13,49	62,33	MR
S7	10,59	14,43	0,00	15,83	14,04	54,89	HR
S8	9,64	0,09	11,72	14,87	12,24	48,57	HR
S9	10,48	16,56	7,58	17,46	13,13	65,21	MR
S10	11,12	6,62	14,01	15,84	12,93	60,53	MR

Tableau 5 :qi × Wi des paramètres individuels et Indice de qualité des eaux d'irrigation (IWQI) basses eaux

Sources	q_i *W_i of EC	q_i *W_i of SAR	q_i *W_i of Na^+	q_i *W_i of Cl^-	q_i *W_i of HCO_3^-	IWQ_{indice}	Restrictions d'usage de l'eau
S1	18,03	14,05	4,46	19,20	11,59	67,34	MR
S2	10,93	15,21	2,60	17,46	6,49	52,68	HR
S3	10,20	16,88	8,83	16,16	7,46	59,53	MR
S4	11,77	6,62	11,87	16,16	3,71	50,11	HR
S5	10,96	16,57	4,46	16,48	3,34	51,81	HR
S6	11,43	2,68	12,92	15,19	7,25	49,47	HR
S7	11,99	16,56	0,00	17,07	0,00	45,62	HR
S8	11,02	18,20	10,21	16,49	5,56	61,48	MR
S9	10,96	17,40	7,97	17,08	4,63	58,04	MR
S10	10,97	17,10	8,17	17,85	5,93	60,02	MR

Tableau 6 : Caractéristiques de l'Indice de Qualité de l'Eau (IWQI) (Meireles et al., 2010)

Recommendations		Restrictions d'exploitation	IWQI
Plante	Sol		
Aucun risque de toxicité pour la plupart des plantes	Peut être utilisée pour presque tous les types de sols. Faible risque de salinité ou sodicité.	Aucune restriction (NR)	85-100
Risque élevé pour les plantes sensibles au sel	Recommandée pour sols à texture légère ou perméabilité modérée avec lessivage des sels. À éviter sur sols argileux.	Faible restriction (LR)	70-85
Plantes à tolérance modérée aux sels	Préférable pour sols à perméabilité moyenne à élevée. Un lessivage modéré est fortement conseillé.	Restriction modérée (MR)	55-70
À utiliser pour plantes à tolérance modérée à élevée avec pratiques de contrôle de salinité	Utilisable sur sols très perméables sans couche compacte. Nécessite irrigation fréquente si CE > 2000 µS/cm et SAR > 7,0.	Forte restriction (HR)	40-55
Uniquement pour plantes très tolérantes au sel	À éviter en conditions normales. Utilisation ponctuelle possible. En cas de faible Na, Cl, HCO_3 et SAR élevé : application de gypse recommandée.	Restriction sévère (SR)	0-40

4. CONCLUSION

L'évaluation globale de la qualité des eaux thermo-minérales de Hammam Meskoutine, dans le nord-est de l'Algérie, a permis de mettre en évidence des variations significatives selon les saisons hydrologiques (hautes et basses eaux). Les analyses physico-chimiques ont révélé des concentrations variables en sodium, chlorures, bicarbonates, calcium et magnésium, influencées par des phénomènes naturels tels que l'évaporation estivale, la minéralisation géothermale et la dynamique hydrogéologique du système aquifère.

Les valeurs du SAR ont mis en évidence un risque modéré à élevé de sodicité, particulièrement en période de basses eaux, avec un impact potentiel sur la perméabilité des sols et la structure physique, notamment dans les sols argileux. L'accumulation de bicarbonates et la dominance du sodium observées durant cette période accentuent également ce risque.

L'application de l'indice de qualité des eaux d'irrigation (IWQI) a permis de synthétiser l'ensemble des données en un indicateur intégré. Les résultats montrent que si certaines sources restent adaptées à l'irrigation avec des restrictions faibles à modérées en période de hautes eaux, la majorité présentent des restrictions modérées à sévères durant les basses eaux, nécessitant des précautions d'usage (lessivage des sols, amélioration du drainage, sélection de cultures tolérantes au sel).

En conclusion, bien que les eaux thermo-minérales de Hammam Meskoutine puissent être utilisées à des fins d'irrigation dans des conditions contrôlées, leur qualité est fortement influencée par la saisonnalité. Une gestion raisonnée, tenant compte des spécificités hydrochimiques et des besoins agronomiques, s'avère indispensable pour éviter la salinisation des sols et préserver leur productivité à long terme.

REFERENCES

Aghazadeh N., Derakhshan Z., & Feizi Z. (2023). Assessment of groundwater quality using IWQI in arid and semi-arid regions. Environmental Earth Sciences, 82, 239.

Ayers R.S., & Westcot D.W. (1985). Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 29 (Rev.1). Rome: FAO.

Ayers R.S., & Westcot D.W. (1999). Water Quality for Agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 29, Rev. 1, Rome: FAO.

Bashir M.A., Khan M.S., & Hussain M. (2023). Evaluating irrigation water quality using hydrochemical indices and multivariate analysis. Agricultural Water Management, 284, 108313.

Benamara A., Hedjal S., Bouguerra H., & Salah E.T. (2022). Hydrochemical assessment of the quality of thermal mineral water for irrigation: The case of Hammam Meskoutine (Northeast Algeria). Acta hydrotechnica, 35(62), 19-32.

Benamara A., Kherici-Bousnoubra H., & Bouabdallah F. (2017). Thermo-mineral waters of Hammam Meskoutine (north-east Algeria): Composition and origin of mineralization. Journal of Water and Land Development, 34(1), 47.

Bernardo S. (1995). Manual of Irrigation. 4th ed., Vicosa: UFV, 488p.

Bouaroudj S., & Kadem D. (2014). Evaluation de la qualité d'eau d'irrigation des oueds : Rhumel et Boumerzoug (Constantine). Revue scientifique et technique. LJEE, (24-25), 35–44.

Bouderbala A., Takarli B., & Chaffai H. (2020). Assessment of irrigation water quality in semi-arid regions of Algeria using a GIS-based approach. Journal of African Earth Sciences, 162, 103679.

Burger J., Gochfeld M., & Powers C.W. (2003). Assessing ecological and human health risk at hazardous waste sites in the absence of federal standards: New Jersey case studies. Environmental Research, 91(1), 18–33.

Bétier M., Savornin M.M., Dalloni, & Bouillon M. (1937). Carte géologique de l'Algérie, Feuille no.75 Hammam Debagh. Échelle 1/50000. Service géologique de l'Algérie.

Derradji F., Kherici N., Romeo M., & Caruba R. (2004). Aptitude des eaux de la vallée de la Seybouse à l'irrigation (Nord-Est algérien). Science et changements planétaires/Sécheresse, 15(4), 353–360.

Guasmi I., Hadji F., & Djabri L. (2013). Water quality of Medjerda wadi used for irrigation purpose (Eastern Algeria). In: Developments in Soil Salinity Assessment and Reclamation, 701–716. Springer, Dordrecht.

Hadj-Said S. (2007). Contribution à l'étude hydrogéologique d'un aquifère en zone côtière : cas de la nappe de Guerbes. PhD Thesis, University of Annaba, 180p.

Hedjal S., Zouini D., & Benamara A. (2018). Hydrochemical assessment of water quality for irrigation: A case study of the wetland complex of Guerbes-Sanhadja, North-East of Algeria. Journal of Water and Land Development, 38, 43–52.

Holanda J.S., & Amorim J.A. (1997). Management and control salinity and irrigated agriculture water. Congresso Brasileiro de Engenharia setting, 26, Campina Grande, 137-169.

Hosseinifard S.J., & Aminiyan M.M. (2015). Hydrochemical characterization of groundwater quality for drinking and agricultural purposes: a case study in Rafsanjan Plain. Water Quality, Exposure and Health, Iran, 1–14.

Jang C.S., Lee J.H., & Lee K.S. (2022). Application of IWQI and GIS for assessing irrigation water quality in geothermally active regions. Science of the Total Environment, 834, 155204.

Malek A., Kahoul M., & Bouguerra H. (2019). Groundwater's physicochemical and bacteriological assessment: Case study of well water in the region of Sedrata, North-East of Algeria. Journal of Water and Land Development.

Mansouri Z. (2009). Les ressources en eau et gestion intégrée du bassin versant de l'oued Bouhamdane (Nord-Est Algérien). Mémoire de Magister, Université Badji Mokhtar Annaba.

Meireles A.C.M., Andrade E.M., Chaves L.C.G., Frischkorn H., & Crisóstomo L.A. (2010). A new proposal of the classification of irrigation water. Revista Ciência Agronômica, 41(3), 349–357.

Ravikumar P., & Somashekar R.K. (2021). Multivariate statistical techniques for evaluation of groundwater quality in irrigation. Environmental Monitoring and Assessment, 193, 21.

Richards L.A. (1954). Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. USDA Handbook No. 60, Washington, D.C.

Rodier J. (2009). L'Analyse de l'eau. 9e Édition, Dunod, Paris.

Simsek C., & Gunduz O. (2007). IWQ index: A tool for assessing irrigation water quality. Environmental Monitoring and Assessment, 128(1–3), 277–283.

Todd D.K. (1980). Groundwater hydrology. 2nd edn., Wiley, New York, 535p.

Todd D.K., & Mays L.W. (2005). Groundwater Hydrology. 3rd ed., John Wiley & Sons.

UCCC. (1974). Guidelines for Interpretation of Water Quality for Agriculture. University of California Committee of Consultants.

MONITORING SEASONAL WATER BODY CHANGES IN NORTHWEST ALGERIA USING SATELLITE IMAGERY

Ahcene BOUACH [*1,2] and Saadia BENMAMAR [2]
[1]Water Sciences and Environment / University of Blida 1, Blida, Algeria
[2] Research Laboratory of Water Sciences, / National Polytechnic School, Algiers, Algeria
*Corresponding author: bouach_ahcene@univ-blida.dz

Paper ID: 82

ABSTRACT

Surface water constitutes a crucial element for all life on Earth, yet it is currently experiencing alarming pressure due to population growth, expanding industrial and agricultural activities, and the impacts of climate change. The northwest region of Algeria represents one of the areas most significantly affected by surface water reduction, particularly in the vicinity of Oran, where this vital resource is undergoing concerning depletion. In this investigation, Sentinel-2 satellite imagery was employed to collect data and monitor surface water dynamics through the Normalized Difference Water Index (NDWI). The results demonstrate an alarming hydrological situation that requires urgent measures to preserve surface water resources in this region.

KEYWORDS: hydrology, surface water, remote sensing, NDWI

RÉSUMÉ

Les eaux de surface sont un élément essentiel à toute forme de vie sur Terre, mais elles subissent actuellement des pressions inquiétantes en raison de la croissance démographique, de l'expansion des activités industrielles et agricoles, et des effets du changement climatique. La région nord-ouest de l'Algérie est l'une des zones les plus touchées par la réduction des eaux de surface, en particulier aux alentours d'Oran, où cette ressource vitale est soumise à un épuisement préoccupant. Dans cette étude, des images satellitaires Sentinel-2 ont été utilisées pour collecter des données et suivre la dynamique des eaux de surface à l'aide de l'indice normalisé de différence d'eau (NDWI). Les résultats mettent en évidence une situation hydrologique alarmante qui nécessite des mesures urgentes pour préserver les ressources en eaux de surface de cette région.

1. INTRODUCTION

Surface water serves as an exceptionally important element for human civilization and natural ecosystems. It manifests naturally as rivers and lakes, or through artificial constructions such as dams (Craun, 1988). Unfortunately, this precious resource has faced critical challenges worldwide in recent decades, with surface water quantities diminishing across numerous regions. Some iconic water bodies have reached critically low levels or disappeared entirely, including Owens Lake, while others like the Aral Sea, Lake Chad, and the Dead Sea have experienced severe desiccation (Cretaux et al., 2023).

Multiple factors drive surface water depletion, including population growth, expansion of agricultural activities, and industrial development (Prigent et al., 2012; Moiseenko, 2022), compounded by climate change impacts that directly influence global water availability. Surface water resources are especially vulnerable to climate change consequences (Zou et al., 2017).

Algeria, like many nations, suffers from climate change impacts on its surface water resources, with numerous studies documenting these challenges. Northwestern Algeria represents the country's most

hydrologically sensitive region due to both anthropogenic factors (notably intensive agriculture) and natural drivers (prolonged drought periods intensified by climate change) (Merabti et al., 2023; Meddi et al., 2014; Benkesmia et al., 2023; Bouach, 2024).

This research focuses on surface water dynamics in northwestern Algeria, specifically the region surrounding Oran, which has been disproportionately affected by recent drought episodes. The investigation utilizes Sentinel-2 satellite data to calculate the NDWI for surface water identification, followed by comprehensive statistical analysis.

2. METHOD AND MATERIAL

2.1. Sentinel-2 Satellite Data and Normalized Difference Water Index Processing

The Surface water dynamics within the study area were analyzed using multitemporal Sentinel-2 Level-2A (surface reflectance) imagery from the European Space Agency's Copernicus program. Data from both Sentinel-2A (launched June 2015) and Sentinel-2B (launched March 2017) satellites were combined to achieve enhanced temporal resolution (5-day revisit at the equator), enabling detection of short-term hydrological variations.

We applied the Normalized Difference Water Index (NDWI) to delineate surface-water features. The NDWI can be computed using different band combinations (e.g., green vs. NIR or green vs. SWIR), producing alternative index variants. The index is based on the fact that water strongly absorbs energy in the near-infrared (NIR) and shortwave-infrared (SWIR) wavelengths while reflecting in the green wavelength. McFeeters (1996) originally proposed an NDWI variant inspired by the NDVI; this form is expressed as: (Ji et al., 2009):

$$NDWI = \frac{(\rho_{green} - \rho_{NIR})}{(\rho_{green} + \rho_{NIR})} \quad (1)$$

Where ρ_{green} and ρ_{NIR} are the surface reflectances of the green and NIR bands, respectively. NDWI values range from −1 to 1; values greater than 0 are generally indicative of water, while values ≤ 0 indicate non-water surfaces.

The NDWI formulation has evolved. For example, in 2004 Rogers and Kearey proposed using red and SWIR bands, and Xu (2006) introduced a green vs. SWIR variant (often referred to as the Modified NDWI, MNDWI) that reduces interference from built-up areas, vegetation and soil and tends to produce a more stable classification threshold (Ji et al., 2009; Yang et al., 2017). For these reasons, NDWI variants that use SWIR are commonly recommended for water mapping.

2.2. Study Area

The study area encompasses Oran and its southern periphery, geographically delineated by a rectangular zone extending from Douar El Baalcha and Hadjaina in the west to Ain El Bia and Ahl M'hamed in the east. This region contains several significant water bodies: Sebkha of Oran, Daiat Morsly, Gharabas, Telamine, and Rhedir El Akhal (Figure 1.b). This area ranks among Algeria's most drought-vulnerable zones due to extreme precipitation deficits (Figure 1.a), representing the lowest rainfall region in northern Algeria generally, and particularly within the northwest. For instance, during 2024, the area received less than 200 mm/year.

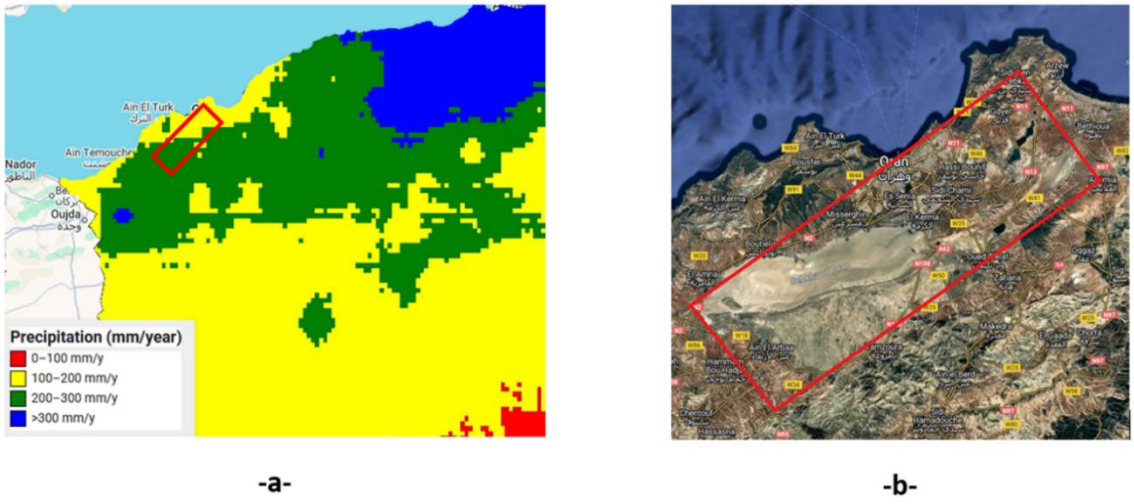


Figure 2: Study area

3. RESULTS AND INTERPRETATION

3.1. Spatial Analysis of Surface Water

The annual surface water persistence map was generated by aggregating all cloud-masked Sentinel-2 observations. For each processed scene, surface water was classified using a consistent binary threshold (NDWI > 0) applied to the NDWI calculation. These binary water masks were subsequently averaged pixel-wise across all observations, yielding a water frequency layer (0–1) where values indicate the annual proportion of time each pixel was classified as water. This methodology effectively highlights hydrologically persistent features.

Spatial analysis of the yearly surface water maps reveals that regional surface water resources have experienced progressive deterioration. Water volumes have diminished continuously year after year. Figure X illustrates the transformation from 2018 to 2024, showing that nearly all lakes have lost substantial water area. The Sebkha of Oran exemplifies a critical situation, approaching complete desiccation.

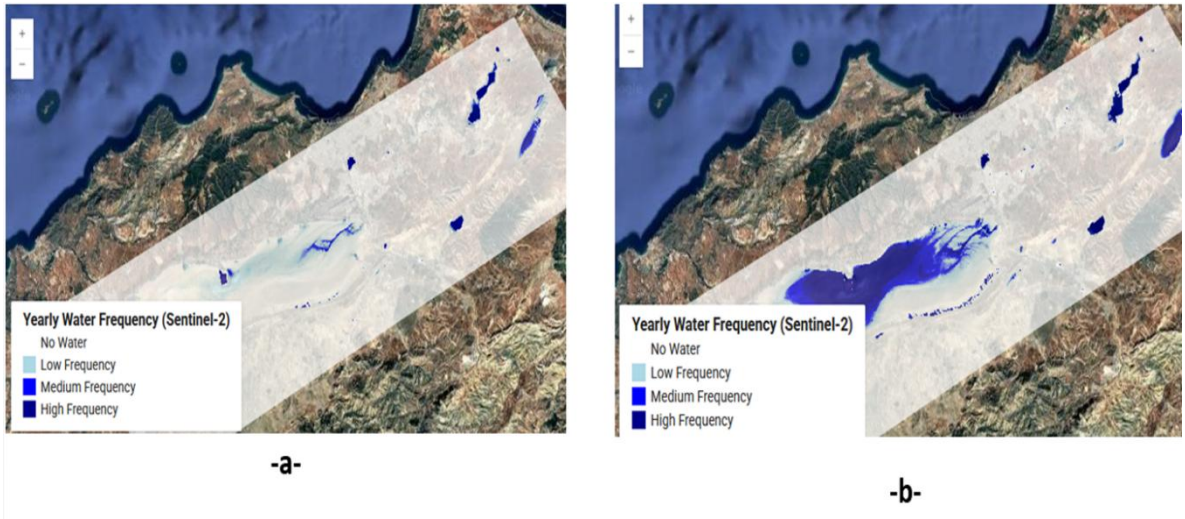


Figure 2: Generated surface water maps

3.2. Trend of Surface Water

The Monthly water surface extents were derived from median composites of cloud-free Sentinel-2 scenes for each calendar month. The NDWI (using Green and SWIR bands) was computed for each monthly composite, followed by binary water classification (NDWI > 0). Water pixels within the basin boundary were aggregated and converted to km² using pixel area scaling at the native 20 m resolution. This approach captures representative monthly water extents while minimizing transient noise and reflecting seasonal hydrological patterns.

The NDWI-derived time series exhibits a pronounced negative trend in surface water, highlighting the region's alarming hydrological status. Water bodies diminished at a rate of approximately 1.26 km²/month (Figure 3.a), equivalent to 156.24 km²/year (Figure 3.b). At this depletion rate, complete desiccation of regional lakes is imminent within coming years.

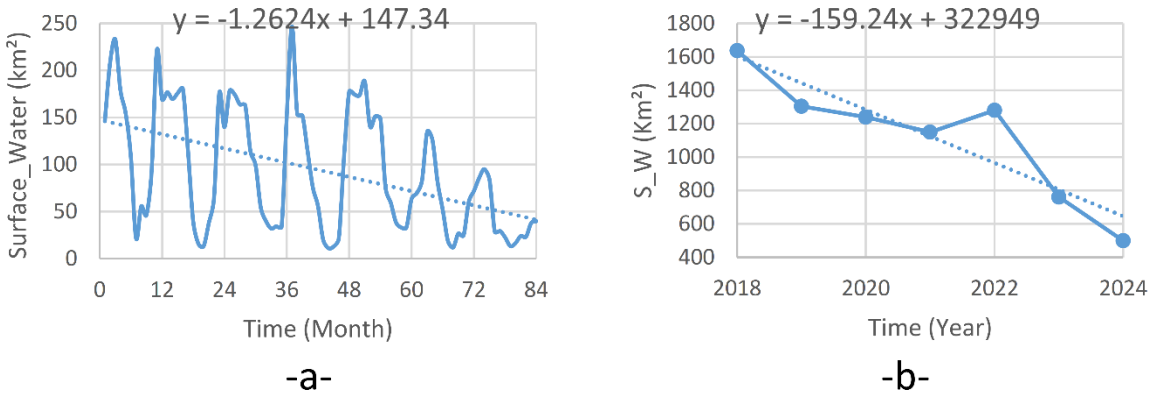


Figure 3: Statistical series of surface waters

3.3. Seasonal Impact

Monthly surface water evolution demonstrates distinct seasonal fluctuations between high-water and low-water periods. To quantify this seasonality, we calculated mean surface water values to identify high-abundance and low-abundance seasons. Statistical analysis reveals winter as the peak water season (mean: 421 km²), characterized by substantial fluctuations as confirmed by its high standard deviation (144 km²). Spring follows with a mean of 397 km² and standard deviation of 138 km², then autumn (mean: 168 km²; SD: 107 km²), and finally summer (mean: 135 km²; SD: 86 km²). These results confirm the strong seasonal behavior of these lakes. The substantial standard deviations during winter and spring indicate considerable interannual variability in water availability.

To examine surface water declines within seasonal contexts, we computed linear trends for each season independently (Figure 4). Results confirm that the two seasons containing the majority of surface water (winter and spring) are experiencing severe reductions, with negative trends of approximately 54 km²/year for winter and 53 km²/year for spring. Summer exhibits a weaker negative trend (10 km²/year), but its minimal water volume contribution means this season has limited influence on overall regional water availability.

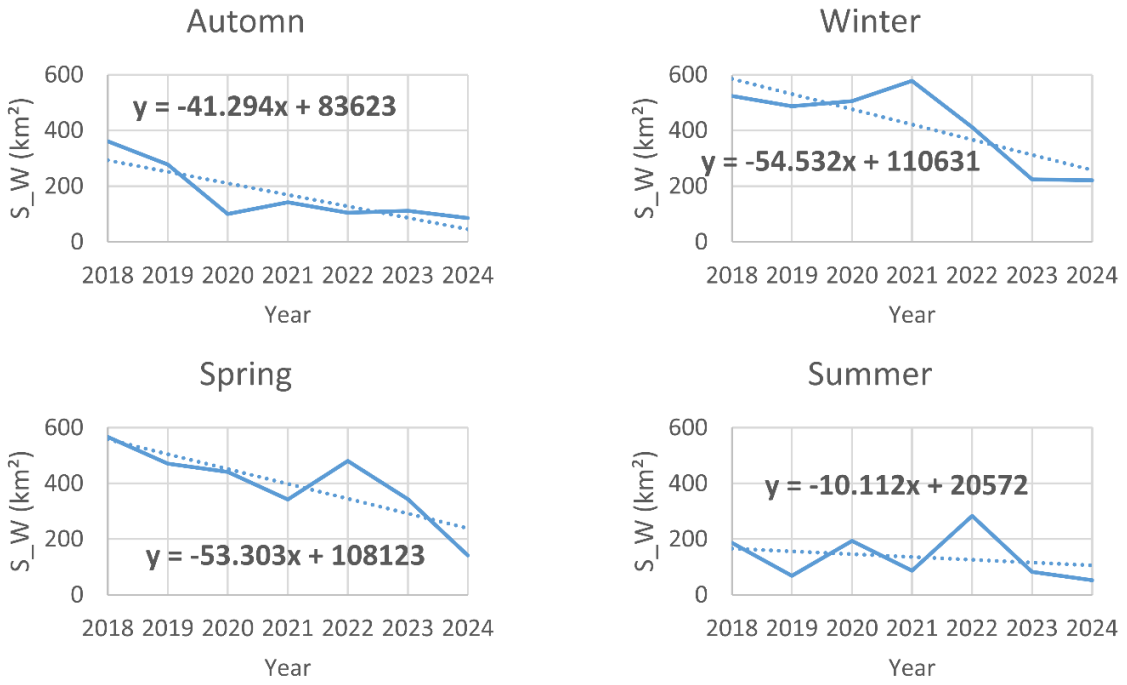


Figure 4: Seasonal trend in surface water

4. CONCLUSION

This work confirms the significant utility of remote sensing for monitoring hydrological parameters, particularly surface water dynamics, owing to its advantages in data acquisition and analysis efficiency compared to traditional methods. The study of Oran's surface water resources reveals the critical condition of natural lakes in this region, demonstrating the severe impacts of climate change, potentially compounded by anthropogenic factors. This alarming situation demands immediate attention through interventions addressing causal factors and development of technical water conservation solutions.

REFERENCES

Benkesmia, Y., Hassani, M. I., & Kessar, C. (2023). Variation of surface water extent in the great Sebkha of Oran (NW of Algeria), using Landsat data 1987–2019: Interaction of natural factors and anthropogenic impacts. Remote Sensing Applications: Society and Environment, 30, 100953.

Bouach, A. (2024). Artificial neural networks for monthly precipitation prediction in north-west Algeria: a case study in the Oranie-Chott-Chergui basin. Journal of Water and Climate Change, 15(2), 582-592.

Craun, G. F. (1988). Surface water supplies and health. Journal-American Water Works Association, 80(2), 40-52.

Cretaux, J. F., Calmant, S., Papa, F., Frappart, F., Paris, A., & Berge-Nguyen, M. (2023). Inland surface waters quantity monitored from remote sensing. Surveys in Geophysics, 44(5), 1519-1552.

Ji, L., Zhang, L., & Wylie, B. (2009). Analysis of dynamic thresholds for the normalized difference water index. Photogrammetric engineering & remote sensing, 75(11), 1307-1317.

Meddi, H., Meddi, M., & Assani, A. A. (2014). Study of drought in seven Algerian plains. Arabian Journal for Science and Engineering, 39, 339-359.

Merabti, A., Darouich, H., Paredes, P., Meddi, M., & Pereira, L. S. (2023). Assessing spatial variability and trends of droughts in eastern Algeria using SPI, RDI, PDSI, and MedPDSI—a novel drought index using the FAO56 Evapotranspiration Method. Water, 15(4), 626.

Moiseenko, T. I. (2022). Surface water under growing anthropogenic loads: from global perspectives to regional implications. Water, 14(22), 3730.

Prigent, C., Papa, F., Aires, F., Jimenez, C., Rossow, W. B., & Matthews, E. (2012). Changes in land surface water dynamics since the 1990s and relation to population pressure. geophysical research letters, 39(8).

Yang, X., Zhao, S., Qin, X., Zhao, N., & Liang, L. (2017). Mapping of urban surface water bodies from Sentinel-2 MSI imagery at 10 m resolution via NDWI-based image sharpening. Remote Sensing, 9(6), 596.

Zou ZhenHua, Z.Z., Dong JinWei, D.J., Menarguez, M.A., Xiao XiangMing, X.X., Qin YuanWei, Q.Y., Doughty, R.B., Hooker, K.V., & Hambright, K. D. (2017). Continued decrease of open surface water body area in Oklahoma during 1984–2015. Science of the Total Environment, 595, 451-460.

ASSESSMENT OF CLIMATE IMPACTS ON THE NATURAL RESOURCES OF THE MEDJERDA BASIN: TEMPORAL AND SPATIAL ANALYSIS USING REMOTE SENSING

Ahmed SKHIRI[1*], Anis BOUSSELMI[1,2], Radhouane NCIRI[2], Slaheddine KHLIFI[1]

[1] Research Unit Sustainable Management of Soil and Water Resources (GDRES), Higher School of Engineers of Medjez El Bab, University of Jendouba. Medjez El Bab 9070, Tunisia;

[2]Direction of Technology Transfer and Studies, National Institute of Field Crops, Bou Salem 8170, Tunisia.

*Auteur correspondant: ahmedskhiri2004@yahoo.fr

Paper ID: 70

ABSTRACT

The transboundary Medjerda River Watershed (MRW), located between Tunisia and Algeria, is a strategic region dominated by an important irrigated agriculture. Sustainable water management in MRW is a major challenge due to climate change, water scarcity, and anthropogenic activities. This study proposes a multi-temporal analysis of agro-climatic dynamics in the basin using satellite data for four cropping seasons (2016-2017, 2018-2019, 2021-2022, and 2023-2024). Various indicators were used to assess changes in vegetation cover, land use, and water dynamics, including the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) derived from Sentinel-2, soil moisture estimated from Sentinel-1 radar imagery, and actual evapotranspiration (ETa) obtained from the Water Productivity through Open access of Remotely sensed derived data (WaPOR), which is an FAO's portal to monitor water productivity through Open-access of remotely sensed derived data. Results show actual evapotranspiration (ETa) fluctuations between 100 and 2000 mm/year, reflecting significant heterogeneity in land use and water management. A marked NDVI decline was observed in irrigated areas, particularly during the 2021-2022 and 2023-2024 seasons, linked to variations in water supply from reservoirs. Over the 2016-2024 study period, soil moisture decreased by an average of 15% (± 5%) in non-irrigated areas due to reduced rainfall and soil degradation, and by 8% (± 3%) in irrigated areas, partially offset by irrigation. However, water restrictions during dry years (e.g., 2022-2023) limited irrigation, temporarily exacerbating soil moisture decline. The analysis also reveals strong seasonal soil moisture variability, reaching 20-30% in the wet season (November-March) in loamy soils and dropping below 10% in the dry season (June-August). These findings highlight the vulnerability of irrigated agriculture to climatic hazards and underscore the value of satellite-based approaches for operational monitoring of natural resources in this strategic basin.

KEYWORDS: Medjerda Basin, climate change, NDVI, soil moisture, AET, Sentinel-2, Sentinel-1, WaPOR, land use, irrigation.

RÉSUMÉ

Le bassin versant transfrontalier de la Medjerda (BVM), situé entre la Tunisie et l'Algérie, constitue une région stratégique dominée par une agriculture irriguée d'importance majeure. La gestion durable de l'eau dans le BVM représente un défi crucial en raison du changement climatique, de la rareté des ressources hydriques et des pressions anthropiques. Cette étude propose une analyse multi-temporelle des dynamiques agroclimatiques du bassin à partir de données satellitaires couvrant quatre campagnes agricoles (2016-2017, 2018-2019, 2021-2022 et 2023-2024). Divers indicateurs ont été mobilisés pour évaluer les évolutions de la couverture végétale, de l'occupation du sol et de la dynamique hydrique,

notamment l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) dérivé de Sentinel-2, l'humidité du sol estimée à partir des données radar de Sentinel-1, ainsi que l'évapotranspiration réelle (ETa) obtenue via la plateforme WaPOR de la FAO (Water Productivity through Open-access of Remotely sensed derived data). Les résultats mettent en évidence des fluctuations de l'ETa comprises entre 100 et 2000 mm/an, traduisant une forte hétérogénéité des usages de l'eau et des pratiques de gestion. Un déclin marqué du NDVI a été observé dans les zones irriguées, en particulier au cours des campagnes 2021-2022 et 2023-2024, en lien avec les variations de l'approvisionnement en eau des barrages. Sur la période d'étude (2016-2024), l'humidité du sol a diminué en moyenne de 15 % (± 5 %) dans les zones non irriguées, en raison de la baisse des précipitations et de la dégradation des sols, et de 8 % (± 3 %) dans les zones irriguées, tendance partiellement atténuée par l'irrigation. Toutefois, les restrictions hydriques durant les années sèches (ex. 2022-2023) ont temporairement accentué ce déficit hydrique. L'analyse révèle également une forte variabilité saisonnière de l'humidité du sol, atteignant 20 à 30 % en saison humide (novembre-mars) dans les sols limoneux, et chutant en dessous de 10 % en saison sèche (juin-août). Ces résultats soulignent la vulnérabilité de l'agriculture irriguée face aux aléas climatiques et démontrent la pertinence des approches satellitaires pour le suivi opérationnel des ressources naturelles dans ce bassin stratégique.

1. INTRODUCTION

The Medjerda River Watershed (MRW), transboundary hydro-system, spans approximately 23,000 km² across Tunisia and Algeria encompassing diverse agro-ecological zones that sustain strategic crops such as cereals, vegetables, and olives, and is considered critical for food security and rural livelihoods (Ben Ayed et al., 2022). However, the region's agricultural sustainability is increasingly threatened by climate change, which intensifies recurrent droughts, rainfall variability, and water scarcity, compounded by anthropogenic pressures such as intensified land use and population growth (Zouaoui and ElGhali, 2024; Boulmaiz et al., 2022). These challenges reduce water availability, heighten reliance on irrigation, and strain groundwater resources, posing significant risks to agricultural productivity and food security in the MRW (Zouaoui and ElGhali, 2024; Ben Ayed et al., 2022).

The research problem addressed in this study is the urgent need to quantify the impacts of climate variability on the MRW's agro-ecosystems to inform sustainable water and land management. The objectives are to evaluate spatiotemporal changes in vegetation health, soil moisture, and water use, and to identify vulnerabilities in irrigated and rainfed agricultural systems. Remote sensing provides a robust framework for such analysis, enabling spatially explicit and temporally consistent monitoring of agro-climatic dynamics through multi-source satellite data (Bartkowiak et al., 2024; Bousbih et al., 2018). This study integrates key indicators, including the NDVI from Sentinel-2, soil moisture from Sentinel-1 and the Soil Moisture Active Passive (SMAP), and ETa from FAO's WaPOR portal (Bartkowiak et al., 2024; Ramat et al., 2023), over four cropping seasons (2016–2017, 2018–2019, 2021–2022, and 2023–2024). By combining these datasets with ground-based climate observations, the research offers a comprehensive assessment of vegetation performance, water availability, and irrigation efficiency under varying climatic conditions. The scope of this study encompasses a multi-temporal and spatial analysis of the MRW, leveraging remote sensing to deliver actionable insights for adaptive management. The findings aim to guide policymakers, water managers, and farmers in developing climate-resilient strategies, such as precision irrigation, drought-tolerant crop adoption, and improved seasonal forecasting, to enhance the sustainability of this strategically critical agricultural basin.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. Study area

The MRW, located in northern Tunisia and north-eastern Algeria, is transboundary hydro-system, covering an area of approximately 23,000 km², of which 16,400 km² lie within Tunisia (Figure 1). The basin stretches diagonally from the southwest to the northeast, encompassing diverse topographical features, including plains, hills, and mountains. It is characterized by a Mediterranean climate, with wet winters and hot and dry summers.

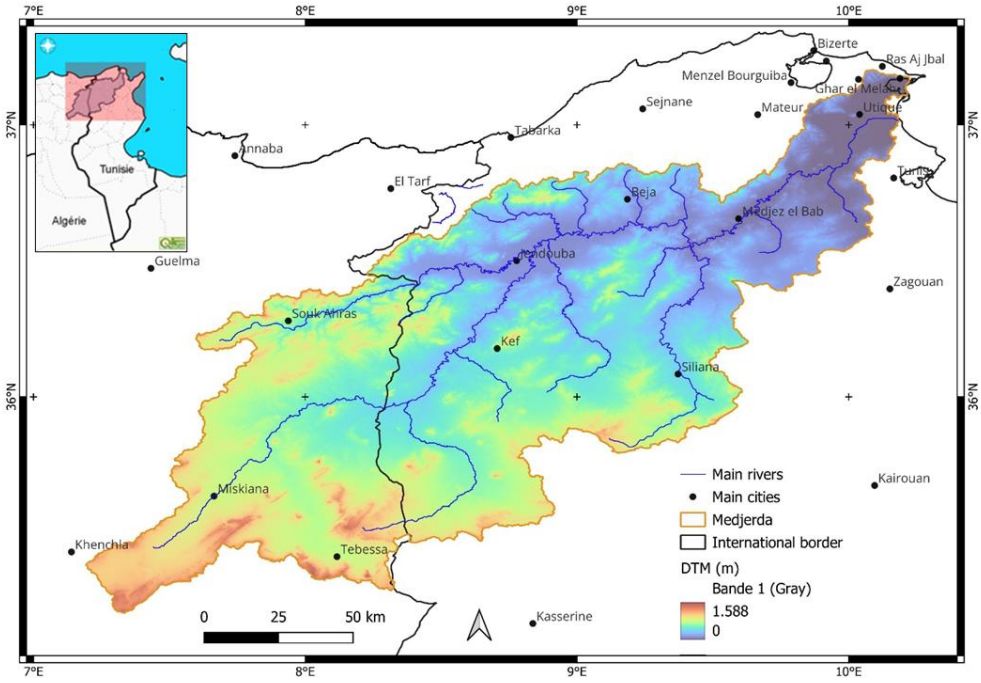


Figure 3: The location of Medjerda River Watershed

The region experiences significant climatic variability, with average annual rainfall ranging from less than 400 mm in the south to over 1,000 mm in the north (Figure 2). The Medjerda River, the main watercourse, provides nearly 38% of Tunisia's surface water resources and supports extensive agricultural activities, including irrigated areas, cereal crops, and orchards. The agricultural productivity is vital to the national economy, but it faces challenges such as water scarcity, soil degradation, and climate variability. The diverse land use, ranging from dense forests in the north to arid zones in the south, makes the MRW an ideal area for studying the spatial and temporal dynamics of evapotranspiration and its implications for water resource management.

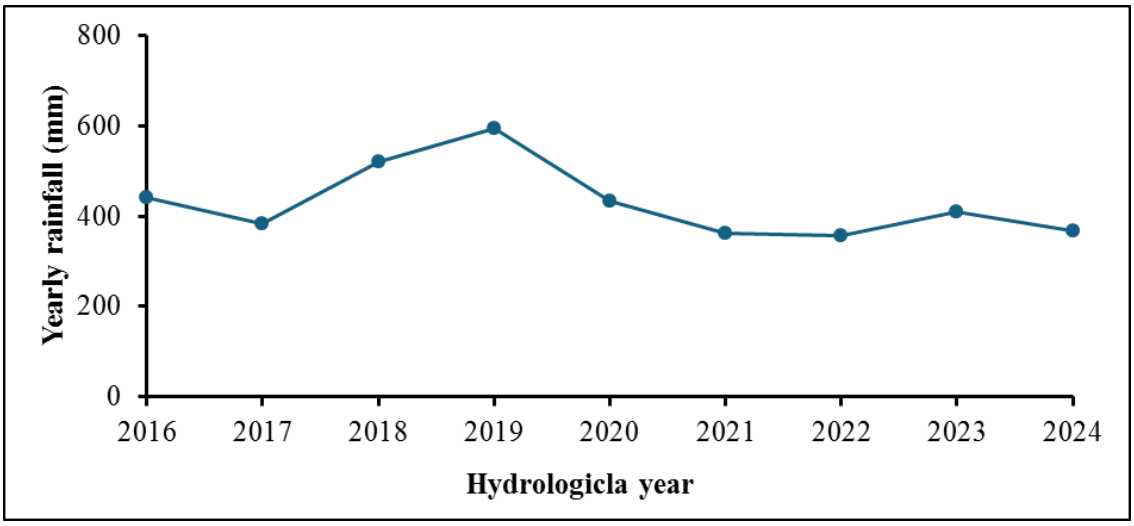


Figure 4: Temporal variability of yearly rainfall in the Medjerda River Watershed during the study period

2.2. Data source

Tableau 2: Parameter used in the study and their respective sources

Parameter	Source
NDVI	Derived from Sentinel-2 Level 2A surface reflectance images (10 m resolution) to assess vegetation health.
Soil Moisture	Estimated from Sentinel-1 VV polarization backscatter (10 m resolution) and validated with SMAP L3 data (9 km resolution).
ETa	Extracted from FAO WaPOR Level 1 datasets (250 m resolution, decadal intervals) to evaluate water consumption.
Climate Data	Rainfall and temperature from the Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data (CHIRPS) and local meteorological stations for contextual analysis.

2.3. Methodology

Data Pre-processing: Sentinel-2 images were atmospherically corrected, and Sentinel-1 data were calibrated for backscatter analysis. SMAP and WaPOR data were resampled to align with study periods;

Time-Series Analysis: Monthly and seasonal composites were generated for NDVI, ETa, and soil moisture. Anomalies were calculated relative to seasonal baselines (2016-2024).

Land Use Classification: Supervised classification distinguished irrigated and rainfed areas using Sentinel-2 imagery and ground-truth data.

Statistical Analysis: Mean, standard deviation, and spatial variability were computed using Python, Google Earth Engine (GEE), and the Quantum Geographic Information System (QGIS).

Visualization: Anomaly maps, time-series graphs, and spatial distributions were generated for NDVI, ETa, and soil moisture.

3. RESULTS AND DISCUSION

3.1. Normalized Difference Vegetation Index trends

Vegetation health peaked in 2018-2019 (mean NDVI: 0.62) but declined significantly in 2021-2022 and 2023-2024 (NDVI: 0.35 to 0.40 in irrigated areas), reflecting irrigation deficits and drought stress. Temporal profiles showed delayed greening and early senescence during drought years (Figure 3).

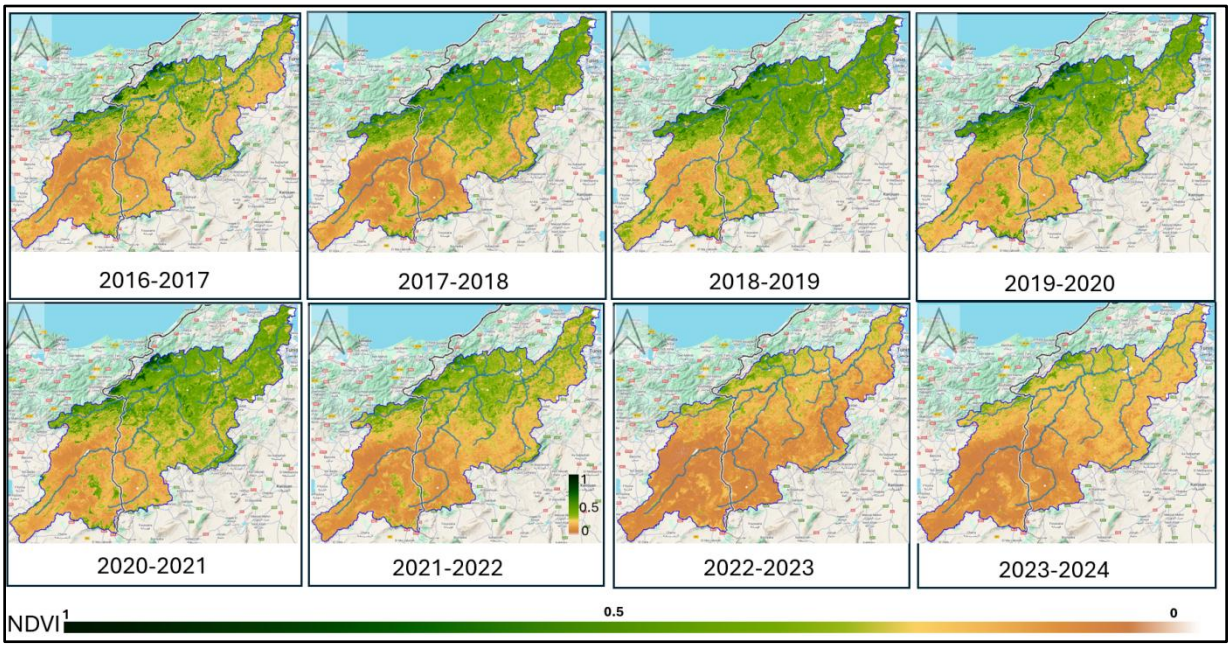


Figure 5: Spatial and temporal variation of NDVI in the Medjerda River Watershed from 2016-2017 to 2023-2024

This downward trend in NDVI indicates a progressive decline in vegetation vigor in irrigated area, likely linked to reduced irrigation water availability. These findings emphasize the need to improve water allocation strategies and promote climate-resilient cropping practices.

3.2. Actual evapotranspiration variability

ETa ranged from 120 mm in un-irrigated fallow lands to over 2000 mm in high-value vegetable fields (Figure4). The 2018-2019 season recorded the highest ETa, while 2021-2023 saw a 20 to 30% decline, particularly in downstream irrigation schemes (e.g., Sidi Salem irrigated areas).

This decline in ETa suggests a reduced capacity of crops to transpire due to water stress, highlighting a potential drop in biomass production. It also points to the growing inefficiency of irrigation systems under pressure from climatic extremes and dwindling water reserves.

3.3. Soil moisture dynamics

SMAP data indicated a 15% (5%) decline in soil moisture in rainfed areas (from 0.28 in 2016-2017 to 0.12 in 2023-2024) and an 8% (3%) decline in irrigated areas. Seasonal variability was pronounced, with 20% moisture in loamy soils during the wet season (November-March) and below 10% in the dry season (June-August). A recovery in 2024 (mean: 0.41) may reflect rainfall or irrigation water supply (Figure 5).

These patterns reveal the limited buffering capacity of soils under prolonged drought and the partial effectiveness of irrigation in sustaining moisture levels. The 2024 recovery may offer a valuable case study to evaluate the impact of emergency measures or changing management practices.

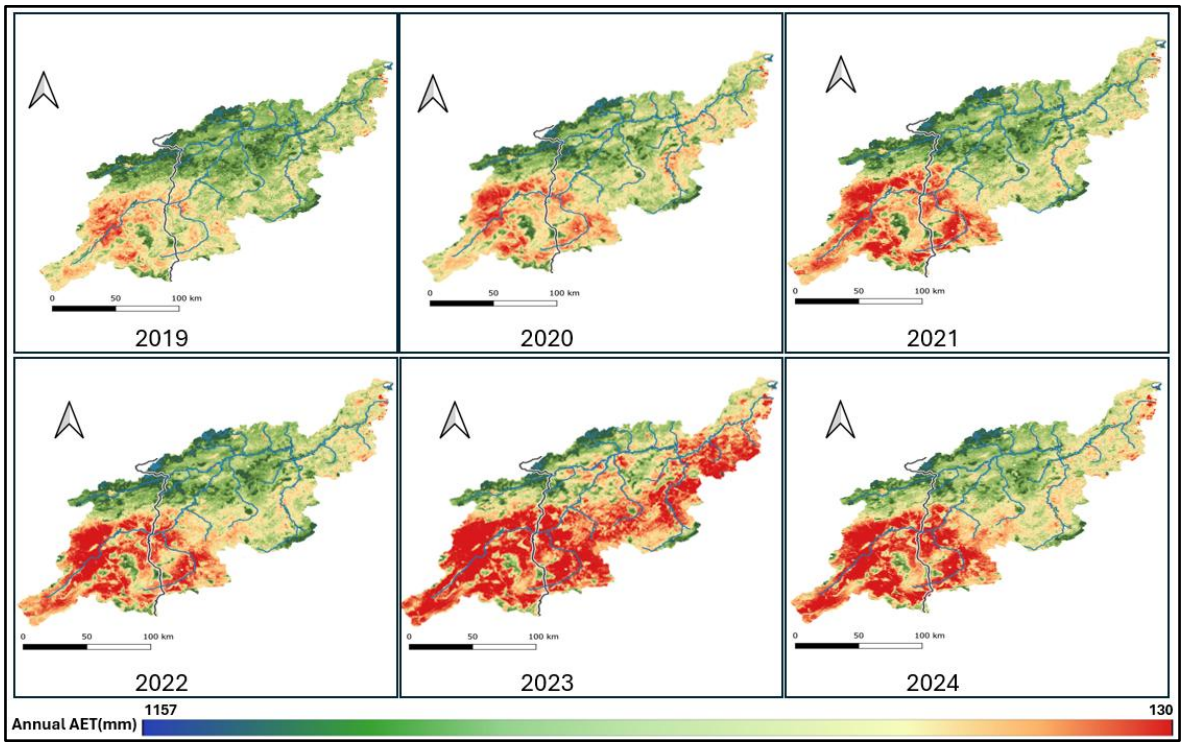


Figure 6: Spatial and temporal variation of ETa in the Medjerda River Watershed from 2016-2017 to 2023-2024

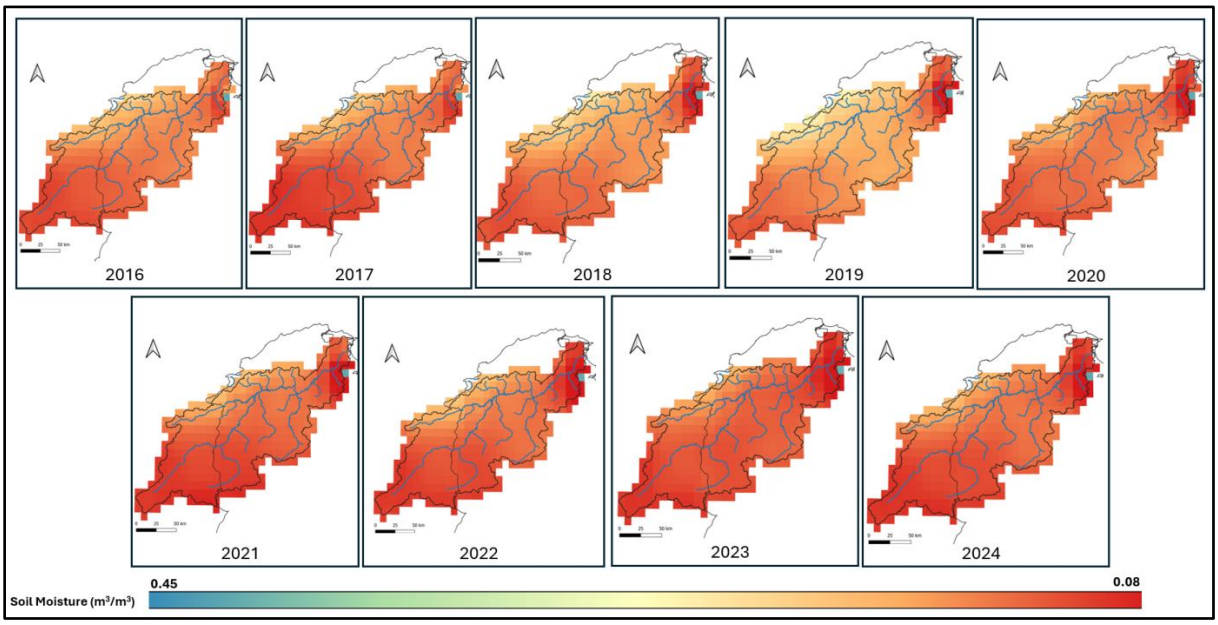


Figure 7: Spatial and temporal variation of soil moisture in the Medjerda River Watershed over the study period

4. DISCUSSION

The integrated analysis confirms climate-driven stress on MRW agro-ecosystems. NDVI and ETa declines correlate with rainfall deficits and reduced reservoir levels, while soil moisture data highlight the limited resilience of irrigation under prolonged drought. Rainfed areas are particularly vulnerable, with a 15% moisture drop signalling potential soil degradation. The sharp NDVI reduction in irrigated areas during recent seasons underscores the sensitivity of vegetation growth to fluctuations in water supply. Such vegetation stress reflects not only meteorological drought but also operational constraints in irrigation delivery systems.

The complementary nature of satellite indicators enhances assessment robustness NDVI capturessurfacevegetationdynamics, SMAPrevealssubsurfacemoisturetrends, and WaPOR quantifies water use efficiency. Their integration provides a comprehensive view of agro- climatic interactions, supporting targeted interventions. The observed ETa decline in high-value crops further reveals the deteriorating ability of irrigation to sustain evapotranspiration rates under long and severe droughts of the last ten years. This suggests growing inefficiencies in irrigation infrastructure or management under compounded drought pressure.

An unexpected soil moisture recovery in 2024 requires field validation to confirm whether it results from natural variability or policy-driven efforts. Limitations include the coarse resolution of SMAP (9 km), which may obscure local-scale dynamics, and potential uncertainties in WaPOR ET estimates under sparse vegetation. Future studies should incorporate yield data and socio-economic factors to guide adaptive management. The partial rebound in soil moisture during 2024, if confirmed, could indicate the positive impact of targeted interventions, such as supplemental irrigation or conservation agriculture. Understanding the drivers behind such recovery is essential to replicate success across the basin.

Starting in 2018, soil moisture exhibited a more pronounced and persistent decline, particularly in the downstream parts of the MRW. This trend coincides with the onset of acute and recurrent drought episodes that have characterized the basin in recent years. Notably, the lower Medjerda region was increasingly deprived of irrigation water releases from the Sidi Salem dam, one of the main reservoirs in the basin. This lack of supplemental water supply significantly affected soil moisture retention in irrigated districts, compounding the impacts of reduced rainfall. The inability to maintain sufficient moisture levels during critical crop growth periods exacerbated vegetation stress and diminished evapotranspiration, as observed in the satellite-derived indicators. These findings underscore the vulnerability of downstream irrigated systems to both climatic extremes and operational constraints in water allocation.

5. CONCLUSION

This study highlights the vulnerability of the MRW to climate change, with declining vegetation vigour, soil moisture, and evapotranspiration from 2016-2017 to 2024-2023, particularly during the 2021-2023 drought. Remote sensing proved effective for monitoring agro- climatic dynamics, offering actionable insights for irrigation planning and climate resilience. The combined analysis of NDVI, ETa, and soil moisture trends confirms that agricultural productivity in the basin is increasingly limited by water availability and inefficient irrigation. The observed signals of stress, especially in downstream and rainfed areas, call for urgent adaptation strategies and more integrated watershed-level planning. The partial recovery in 2023-2024 offers a window of opportunity to assess the effectiveness of recent interventions and to promote more resilient and adaptive agroecosystems.

Recommendations include investing in precision irrigation, drought-tolerant crops, and seasonal forecasting to enhance sustainable resource management.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors extend their appreciation to the Partnership for Research and Innovation in the Mediterranean Area (PRIMA) Program. This work was partly supported by OurMED PRIMA Program project funded by the European Union's Horizon 2020 research and innovation under grant agreement No. 2222. This work was supported by the BRIDGE programme (Building River Dialogue and Governance) of the International Union for Conservation of Nature (IUCN), funded by the Swiss Agency for Development and Cooperation (SDC).'

REFERENCES

Bartkowiak P., Ventura B., Jacob A., and Castelli M. (2024). A Copernicus-based evapotranspiration dataset at 100 m spatial resolution over four Mediterranean basins, Earth Syst. Sci. Data, 16, 4709–4734.

Ben Ayed L. Horry M., Sabbahi S. (2022). Water and sediment quality assessment of Medjerda River in Tunisia. Arabian Journal of Geosciences, 15, 463.

Boulmaiz T, Boutaghane H., Abida H., Saber M., Kantoush S.A., Tramblay Y. (2022). Exploring the Spatio-Temporal Variability of Precipitation over the Medjerda Transboundary Basin in North Africa. Water, 14(3):423.

Bousbih S., Zribi M., El Hajj M., and Fanise P. (2018). Soil Moisture and Irrigation Mapping in A Semi-Arid Region, Based on the Synergetic Use of Sentinel-1 and Sentinel-2 Data. Remote Sensing, 10(12), 1953.

Ramat G., Santi E., Paloscia S., Fontanelli G., Pettinato S., Santurri L., Lili Chabaane, Z. (2023). Remote sensing techniques for water management and climate change monitoring in drought areas: case studies in Egypt and Tunisia. European Journal of Remote Sensing, 56(1).

Zouaoui N. and ElGhali A. (2024). Evolution of Hydric Erosion in the Medjerda Catchment in Northern Tunisia and Its Impact on Soil Degradation and Plant Cover. In Ksibi et al. (Eds), Recent Advances in Environmental Science…, Springer.

THE MECHANICAL PROPERTIES OF CEMENT MORTARS CONTAINING RECYCLED PLASTIC AS A FINE AGGREGATE

Aleksey Baranov*[1], Anastasiia Malykh[1], Oleg Tereshchenko[1]
[1]Peter the Great St. Petersburg Polytechnic University, St. Petersburg, Russia
*Corresponding author. E-mail address: baranov_ao@spbstu.ru

Paper ID: 66

ABSTRACT

The trend towards recycling has become widespread and has had an impact on many industries and technologies, including the use of plastic waste in cement mortar and concrete. Therefore, this study aims to investigate the effect of plastic waste as fine aggregate on the properties of cement mortar. The objective of this study is cement mortar, in which a portion of the natural aggregate (sand) has been replaced with recycled plastic waste. Crumb rubber particles from car tires, and a mixture of polyvinyl chloride and polyester fibers, obtained from waste processing in the production of waterproofing membranes, were used as an alternative to natural aggregate. Natural sand was replaced with a volume of 2%, 5%, and 10% by crumb rubber with particle sizes ranging from 0 to 1 mm, or a mixture of polyvinyl chloride and polyester fibers. Additionally, silica fume and polypropylene fibers were used in the mortar mixes to reduce the negative impact of replacing natural aggregate. The effect of using treated crumb rubber on the properties of the mortar was studied in comparison with untreated ones. The paper considered two methods of rubber treatment: the first was by water-washing; the second was heating at a temperature of 200°C for two hours. Four series of cement mortar compositions were considered. In Series 1, natural sand was partially replaced by crumb rubber, and silica fume was incorporated to replace 10% of the cement mass. Polypropylene fibers were also added. Series 2 differed from Series 1 in that it had a higher concentration of silica fume - 15%. Series 3 had natural sand replaced with a combination of polyvinyl chloride and polyester fibers. It also included 10% silica fume. Series 4 contained treated crumb rubber that replaced 10 % of natural sand. The mixes of the mortar without rubber particles or a mixture of polyvinyl chloride and polyester fibers were the controls. The subject of the investigation is the physical and mechanical properties of mortar. When natural sand was replaced, compressive strength and flexural tensile strength decreased as the percentage of replacement increased. Flexural tensile strength decreased at a slower rate than compressive strength. Series 3 compositions containing rubber particles and 15% cement replacement with silica fume showed the most significant decrease in flexural tensile strength. However, the impact strength of mortar with 5% and 10% replacement of natural sand was notably higher than that of Series 2 compositions, which contained 10% of silica fume. Mortar compositions in which sand was substituted with a mixture of polyvinyl chloride and polyester fibers showed a lesser compressive strength decrease than compositions with crumb rubber. The impact strength of the 5% sand replacement composition was 11.8% higher than that of the control composition. The strength and impact strength of the mix containing heat-treated crumb rubber were significantly higher than those of the mix with untreated rubber. Washing the crumb rubber under running water had no significant impact on the mechanical properties of the mortar.

KEYWORDS: cement mortar, plastic waste, crumb rubber, fine aggregate, impact strength.

1. INTRODUCTION

Nowadays, there is a global concern about reducing the volume of plastic waste in the environment. According to Global Plastics Outlook data from February 2022, only 9% of plastics are recycled annually, while the rest is either disposed of in landfills or incinerated.

The United Nations Environment Program (UNEP) estimates that 4,900 million tonnes of plastics have been accumulated in landfills since 1950, and this number continues to grow. The proposal to ban waste incineration, announced by the Intergovernmental Negotiating Committee in May 2023, has drawn criticism from developing countries due to the lack of other feasible disposal methods. However, the search for alternative waste management methods could lead to the development of a closed-loop economy, contributing to meeting commitments under multilateral agreements such as the SDGs, the Paris Agreement, and the Post-2020 Global Biodiversity Framework. The trend towards waste recycling is becoming increasingly prevalent, impacting various industries and technologies. For instance, there is a growing focus on research and development of building materials that contain plastic waste, such as mortar and concrete.

In previous studies, it has been observed that the incorporation of rubber crumb into mortar and concrete mixes results in changes to their physical and mechanical properties. It was also found that introducing recycled rubber chips instead of natural aggregates in concrete reduced its strength while increasing its resistance to impact loading.

The results of the experiments (Záleská et al. 2019) demonstrated that the compressive strength of concrete, when 10%, 20%, and 30% by weight of fine aggregate was replaced with crumb rubber (fraction 0-4 mm), decreased by 58%, 81%, and 95% respectively, compared to the control mix strength. Similarly, the flexural tensile strength decreased by 16%, 54% and 78% respectively. Similar findings were observed when a coarse aggregate (4-8 mm particle size) was replaced with crumb rubber, at the same replacement percentages by weight. In the article (Girskas and Nagrockienė 2017) natural sand was replaced by 5%, 10% and 20% by weight. The compressive strength decreased by 30%, 46%, and 68%, respectively. The authors also noted that when coarse aggregate were replaced with crumb rubber (4-6 mm particle size), the strength of the concrete was slightly higher than when fine aggregate was used.

The study (Bisht and Ramana 2017) presents the results of compressive and flexural tensile strength tests on cement mortar with different percentages of crumb rubber replacing natural sand by weight. When 4% and 5.5% of crumb rubber was added, the compressive strength of the mixture decreased by 3.8% and 17.8% respectively, compared to the control mixture (without crumb), and the flexural tensile strength decreased by 2.9% and 16.5%.

The paper (Alsaif et al. 2018) presents the results of a study on flexible concrete, in which coarse and fine natural aggregates were replaced with crumb rubber ranging from 20% to 60% by volume. The compressive strength, flexural tensile strength, and modulus of elasticity all decreased as the proportion of rubber crumb increased, although the use of metal fibers significantly reduced the decrease in flexural tensile strength from 50.0% to 9.6%, compared to concrete without fibers. A similar conclusion was reached in (Li and Li 2017). Furthermore, in the experiment, destruction of concrete specimens with crumb rubber and metal fibers after reaching the peak (maximum) compressive stress was ductile, with numerous cracks, compared to conventional concrete.

In the studies (Goyal and Chauhan 2022) and (Rumman et al. 2024), the authors noted that when 10% of fine aggregate was replaced with crumb rubber by volume, the compressive strength of concrete was comparable to that of the control mixture. In the study (Rumman et al. 2024), when more than 30% of natural sand was replaced by volume, a significant decrease in concrete strength was observed. In the article (Mishra and Panda 2015), when 5% of coarse natural aggregate was replaced by volume, the compressive strength of concrete was comparable to the test results of the control mix.

On the contrary, the study (Qureshi et al. 2024) concluded that the optimal value for replacing natural sand with crumb rubber by volume is 18%. In the experiment, when 18% of natural sand was replaced by crumb rubber in the mortar mixes, compressive strength increased to 66.8%, compared to the strength of the control composition.

In the study (Agrawal, Waghe, and Raut 2021), it was concluded that when the fine aggregate was replaced from 5% to 10% with rubber chips by volume in concrete mixtures, the compressive strength was 108% and 112% of the strength of the control composition. With a further increase in the content of rubber particles, the compressive strength decreased. The authors noted that the incorporation of steel fibers leads to a reduced loss of strength in concrete containing rubber chips.

The studies (Pan et al. 2023), (Yu et al. 2021) and (Karthikeyan, Raghunath, and Suguna 2020) confirmed the exceptional ability of the mortar with the addition of rubber particles to resist greater impact load. With the same compressive strength, concrete with crumb rubber is superior to conventional concrete in terms of impact strength.

To compensate for the decrease in strength characteristics when replacing natural aggregate with rubber particles, it is proposed to add active mineral additives and use dispersed reinforcement. For example, the article (Sinkhonde et al. 2022) investigated the effect of burnt clay powder. The coarse aggregate was replaced by volume with crumb rubber obtained from used tires at a ratio of 10% and 20%. The cement was also replaced by weight with 5% burnt clay powder, but the introduction of an additive did not lead to significant restoration of the compressive strength.

The authors (Alsaif et al. 2018) also noted that the addition of metal fibers makes it possible to mitigate the negative impact of partially replacing natural aggregate with recycled rubber particles. Thus, it is possible to reduce the loss of the flexural tensile strength from 50% to 9.6% compared to traditional concrete. The compressive strength and modulus of elasticity increase by 12.5% and 28.4%, respectively. Attempts are being made to use rubber chips and polypropylene fibers in the same mortar. So, in the study (Lyu et al. 2024), the sand in cement mortar was replaced with crumb rubber. According to the tests, volume replacement ranging from 20% to 40% resulted in a decrease in strength. However, with an increase in the volume proportion of polypropylene fibers in the mixture, the flexural tensile strength increased. To reduce the negative factors of partial replacement of natural aggregates with crumb rubber, various methods of pretreatment for rubber chips are proposed. The article (Assaggaf et al. 2021) discussed a variety of physical and chemical processing methods. The highest strength values were achieved by heating crumb rubber at a temperature of 200°C.

In (Onuaguluchi and Banthia 2017), it was concluded that heat treatment led to the removal of impurities around rubber particles, which improved the adhesion between rubber particles and cement matrix. The effect of the size of dispersed rubber on heat treatment efficiency was determined. Small particles significantly increased flexural tensile strength compared to large particles (Abd-Elaal et al. 2019).

The method of water-washing crumb rubber, described in (Mohammadi, Khabbaz, and Vessalas 2014), is of interest. It allowed to achieve improved compressive and flexural tensile strength. In (Sanjaya et al. 2025), crumb rubber was processed by water-washing and heating at 200°C. When 5% and 7.5% of natural sand were replaced by volume, the compressive strength was comparable to strength of the control composition. At 2.5% of replacement, it was 2.7% higher. The flexural tensile strength was more when natural sand was replaced by less than 10%. The control mixture was inferior to this characteristic.

In the study (Nabilah et al. 2019), the behavior of reinforced concrete beams with complete replacement of natural sand was studied in pure bending. The experiments showed an 8% reduction in the bearing capacity of beams compared to a control beam without rubber particles in concrete. The authors noted that reinforced concrete beams exhibited a greater deflection in the middle of the span. In (AbdelAleem and Hassan 2019), replacing 15% by volume of natural sand with recycled rubber chips in reinforced concrete beams led to a decrease in the flexural tensile strength, an increase in the number of cracks and maximum deflection of 8.45%. The addition of polypropylene fibers can partially restore the flexural tensile strength of reinforced concrete beams. The results of (Alshaikh et al. 2019) are consistent with the conclusions of (AbdelAleem and Hassan 2019). It was found that the bearing capacity decreased by 30.2% for reinforced concrete frames when 20% of the sand volume was replaced with rubber chips compared to the control frame.

In the article (Mouzoun et al. 2023), natural sand was replaced with recycled polyvinyl chloride (PVC) from non-plasticized drainage pipes in proportions ranging from 5% to 50% by weight. The tests showed that the strength of concrete decreased as the percentage of replacement increased. However, when the replacement was 15%, the compressive strength corresponded to the value of the control composition.

In (Belmokaddem et al. 2020), recycled PVC plastic waste was used to partially replace 25% to 75% of natural aggregates. The experimental results showed a decrease in compressive strength with an increase in the content of PVC particles. Thus, the inclusion of 25%, 50% and 75% of PVC aggregate in concrete caused a decrease of compressive strength of 26%, 42%, and 63% respectively. The studies (Ceran et al. 2019) and (Sokolnikova, Puzatova, and Dmitrieva M. 2023) revealed similar patterns in terms of compressive strength reduction.

In the paper (Hu, Tang, and Han 2021), coarse aggregate in concrete was replaced with recycled PVC particles by volume. The tests demonstrated that as the percentage of replacing natural coarse aggregate increased, the concrete's ability to absorb energy increased. Other results were obtained in the study (Mohammed, Mohammed, and Mohammed 2019). Coarse and fine aggregates were replaced with a fraction obtained from crushed PVC sheets. The substitute was done by volume. With 5% replacement of course aggregate, there was a 12.3% increase in compressive strength relative to the control mixture. For fine aggregate, a decrease in strength was observed for all percentages of replacement. Despite the available research, using plastic waste as a substitute for natural aggregate is difficult due to insufficient research into the physical and mechanical properties of the produced materials. However, the use of recycled plastic obtained from waste in building materials may partially solve the problem of plastic recycling. Therefore, the aim of this work is to investigate the physical and mechanical properties of cement mortar using recycled plastic.

2. MATERIALS AND METHODS

The object of the study is a cement mortar containing various industrial wastes. The subject of the study is the physical and mechanical properties of mortar mixes with the addition of crumb rubber and plastic waste from polyvinyl chloride.

The following materials were used for the mortar mixes:

- Portland cement CEM I 42.5N according to GOST 31108-2020 (International Technical Standard GOST 31108-2020 Common Cements. Specifications n.d.), «CEMROS» JSC, «Peterburgcement» plant, Saint Petersburg, Russia;

- Natural sand with a SiO2 content of at least 81.4% and fineness modulus of 2.1, complies with GOST 8736-2014 (International Technical Standard GOST 8736-2014 Sand for construction works. Specifications n.d.), «REMIX» company, St. Petersburg, Russia;

- Crumb rubber with metal cord from the recycling of automobile tires, (grain size 0-1 mm), LLC «CONSUL», St. Petersburg, Leningrad region, Moscow State University, Russia;

- Mixture of polyvinyl chloride and polyester fibers obtained from waste recycling in the manufacture of waterproofing membranes PLASTFOIL, LLC «PENOPLEX SPB», St. Petersburg, Russia;

- Silica fume SF-85, with a SiO2 content of at least 88.3%, PJSC «Novolipetskiy metallurgicheskiy kombinat», Lipetsk, Russia;

- Tap water;

- Superplasticizer Sika ViscoCrete-571, LLC "Zika", Lobnya, Russia.

Table 1 shows the chemical composition of Portland cement CEM I 42.5 N. Figure 1 shows the main view of crumb rubber (R) and the mixture of recycled polyvinyl chloride and polyester fibers (PVC/PL). The true density and bulk density of natural sand are 2628 kg/m^3 and 1542 kg/m^3, respectively. The true density and bulk density of the rubber crumb are 1168 kg/m^3 and 383 kg/m^3, respectively. The Sika ViscoCrete-571 superplasticizer was used to ensure consistent workability of fresh mortar across all tested mixes.

Tables 2 and 3 contain basic information about the mortar mixes. The absolute volume method was used to calculate the composition of the construction solution.

Four series of cement mortar mixes were prepared. The mixes of Series 1 (R2 SF10 PF, R5 SF10 PF, R10 SF10 PF) contained rubber particles, which partially replaced natural sand, as well as silica fume, which replaced 10% of cement by weight, and polypropylene fibers. The mixes of Series 2 (R2 SF15 PF, R5 SF15 PF, R10 SF15 PF) differed from the mixes of Series 1 by a high content of silica fume – 15% by weight of cement. In Series 3 mixes (PVC/PL2 SF10, PVC/PL5 SF10, PVC/PL10 SF10) natural sand was replaced with a mixture of polyvinyl chloride and polyester fibers and contained 10% silica, which replaced cement. The Series 4 mixes (R10 SF10 PF/W, R10 SF10 PF/H) were identical to the mix of Series 1 of R10 SF10 PF, but contained treated crumb rubber. The indexes ″W″ and ″T″ at the end of the names of Series 4 mortar mixes denote, respectively, the water-washing and heat

treatments of crumb rubber. The compositions of the solution without crumb rubber or a mixture of polyvinyl chloride and polyester fibers (R0 SF10 PF, R0 SF15 PF) were the control.

The authors made an attempt to partially restore the strength of the solution when replacing natural sand with crumb rubber by adding silica fume (SF) instead of cement by weight and polypropylene fibers (PF). Therefore, in order to evaluate the effect of SF and PF on the strength of the solution, an additional composition without rubber crumb R0 SF0 Series 0 was prepared, in which SF and PF were absent.



a) b)

Figure 1: Crumb rubber (a); PVC/PL aggregate (b)

Table 1: Chemical composition of Portland cement CEM I 42.5N

Chemical composition by weight, %							
SiO_2	**Al_2O_3**	**Fe_2O_3**	**CaO**	**MgO**	**SO_3**	**K_2O**	**Na_2O**
21.6	4.5	4.2	62.9	1.6	2.5	0.5	0.3

Table 2: Mix proportions of mortar (Series 1 и 2)

№ Series	**Names of mixes**	**Mix proportions of mortar in kg/m3 or % by mass of cement**						
		Cement	**Sand**	**Water**	**SF**	**R**	**PF**	**SP**
0	R0 SF0	554	1540	240	-	-	-	-
1.0	R0 SF10 PF	499	1522		55	-	0.500	0.85%
1.1	R2 SF10 PF		1454			30		1.30%
1.2	R5 SF10 PF		1354			76		1.38%
1.3	R10 SF10 PF		1186			152		2.30%
2.0	R0 SF15 PF	471	1514		83	-	0.500	1.29%
2.1	R2 SF15 PF		1447			30		1.55%
2.2	R5 SF15 PF		1346			76		1.90%
2.3	R10 SF15 PF		1179			151		2.80%
The table uses the following designations: SF – silica fume; R – crumb rubber; PF – polypropylene fiber; SP – superplasticizer.								

Table 3: Mix proportions of mortar (Series 3)

№ Series	Names of mixes	Mix proportions of mortar in kg/m3 or % by mass of cement					
		Cement	Sand	Water	SF	Mix PVC and PL	SP
3.1	PVC/PL2 SF10	499	1466	240	55	30	1.30%
3.2	PVC/PL5 SF10		1380			76	1.39%
3.3	PVC/PL10 SF10		1237			151	2.50%
The table uses the following designations: SF – silica fume; PVC – rigid polyvinyl chloride; PL – polyester fibers; SP – superplasticizer.							

The mortar mixes were prepared in a laboratory mixer E093 (manufactured by "MATEST", Italy). The mixing time was 240 seconds. Workability of fresh mortar was determined using slump of a cone according to GOST 310.4–81 (International Technical Standard GOST 310.4-81 Cements. Methods of bending and compression strength determination n.d.). Workability for all mixes was maintained constant through the use of a superplasticizer. The cone spread for the compositions of all mortar mixes ranged from 14 – 15 cm.

The compressive strength and flexural tensile strength of mortar were determined on beams with dimensions of 4x4x16 cm made in accordance with GOST 30744-2001 (International Technical Standard GOST 30744-2001 Cements. Methods of testing with using polyfraction standard sand n.d.). The impact strength was determined on cubes with a side length of 10 cm. The fresh mortar was placed in metal molds in two layers. Compaction of the first and second layers of fresh mortar beams was executed using 60 strokes on a jolting apparatus E130 (manufactured by «MATEST», Italy) for 60 seconds (Figure 2). The compaction process for fresh mortar cubes involved bayoneting followed by vibration on the C279 vibrating table (manufactured by «MATEST», Italy) for a duration of 15 seconds.



a) b) c)

Figure 2: General view of equipment used for preparation (a), workability determination (b), and compaction of fresh mortar

After a day, the samples were released from the mold and placed in a chamber with normal curing conditions for 27 days at an air temperature of 20 ± 2°C and a relative humidity of 95 ± 5% according to the GOST 10180-2012 interstate standard (International Technical Standard GOST 10180-2012 Concretes. Methods for strength determination using reference specimens n.d.).

Compressive and flexural tensile strength were determined according to GOST 30744-2001 (International Technical Standard GOST 30744-2001 Cements. Methods of testing with using polyfraction standard sand n.d.) at 28 days of curing. The beams were tested for bending using a PM-5MG4 press (manufactured by SKB Stroypribor LLC, Russia). The flexural tensile strength was determined as the mean value of the test results obtained from three specimens. The compressive strength was determined by testing the halves of the beams obtained after the bending test. The samples were tested using a PSU-50A hydraulic press (manufactured by «TEKHMASH», Russia). The compressive strength is calculated as the average of six test results of the samples.

The impact strength of the solution was determined using a drop weight impact testing shown in Figure 3. The cubes in the air-dry state were struck in the geometric center by a falling weight of 20 N. The first blow was delivered from a height of 3 cm, each subsequent blow was performed, lifting the load sequentially 2 cm above the previous drop height. After each stroke, the samples were examined. The test was carried out until visible cracks appeared on the samples or until they destruct. The impact strength was calculated as the ratio of the work spent on the destruction of the sample to its volume.

The general view of the samples and equipment during the tests is shown in Figure 3.



a) b) c)

Figure 3: General view of mortar samples during testing: impact strength (a), flexural strength (b), and compressive strength (c)

The paper also discusses two methods of treating crumb rubber by water-washing, according to the method described in(Mohammadi et al. 2014), (Sanjaya et al. 2025), and heat-treatment, according to the recommendations outlined in articles (Abd-Elaal et al. 2019), (Youssf, Swilam, and Tahwia 2023). The crumb rubber was washed for 5 minutes under running water, followed by air drying to a constant weight. The heat treatment was carried out for two hours at a temperature of 200°C.

3. RESULTS

3.1. Compressive strength and flexural tensile strength

The compressive strength and flexural tensile strength of mortar R0 SF0 Series 0 were 53.6 MPa and 8.26 MPa, respectively.

Content of polypropylene fibers at 0.05% and silica fume instead of cement at 10% and 15% by weight in mortar R0 SF10 PF and R0 SF15 PF has increased the compressive strength by 10-11% compared to the strength of R0 SF0 mortar. However, the flexural tensile strength of mortars R0 SF10 PF and R10 SF15 PF has not changed significantly.

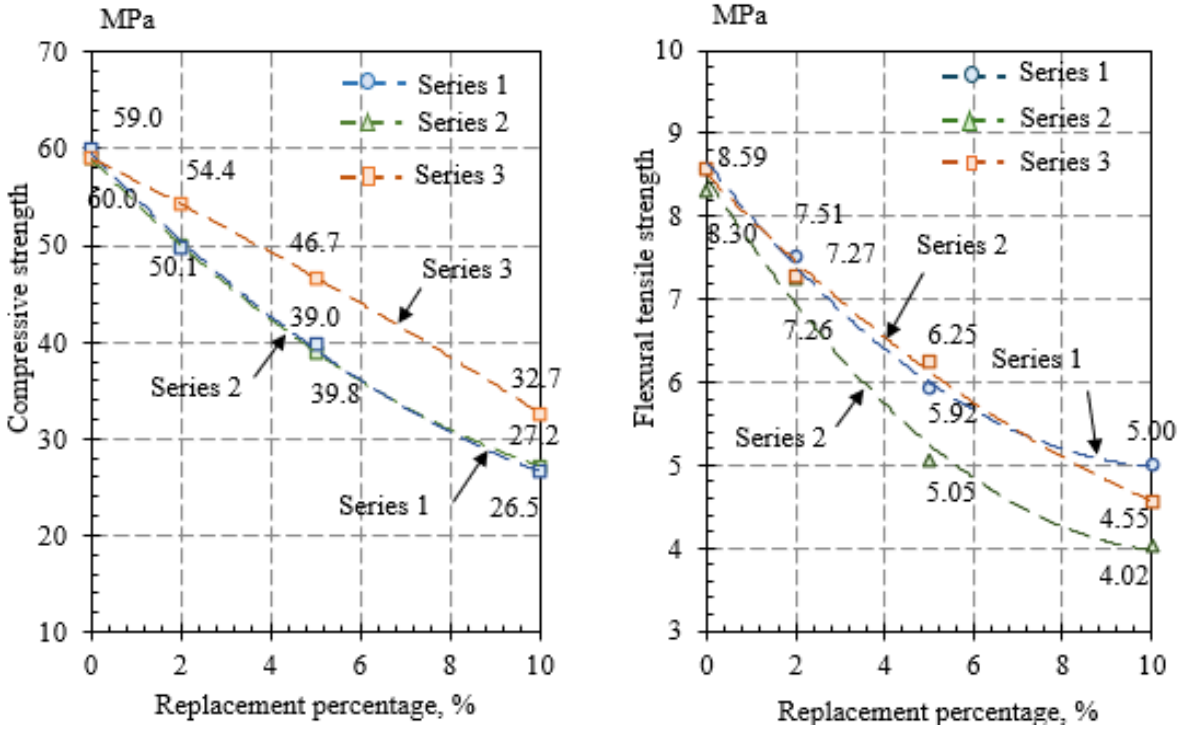


Figure 4: The effect of the percentage of replacement of natural sand with crumb rubber for Series 1 and 2, or a mixture of plastics (polyvinyl chloride and polyester fibers) for Series 3, on compressive strength and flexural strength

The mortar mixes without crumb rubber R0 SF10 PF Series 1 and R0 SF15 PF Series 2 are control (with zero percent of replacement). The compressive strength and flexural strength of control mortar mixes obtained in Series 1 and 2 were compared to the results of tests on mortars containing crumb rubber in series 1, 2 and 3. The compressive strength and flexural tensile strength for mortar R0 SF10 PF are 59.0 MPa and 8.59 MPa, respectively. For mortar R0 SF15 PF, the compressive strength is 60.0 MPa, and the flexural tensile strength is 8.30 MPa.

Figure 4 shows the changes in compressive strength and flexural tensile strength, depending on the percentage of natural sand replacement with crumb rubber (Series 1 and 2), or a mixture of polyvinyl chloride and polyethylene fibers (Series 3).

The mortars of Series 1 (R2 SF10 PF, R5 SF10PF, R10SF10PF) contained crumb rubber as a replacement for natural sand, as well as 10% silica fume to replace cement and polypropylene fiber. The replacement of 2%, 5%, and 10% natural sand by volume with crumb rubber resulted in a decrease in compressive strength by 15.1%, 33.9%, and 53.9%, respectively, compared to the

compressive strength of control mortar mix without rubber crumb (R0 SF10 PF). The flexural tensile strength was somewhat less reduced than the compressive strength. The replacement of natural sand with crumb rubber at 2%, 5%, and 10% by volume resulted in a decrease in flexural tensile strength by 12.6%, 31.1%, and 41.8%, respectively, compared to the control mortar mix.

The mortar mix of Series 2 had a higher silica fume content (15% of the cement mass) compared to the mortar mix from Series 1. While both series showed similar results in compression testing, the mortar mixes with rubber crumb from Series 2 showed a significantly higher decrease in flexural tensile strength compared to those of Series 1. The replacement of natural sand with crumb rubber at 2%, 5%, and 10% by volume resulted in a decrease in flexural tensile strength by 12.5%, 39.2%, and 51.6%, respectively, compared to the control mix mortar R0 SF15 PF.

The mortar mixes of Series 3 (PVC/PL2 SF10, PVC/PL5 SF10, PVC/PL10 SF10) contained a mixture of polyvinyl chloride and polyester fibers instead of natural sand, as well as 10% silica fume instead of cement. The replacement of 2%, 5%, and 10% of the natural sand volume reduced the compressive strength by 7.9%, 20.9%, and 44.7%, respectively, and the flexural tensile strength by 15.4%, 27.3%, and 47.1%, respectively, compared to the strength of the control mortar mix R0 SF10 PF.

By comparing the results of strength tests obtained in Series 3 with the results of Series 1 and 2, it can be noted that the replacement of natural sand with a mixture of polyvinyl chloride and polyester fibers resulted in less loss in mortar compressive strength than when replaced with crumb rubber. Additionally, the content of 15% silica fume replacing cement by mass significantly reduced the flexural tensile strength for mortar mixes with rubber crumb from Series 2 compared to mixes from Series 1 containing 10% silica fume.

3.2. Impact strength

The impact strength of the R0 SF0 mortar mix (Series 0) without silica fume and fiber was 227.4 kJ/m³. The addition of silica fume to the R0 SF10 PF and R0 SF15 PF mortar mixes reduced the impact strength by 9% and 25%, respectively.

Figure 5 shows the test results for determining impact strength of the investigated mortar mixes.

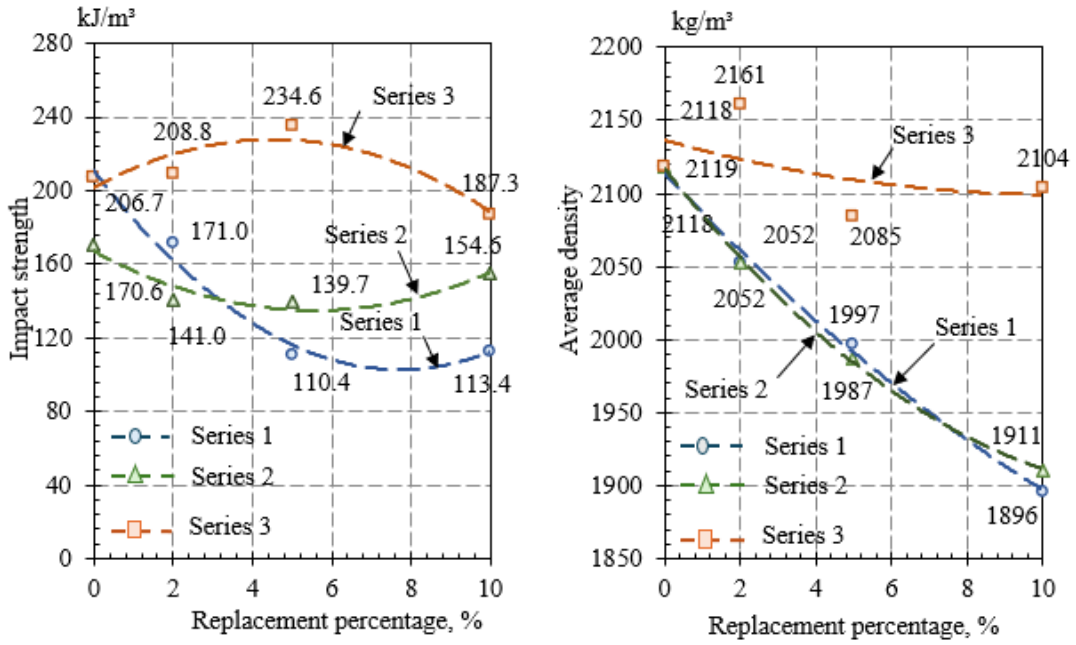


Figure 5: The effect of the percentage of replacement of natural sand with crumb rubber for Series 1 and 2, or a mixture of plastics (polyvinyl chloride and polyester fibers) for Series 3, on the impact strength and average density (at natural moisture content)

The influence of replacing 2%, 5%, and 10% of the natural sand volume with crumb rubber in mortar mixes of Series 1 resulted in a decrease in impact strength values by 17.3%, 46.5%, and 45.1%, respectively, compared to the impact strength of the control mix mortar R0 SF10 P

The testing results showed that the mortar mixes of Series 2 had a lower reduction in impact strength compared to the mortar mixes of Series 1. The replacement of 2, 5, and 10% of the natural sand volume resulted in a decrease in impact strength by 17.4, 35.3, and 9.4%, respectively, compared to the impact strength of the control mortar mix R0 SF15 PF. Additionally, the impact strength increased significantly at 10% sand replacement compared to the value at 5% replacement.

A different result was obtained during testing of mortar mixes of Series 3. The replacement of 2% and 5% of natural sand volume with a mixture of polyvinyl chloride and polyester fibers increased the impact strength by 1.0% and 11.8%, respectively, compared to the impact strength of the control mortar mix R0 SF10 PF. At 10% replacement, the impact strength decreased and accounted for 90.6% of the control mortar mix value.

3.3. Average density

Figure 5 shows the changes in average density at natural moisture content of the mortar mixes of Series 1, 2, and 3. The average density for the control mortar mixes R0 SF10 PF and R0 SF15 PF was 2118 kg/m³. The replacement of 2%, 5%, and 10% of the natural sand volume with crumb rubber led to a reduction in average density by 3%, 6%, and 11%, respectively, compared to the control mixes. The mortar mixes of Series 3 showed no significant changes.

3.4. Effect of crumb rubber treatment on mortar mechanical properties

Water-washing treatment of crumb rubber resulted in an additional decrease in the compressive strength and impact strength of the mortar compared to the mortar without crumb rubber treatment.

The compressive strength of the R10 SF10 PF/W series 4 composition was 92% of the strength of the R10 SF10 PF mortar (untreated), and the impact strength was 89%. However, the flexural tensile strength remained practically the same.

The test results of the R10 SF10 PF/T mortar mix with thermally treated crumb rubber at 200°C showed an increase in compressive strength and flexural tensile strength by 28.6% and 12.11%, respectively, compared to the R10 SF10 PF mortar mix (untreated). The impact strength of the mortar also increased by 44.2%.

4. CONCLUSIONS

The purpose of the research was to study the physical and mechanical properties of cement mortar with recycled plastic waste replacing natural sand. A comparative study of the physical and mechanical properties of 4 series of mortar mixtures with and without recycled plastic was carried out. Theresultsofthisresearchleadtothefollowingconclusions

1. The replacement of natural sand with crumb rubber significantly reduced the strength of the cement mortar, however, the flexural tensile strength decreased less than the compressive strength. It was not possible to determine the unambiguous effect of adding crumb rubber to the cement mortar on the impact strength: for mortar mixes with 10% silica fume replacing cement (Series 1), the impact strength significantly decreased, while for mixes of Series 2 with 15% silica fume content, it remained almost unchanged. Additionally, a greater amount of silica fume in the mortar mix without crumb rubber led to a significant reduction in the impact strength.
2. The replacement of natural sand with a mixture of recycled polyvinyl chloride and polyester fibers resulted in a decrease in both the compressive strength and flexural strength of the cement mortar. However, the compressive strength decreased to a significantly lesser extent than in mortars containing crumb rubber. The impact strength of the mortar mixes with 2% and 5% volume-based replacement of natural sand with a mixture of recycled plastic increased compared to the control mortar mix, without sand replacement.
3. Washing the rubber crumbs under running water additionally reduced the mortar strength compared to the test results of the mortar without crumb treatment. Thermal treatment of the rubber crumbs significantly improved the mechanical properties of the mortar.
4. Replacing natural aggregate with rubber crumbs reduced the average density of the cement mortar (at natural moisture content) by up to 11%. When replaced with a mixture of recycled polyvinyl chloride and polyester fibers, the average density decreased slightly.
5. The addition of silica fume and polypropylene fibers to the cement mortar can partially restore the strength reduction caused by replacing natural aggregates with recycled plastics.

REFERENCES

Abd-Elaal, El Sayed, Sherif Araby, Julie E. Mills, Osama Youssf, Rajeev Roychand, Xing Ma, Yan Zhuge, and Rebecca J. Gravina. 2019. “Novel Approach to Improve Crumb Rubber Concrete Strength Using Thermal Treatment.” *Construction and Building Materials* 229:116901. doi:10.1016/J.CONBUILDMAT.2019.116901.

AbdelAleem, Basem H., and Assem A. A. Hassan. 2019. “Influence of Synthetic Fibers’ Type, Length, and Volume on Enhancing the Structural Performance of Rubberized Concrete.” *Construction and Building Materials* 229:116861. doi:10.1016/J.CONBUILDMAT.2019.116861.

Agrawal, Dhiraj, U. P. Waghe, and S. P. Raut. 2021. "Performance Evaluation of Rubberized Concrete with the Use of Steel Fibers." *Lecture Notes in Civil Engineering* 87:709–17. doi:10.1007/978-981-15-6463-5_69/TABLES/9.

Alsaif, Abdulaziz, Lampros Koutas, Susan A. Bernal, Maurizio Guadagnini, and Kypros Pilakoutas. 2018. "Mechanical Performance of Steel Fibre Reinforced Rubberised Concrete for Flexible Concrete Pavements." *Construction and Building Materials* 172:533–43. doi:10.1016/J.CONBUILDMAT.2018.04.010.

Alshaikh, Ibrahim M. H., B. H. Abu Bakar, Emad A. H. Alwesabi, and Hazizan Md Akil. 2019. "Progressive Collapse of Reinforced Rubberised Concrete: Experimental Study." *Construction and Building Materials* 226:307–16. doi:10.1016/J.CONBUILDMAT.2019.07.270.

Assaggaf, Rida Alwi, Mohammed Rizwan Ali, Salah Uthman Al-Dulaijan, and Mohammed Maslehuddin. 2021. "Properties of Concrete with Untreated and Treated Crumb Rubber – A Review." *Journal of Materials Research and Technology* 11:1753–98. doi:10.1016/J.JMRT.2021.02.019.

Belmokaddem, M., A. Mahi, Y. Senhadji, and B. Y. Pekmezci. 2020. "Physical and Mechanical Properties of Concrete Containing PVC Waste as Aggregate." *Proceedings of the 4th International Symposium on Materials and Sustainable Development* 48–56. doi:10.1007/978-3-030-43211-9_5.

Bisht, Kunal, and P. V. Ramana. 2017. "Evaluation of Mechanical and Durability Properties of Crumb Rubber Concrete." *Construction and Building Materials* 155:811–17. doi:10.1016/J.CONBUILDMAT.2017.08.131.

Ceran, Özge Bildi, Barış Şimşek, Tayfun Uygunoğlu, and Osman Nuri Şara. 2019. "PVC Concrete Composites: Comparative Study with Other Polymer Concrete in Terms of Mechanical, Thermal and Electrical Properties." *Journal of Material Cycles and Waste Management* 21(4):818–28. doi:10.1007/S10163-019-00846-0/FIGURES/12.

Girskas, Giedrius, and Džigita Nagrockienė. 2017. "Crushed Rubber Waste Impact of Concrete Basic Properties." *Construction and Building Materials* 140:36–42. doi:10.1016/J.CONBUILDMAT.2017.02.107.

Goyal, Pradeep K., and Akhilesh Chauhan. 2022. "Crumb Rubber Concrete Formation by Partial Replacement of Fine Aggregates." *Lecture Notes in Civil Engineering* 196:995–1004. doi:10.1007/978-981-16-6557-8_80/FIGURES/5.

Hu, Shi, Huaming Tang, and Shenyao Han. 2021. "Energy Absorption Characteristics of PVC Coarse Aggregate Concrete under Impact Load." *International Journal of Concrete Structures and Materials* 15(1):1–16. doi:10.1186/S40069-021-00465-W/FIGURES/19.

International Technical Standard GOST 310.4-81 Cements. Methods of bending and compression strength determination. n.d.Standartinform Publ., Russian Federation.

International Technical Standard GOST 8736-2014 Sand for construction works. Specifications. n.d.Standartinform Publ., Russian Federation.

International Technical Standard GOST 10180-2012 Concretes. Methods for strength determination using reference specimens. n.d.Standartinform Publ., Russian Federation.

International Technical Standard GOST 30744-2001 Cements. Methods of testing with using polyfraction standard sand. n.d.Standartinform Publ., Russian Federation.

International Technical Standard GOST 31108-2020 Common Cements. Specifications. n.d.Standartinform Publ., Russian Federation.

Karthikeyan, R., P. N. Raghunath, and K. Suguna. 2020. "Strength and Ductility of Rubberized Concrete Beams with Micro-Reinforcement." *Asian Journal of Civil Engineering* 21(1):1–15. doi:10.1007/S42107-019-00178-2/FIGURES/37.

Li, Yue, and Yaqiang Li. 2017. "Experimental Study on Performance of Rubber Particle and Steel Fiber Composite Toughening Concrete." *Construction and Building Materials* 146:267–75. doi:10.1016/J.CONBUILDMAT.2017.04.100.

Lyu, Xin, Mohamed Elchalakani, Xiangyu Wang, Junbo Sun, Bo Huang, Mohamed Saafi, Binrong Zhu, Ziqing Wei, and Yufei Wang. 2024. "Mechanical Performance and Anisotropic Analysis of Rubberised 3D-Printed Concrete Incorporating PP Fibre." *Environmental Science and Pollution Research* 31(36):49100–115. doi:10.1007/S11356-024-34437-W/FIGURES/18.

Mishra, M., and K. C. Panda. 2015. "Influence of Rubber on Mechanical Properties of Conventional and Self Compacting Concrete." *Advances in Structural Engineering: Materials, Volume Three* 1785–94. doi:10.1007/978-81-322-2187-6_136/FIGURES/12.

Mohammadi, Iman, Hadi Khabbaz, and Kirk Vessalas. 2014. "In-Depth Assessment of Crumb Rubber Concrete (CRC) Prepared by Water-Soaking Treatment Method for Rigid Pavements." *Construction and Building Materials* 71:456–71. doi:10.1016/J.CONBUILDMAT.2014.08.085.

Mohammed, Azad A., Ilham I. Mohammed, and Shuaaib A. Mohammed. 2019. "Some Properties of Concrete with Plastic Aggregate Derived from Shredded PVC Sheets." *Construction and Building Materials* 201:232–45. doi:10.1016/J.CONBUILDMAT.2018.12.145.

Mouzoun, Kaoutar, Azzeddine Bouyahyaoui, Toufik Cherradi, Najib Zemed, and Sana Simou. 2023. "From Waste to Strength: Experimental Design and Optimization of Mechanical Properties of Concrete Using Reused PVC-U Drainage Pipes." *Construction and Building Materials* 401:132938. doi:10.1016/J.CONBUILDMAT.2023.132938.

Nabilah, Abu Bakar, Noaman Mohammed Ridha Noaman, Noor Azline Mohd Nasir, and Nor Azizi Safiee. 2019. "Experimental Evaluation of Flexural Behaviour of Rubberized Concrete Beam." *Asian Journal of Civil Engineering* 20(7):999–1005. doi:10.1007/S42107-019-00159-5/FIGURES/6.

Onuaguluchi, Obinna, and Nemkumar Banthia. 2017. "Durability Performance of Polymeric Scrap Tire Fibers and Its Reinforced Cement Mortar." *Materials and Structures/Materiaux et Constructions* 50(2):1–10. doi:10.1617/S11527-017-1025-7/FIGURES/14.

Pan, Lei, Hong Hao, Jian Cui, and Thong M. Pham. 2023. "Numerical Study on Dynamic Properties of Rubberised Concrete with Different Rubber Contents." *Defence Technology* 24:228–40. doi:10.1016/J.DT.2022.04.007.

Qureshi, Muneeb, Jun Li, Chengqing Wu, and Daichao Sheng. 2024. "Mechanical Strength of Rubberized Concrete: Effects of Rubber Particle Size, Content, and Waste Fibre Reinforcement." *Construction and Building Materials* 444:137868. doi:10.1016/J.CONBUILDMAT.2024.137868.

Rumman, Rubaiya, Salamah Meherier, Mohammad Tiznobaik, M. Shahria Alam, R Rumman, S Meherier, M Tiznobaik, and M. S. Alam. 2024. "A Study on the Mechanical and Durability Properties of Rubberized Concrete." 833–46. doi:10.1007/978-3-031-34027-7_55.

Sanjaya, B. G. V., J. M. R. S. Appuhamy, W. M. K. R. T. W. Bandara, S. Venkatesan, and R. J. Gravina. 2025. "The Potential of Recovering Design Strength of Rubberized Concrete Using Aqua-

Thermally Treated Crumb Rubber at Lower Replacement Ratios." *Construction and Building Materials* 458:139627. doi:10.1016/J.CONBUILDMAT.2024.139627.

Sinkhonde, David, Richard Ocharo Onchiri, Walter Odhiambo Oyawa, and John Nyiro Mwero. 2022. "A Study on Mechanical Properties of Rubberised Concrete Containing Burnt Clay Powder." *Heliyon* 8(6):e09614. doi:10.1016/J.HELIYON.2022.E09614.

Sokolnikova, S., A. Puzatova, and Dmitrieva M. 2023. "The Use of PVC Waste in Concrete with the Addition of PVAc." *Lecture Notes in Civil Engineering* 308:147–56. doi:10.1007/978-3-031-21120-1_15/FIGURES/9.

Youssf, Osama, Abdelrahman Swilam, and Ahmed M. Tahwia. 2023. "Performance of Crumb Rubber Concrete Made with High Contents of Heat Pre-Treated Rubber and Magnetized Water." *Journal of Materials Research and Technology* 23:2160–76. doi:10.1016/J.JMRT.2023.01.146.

Yu, Yong, Zuquan Jin, Han Zhu, and Huamiao Song. 2021. "Effect of Rubber Particles on Impact Resistance of Concrete at a Temperature of − 20 °C." *Archives of Civil and Mechanical Engineering* 21(3):1–14. doi:10.1007/S43452-021-00257-9/FIGURES/14.

Záleská, Martina, Zbyšek Pavlík, D. Čítek, Ondřej Jankovský, and Milena Pavlíková. 2019. "Eco-Friendly Concrete with Scrap-Tyre-Rubber-Based Aggregate – Properties and Thermal Stability." *Construction and Building Materials* 225:709–22. doi:10.1016/J.CONBUILDMAT.2019.07.168.

ESTIMATION OF A DRINKING WATER SUPPLY COST FUNCTION OF THE ALGERIAN MUNICIPALITIES

Zeggah Ali
Facutly of Economics, LED Laboratory, University of Bejaia, 06000 Bejaia, Algeria.
Email : ali.zeggagh@univ-bejaia.dz

Paper ID: 57

ABSTRACT

This communication proposes a micro-econometric analysis of water supply costs function in Algeria on panel data, with the aim of estimating with the maximum possible precision the structural parameters of this cost function. We estimate a multi-output Translog cost function duality between the production and cost functions. We take into account the characteristics of the water industry as a network, including the frequency distribution of potable water provision. The estimation of the cost function of water production can be used to evaluate first, the marginal cost of production and second, various performance measures (elasticity's, economies of density of production, economies of scale etc.) to provide useful information on the performance of drinking-water networks in Algeria.

KEY WORDS: Drinking water, panel data, multi-output Translog cost function, frequency of water supply.

RÉSUMÉ

Cette communication propose une étude économétrique de la fonction de coût de la fourniture d'eau potable en Algérie sur des données désagrégée à l'échelle de plusieurs communes, pour objectif d'estimer les paramètres structurels de cette fonction de coût avec le maximum de précision possible. Nous estimons une fonction de coût translog multi-produits, sur la base de la dualité entre fonctions de production et de coût. Nous prenons en compte les caractéristiques opérationnelles des activités de l'industrie du réseau à savoir les fuites d'eau en réseau et la fréquence de distribution d'eau potable*(AEP)*. L'estimation de la fonction de coût est d'un grand intérêt pour l'opérateur en charge de service d'AEP. Cette fonction de coût nous permet d'évaluer d'une part, le coût marginal de fourniture d'eau potable et d'autre part, les différentes mesures de rendements (élasticités, économies de densité de production et économies d'échelle).

MOTS-CLÉS : Eau potable, données de panel, fonction de coût translog multi-produits, les pertes d'eau en réseau, fréquence de distribution.

1. INTRODUCTION

Aujourd'hui, la rareté de l'eau se fait sentir non seulement au niveau des pays du sud mais également à travers le monde entier. Pour cela, la gestion de cette ressource se pose avec acuité comme sujet de débats à différents niveaux de responsabilité. Le secteur de l'eau en Algérie embrasse plusieurs dimensions au résultat de l'usage à savoir : l'utilisation et la consommation directe de la ressource, l'utilisation pour l'irrigation des terres, la protection de l'environnement, la collecte et la dépollution des eaux usées, l'assistance et la protection de la société en cas de départ de feu et d'inondation, l'utilisation pour l'industrie, le refroidissement des installations, et l'évacuation des déchets industriels, etc. Très tôt, les décisions liées à la mobilisation de la ressource en eau mettent en interaction tant de groupes d'intérêts, d'où la priorité allouée à ce secteur par les pouvoirs publics.Il

s'ensuit que l'organisation et réglementation des services d'eau potable et d'assainissement sont indispensables aux stratégies nationales assises sur l'exploitation de nouvelles ressources.
Les Algériens consomment 470 mètres cubes d'eau par habitant et par an en moyenne. Cela ne signifie pas pour autant que l'accès à l'eau potable est limité, puisque 98% des ménages sont raccordés au réseau d'adduction d'eau et 92% au réseau d'assainissement (MRE,2017). Ces chiffres soulignent l'engagement de l'État à garantir l'accès à l'eau domestique en tant que responsabilité fondamentale. Ceci dit, que le bien-être des usagers domestique augmente du fait que le taux de raccordement au réseau de distribution d'eau potable et d'assainissement est apprécié (appréciable).
L'Algérie exploite actuellement 80 barrages et d'autres sont en cours de construction. En outre, 16 stations de dessalement de l'eau de mer ont été construites et d'autres sont en cours de développement dans la plupart des wilayas côtières, afin d'assurer l'approvisionnement en eau potable, en particulier pendant les périodes de pointe de l'été. Des stations d'épuration ont également été mises en place, qui traitent en moyenne 400 millions de mètres cubes par an. Cette capacité pourrait être portée à 600 millions de mètres cubes à l'issue du programme défini par le ministère des ressources en eau(MRE,2018). Les eaux usées traitées sont désormais considérées comme la quatrième ressource en eau en Algérie, après les eaux de surface, les eaux souterraines et le dessalement. Cette approche vise à allouer davantage de ressources en eau douce à l'agriculture et à la durabilité globale de l'approvisionnement en eau. En outre, les stations de dessalement des wilayas du sud, comme Ouargla, jouent un rôle crucial, avec neuf stations rien qu'à Ouargla.
La politique nationale de l'eau en Algérie englobe deux approches complémentaires de gestion à savoir : l'offre et la demande. L'offre pour accompagner au mieux le développement économique du pays et faire face aux exigences de l'heure. Par contre, la politique de gestion par la demande demeure nécessaire à court terme pour rétablir l'équilibre entre les besoins croissants et la disponibilité de la ressource via des outils de gestion efficaces des services d'eau potable à savoir la tarification et l'organisation et réglementations efficaces des services d'eau potable.
Dans ce contexte et dans le cadre de l'élaboration d'un système de tarification et de réglementation efficace pour le secteur de l'eau, une évaluation des coûts des services est au préalable nécessaire. Dans une perspective de régulation du secteur de l'eau, l'étude complète de la structure des coûts de fourniture de l'eau potable est une étape essentielle pour les agences de régulation qui désirent mettre en place des mécanismes de contrôle tels que le taux de rendement (Rate of Return), le prix-plafond (Price-Cap), la couverture des coûts plus un taux de profit autorisé (Cost-Plus), la concurrence par comparaison (Yardstick Competition).
Les études économétriques des coûts d'Alimentation en Eau Potable (AEP) sont nombreuses dans la littérature Teeples and Glyer (1987), Bhattacharyya et al.(1995), Sage (1999), Garcia et Thomas (2001), Hélène et al. (2008), Zeggagh et al. (2010), Zeggagh (2012), Diakité et thomas (2013), Mellah and Ben Amor (2016), Molinos-Senante and Maziotis (2018), Maziotis and Molinos-Senante (2022), Zeggagh and Mazouz (2024), et en particulier sur l'industrie de réseau, la plupart de ces études apparaissent aux Etats-Unis.Mais très vite le champ d'études s'est élargi dans la plupart des pays industrialisés et en développement. Les méthodes économétriques utilisées dans ces études sont en grande partie celles qui exploitent davantage la structure de « données de panel » à savoir : les méthodes à effets fixes, à effets aléatoires, et celles des moments généralisés proposées spécifiquement pour panels dynamiques (Arellano and Bond, 1991), et ce pour évaluer la performance économique du service et l'efficacité technique du réseau. Pour la présente étude, nous ignorons complètement cette structure de panel de données. Dans le même ordre d'idée, la revue de littérature sur le sujet en question est très importante, voire diversifiée et riche en termes d'apport sur la technologie des services d'alimentation en eau.

Le travail que nous proposons dans cette présente étude tente de prendre en compte une production multiple, où les biens produits étaient le volume vendu aux usagers comme produit désiré, et le volume perdu en réseau d'AEP comme produit non désiré. Cette étude se distingue des autres par rapport à l'approche économétrique appliquée. Nous utilisons dans cette étude la méthode des

moindres carrés ordinaires groupés *(Poold OLS.)*[1], pour estimer les coûts des services d'AEP, tout en prenant compte les pertes d'eau en réseau et la fréquence de distribution d'eau potable comme variable de qualité sur la performance des services d'eau.

L'objectif de cette étude est d'estimer les coûts de distribution d'eau potable à partir de données algériennes sur les services d'eau communaux. Plus précisément, il s'agira d'analyser les coûts de fourniture d'eau potable aux usagers. La fonction de coût synthétisant l'information relative aux choix technologiques à la disposition des entreprises, sa structure peut fournir de nombreux renseignements quant à la nature de la technologie de l'entreprise en charge de services d'AEP.

La section 2 de cette étude propose un aperçu de la représentation de la fonction de coût variable et le modèle économétrique des coûts d'alimentation en eau potable, basée sur l'estimation d'une fonction de coût variable intégrant des variables techniques spécifiques au réseau d'AEP. Les données utilisées sont ensuite décrites en section 3, pour l'analyse empirique, provenant de différentes agences de fourniture d'eau de l'Algérienne des Eaux *(ADE)* et portant sur 75 communes côtières où la demande en eau potable est forte sur toute la période de l'année et l'exercice s'étale sur la période de cinq (5) années. (2010-2014).Ces données permettent en particulier d'évaluer les élasticités de substitution entre les facteurs de production, les rendements de réseau ainsi que des coûts marginaux. La section 4 présente les résultats d'estimation de la technologie de production et de distribution ainsi que l'analyse des résultats produits. La section 5 conclut cette étude.

2. FONCTION DE COUT VARIABLE INTEGRANT DES VARIABLES TECHNIQUES SPECIFIQUES AU RESEAU D'AEP

La structure des coûts des services d'eau potable peut être analysée à l'aide d'une fonction de coût variable qui tient compte à la fois du volume d'eau potable distribué (V_D) et volume d'eau perdu (V_P)ainsi que des prix des intrants (w), des variables du capital (K) et des variables exogènes caractérisant le contexte de l'activité (z). Compte tenu de la nature des opérations du service des eaux, nous définissons la fonction de coût variable comme suit :

$$VC\ (V_D, V_P, w; K, z, t) \qquad (1)$$

Où VC sont les coûts variables et t une tendance temporelle.

2.1. Representation de modele econometrique des couts d'alimentation en eau potable

Il existe deux grandes approches pour estimer les fonctions de coûts à savoir : les formes fonctionnelles paramétriques simples (Cobb-Douglas, Léontief, CES,...) et les formes fonctionnelles flexibles (Léontieff généralisée, McFadden généralisée, Barnett généralisée, Translog). De nos jours, ces formes fonctionnelles flexibles sont les plus utilisées dans la littérature et en particulier la fonction de coût translog introduite par (Christensen, Jorgensen et Lau 1973).

La forme fonctionnelle Translog, appliquée au coût variable (CV) est une approximation locale de second ordre qui s'écrit comme un développement limité fonction du vecteur des prix des inputs *w*, celui des outputs (V_D, V_P) et des variables «environnementales» caractérisant le contexte de l'activité. Soit *h, h=1,2,…,H* l'indice du service d'eau d'une commune donnée et *t, t=1,2,…,T* celuide la période. La fonction de coût variable s'écrit:

[1] Dans nos projets futurs, nous utiliserons des méthodes qui exploitent d'avantage cette structure panel des données telles que les méthodes à effets fixes, à effets aléatoires et celles des moments généralisés proposées spécifiquement pour panels dynamiques (Arellano and Bond, 1991).

$$\ln(CV_{ht}) = A_0 + \sum_{i=1}^{N} A_i \ln w_{iht} + \sum_{j=1}^{M} B_j \ln V_{jht} + \sum_{r=1}^{R} C_r \ln + \sum_{s=1}^{S} D_s \ln Z_{sht}$$
$$+\frac{1}{2}\sum_{i=1}^{N}\sum_{q=1}^{N} A_{iq} \ln w_{iht} \ln w_{qht} + \frac{1}{2}\sum_{j=1}^{M}\sum_{k=1}^{M} B_{jk} \ln V_{jht} \ln V_{kht}$$
$$+\frac{1}{2}\sum_{u=1}^{R}\sum_{v=1}^{R} C_{uv} \ln k_{uht} k_{vht} + \frac{1}{2}\sum_{r=1}^{S}\sum_{s=1}^{S} D_{rs} \ln z_{rht} \ln z_{sht} \qquad (2)$$
$$+\sum_{i=1}^{N}\sum_{j=1}^{M} E_{ij} \ln w_{iht} \ln V_{jht} + \sum_{i=1}^{N}\sum_{u=1}^{R} E_{iu} \ln w_{iht} \ln k_{uht} + \sum_{i=1}^{N}\sum_{r=1}^{S} E_{ir} \ln w_{iht} \ln z_{rht}$$
$$+\sum_{j=1}^{M}\sum_{u=1}^{R} F_{ju} \ln V_{jht} \ln k_{uht} + \sum_{j=1}^{M}\sum_{r=1}^{S} F_{jr} \ln V_{jht} \ln z_{rht} + \sum_{u=1}^{R}\sum_{r=1}^{S} G_{ur} \ln k_{uht} \ln z_{rht} + \boldsymbol{\varepsilon}_t$$

La théorie économique de la production impose que la fonction de coût soit deux fois continûment différentiable et homogène de degré 1 par rapport aux prix des inputs. Ces conditions sont aisément imposées à la fonction de coût sous la forme des restrictions paramétriques suivantes :

$A_{iq=A_{qi}}$, $B_{jk=}B_{kj}$,$C_{uv=}C_{vu}$, $D_{rs=}\, D_{sr} \forall_{i,q} = 1, \dots, N; \forall_{j,k} = 1, \dots, M; \forall_{u,v} = 1, \dots, R;$

$\forall_{r,s} = 1, \dots, S,$ (Symétrie).

$\sum_i A_i = 1, \sum_i A_{iq} = 0, \forall_q = 1, \dots, N; \sum_i E_{ij} = 0, \sum_i E_{iu} = 0, \forall_u = 1, \dots, R; \sum_i E_{ir} = 0, \forall_r = 1, \dots, S,$

(Homogénéité).

L'estimation des processus de production, plus spécifiquement des fonctions de coût notamment celles dites « flexibles » est préconisée par les économistes en vue de son utilité. L'une des spécifiquement choisie pour le secteur industriel est la fonction translog. Ces formes flexibles sont capables d'approcher un grand nombre de relations fonctionnelles.
Il serait possible d'estimer la fonction de coût seule mais on négligerait alors l'information apportée par les équations de part de coût. Si l'on note $S_i$la part du coût du i[ème] facteur, nous obtenons grâce au lemme de Shephard :

$$\frac{\partial \ln\left(C^*(w_v, \overline{(V_D, V_P)};\, K, Z)\right)}{\partial \ln W_i} = X_i^*\left(w_v, \overline{(V_D, V_P)};\, K, Z\right) * \frac{(\partial W_i)}{\partial C^*(w_v, \overline{(V_D, V_P)};\, K, Z)} = S_i$$

Sur la base de ces parts de coûts, différentes caractéristiques d'intérêt peuvent être dérivées, notamment les élasticités propres et croisées. Ainsi, les élasticités de substitution d'Allen (σ_{iq})

3. DONNEES UTILISEES

Notre base de données est constituée de 1500 observations concernant 75 communes dont le service d'AEP est géré par l'Algérienne des Eaux (ADE) et sur la période du 2010 à 2014. Les données ne sont pas individuelles mais concernent les communes desservies en eau potable. Les données contiennent des informations sur les différentes dépensesen facteurs de production, en produits chimiques, des renseignementstechniques sur le réseau ainsi que sur les volumes d'eau produits etdistribués. Ces données sont fournies trimestriellement par les agences de l'eau.

Le volume d'eau distribué et consommé (V_D) est le volume facturé aux usagers. Le volume perdu (V_P) est calculé comme la différence entre le volume mis en production et le volume effectivement facturé (vendu) aux usagers. Ces quantités d'eau sont exprimées en m^3 */trimestre*.

Les variables représentant le capital sont : la longueur de la partie réseau de cette infrastructure « réseau distribution et réseau d'adduction »(LM), exprimées en kilomètres. Cette longueur « moyenne » permettra de tester l'existence d'économie de densité. La capacité de production($Capac_prod$), en m3 /heure, la capacité de stockage ($Capac_stoc$) en m3 et la capacité de pompage ($Capac_pomp$) en m3 /heure. Ces dernières reflètent le niveau de performance potentiel de l'infrastructure d'adduction et de distribution d'eau potable.

4. RESULTATS D'ESTIMATION

Les Tableaux 1 et 2 donnent respectivement les statistiques descriptives des variables constituant la base de données et les résultats d'estimations de notre fonction de coût Translog.

Tableau N° 1. Statistiques descriptives sur l'échantillon

Variable	*Nbre d'obs*	*Moyenne*	*Ecart-type*	*Minimum*	*Maximum*
$log\ CV$	*1500*	*16.234*	*3.121*	*11.760*	*29.502*
W_L	*1500*	*0.658*	*0.327*	*0.000*	*0.990*
W_E	*1500*	*0.024*	*0.016*	*0.000*	*0.048*
W_C	*1500*	*0.316*	*0.335*	*0.004*	*0.999*
$log\ P_L$	*1500*	*1.100*	*2.861*	*-10.491*	*2.523*
$log\ P_E$	*1500*	*1.149*	*0.072*	*1.091*	*1.452*
$log\ P_C$	*1500*	*0.808*	*0.753*	*0.012*	*2.649*
$log\ V_D$	*1500*	*12.832*	*1.077*	*8.894*	*15.513*
$log\ V_P$	*1500*	*12.132*	*1.071*	*8.064*	*14.791*
$log\ Prod$	*1500*	*4.752*	*1.940*	*0*	*8.000*
$log\ Stoc$	*1500*	*7.723*	*2.679*	*0*	*11.802*
$log\ Pomp$	*1500*	*4.777*	*3.159*	*0*	*9.969*
$log\ LM$	*1500*	*0.924*	*0.375*	*0*	*2.172*
$freq_dist(Jours)$	*1500*	*0.910*	*0.285*	*0*	*1.000*

Notes. *1500 observations utilisables. Les indices L, E, C, D et P dénotent respectivement le travail, l'énergie et les produits chimiques (inputs) et les volumes distribués et perdus (outputs). Source : ADE 2010-2014 (calcul de l'auteur)*

Tableau N°2. Résultats d'estimation

Estimation par $SURE$ de la fonction de coût Translog

Variable^{+}	Coeff^{++}	Ecart-type	Variable^{+}	Coeff^{++}	**Ecart-type**
Constante	1.838298	1.879	($W_L * Prod$)	-0.0034439	0.003
W_L	2.777629*****	0.489	($W_E * Prod$)	0.0273574**	0.019
W_E	0.5891696*	0.338	($W_C * Prod$)	-0.0239135**	0.016
W_C	-2.366798*****	0.506	($W_L * Stoc$)	0.0016082	0.002
V_D	-0.8321266	0.865	($W_E * Stoc$)	-0.0142894	0.013
V_P	0.9661964*	0.814	($W_C * Stoc$)	0.0126812	0.010
$V_D * V_D$	0.8513177****	0.429	($W_L * Pomp$)	-0.0017749	0.001
$V_P * V_P$	0.7592096***	0.423	($W_E * Pomp$)	0.016465****	0.008
$V_D * V_P$	-0.7743723***	0.422	($W_C * Pomp$)	-0.0146902****	0.006
$W_L * W_L$	0.0021772	0.003	($W_L * freq_dist$)	-3.817411*****	0.457

$W_L * W_E$	0.0380098***	0.022	(W_E * freq_dist)	2.440014*****	0.309
$W_L * W_C$	-0.0401869****	0.019	(W_C * freq_dist)	1.377398*****	0.403
$W_E * W_E$	0.4339866*****	0.099	(V_D * LM)	0.2054663*	0.155
$W_E * W_C$	-0.4719964*****	0.080	(V_P * LM)	-0.1288267	0.153
$W_C * W_C$	0.5121833*****	0.064	(V_D * Prod)	-0.0563365	0.053
$W_L * V_D$	0.0367806*	0.031	(V_P * Prod)	-0.008666	0.041
$W_L * V_P$	-0.028405	0.030	(V_D * Stoc)	0.0004319	0.027
$W_E * V_D$	-0.2398266***	0.146	(V_P * Stoc)	-0.0014365	0.026
$W_E * V_P$	0.1580298	0.146	(V_D * Pomp)	0.0523833***	0.032
$W_C * V_D$	0.203046***	0.120	(V_P * Pomp)	0.0115776	0.018
$W_C * V_P$	-0.1296247	0.120	(V_D * freq_dist)	-0.233455	0.198
LM	-1.342207*****	0.425	(V_P * freq_dist)	0.2072381	0.175
LM * LM	0.1913763**	0.133	(LM * freq_dist)	0.0981035	0.112
Prod	0.4426433**	0.305	(Prod * freq_dist)	-0.0442863	0.107
Prod * Prod	0.1300016****	0.066	(Stoc * freq_dist)	0.0086459	0.036
Stoc	0.0944411	0.102	(Pomp * freq_dis	-0.0407449	0.055
Stoc * Stoc	-0.0160898*****	0.005	(LM * Prod)	0.0301359**	0.021
Pomp	-0.3990271****	0.222	(LM * Stoc)	-0.0232105**	0.016
Pomp * Pomp	-0.0117376*****	0.002	(lM * Pomp)	0.0042168	0.011
(freq_dist)	6.856008*****	1.219	(Prod * Stoc)	0.006003**	0.004
(W_L * LM)	-0.0017576**	0.012	(Prod * Pomp)	-0.0641298****	0.029
(W_E * LM)	0.0240598	0.063	(Stoc * pomp)	0.0030856	0.003
(W_C * LM)	-0.0223022	0.052	----------	----	----

++ *Nous indiquons par un, deux, trois, quatre et cinq astérisques un coefficient statistiquement significatif au seuil de 20%, 15,% 10,% 5% et 1% respectivement. Source : ADE 2010-2014 (calcul de l'auteur).*

Nous analysons ici la structure des coûts d'alimentation en eau potable à partir de données algériennes sur les services d'eau communaux afin d'évaluer les performances de ce secteur, en s'appuyant sur la technologie spécifique des industries de réseaux d'alimentation en eau potable. Le tableau 2 présente les résultats de l'estimation de la fonction de coût translog.
Les termes de premier ordre pour les variables indépendantes de notre modèle sont à hauteur de 50% hautement significatifs, bien au-delà du seuil de 5%. Il ne fait guère de doute qu'aucune des variables utilisées dans la fonction de coût ne doit être supprimée. Par exemple, un test de student des variables $long_myne$ et $prix_travail$ montrent qu'elles sont significatives au seuil de 1%.

Ces estimations nous montrent que la production d'une unité supplémentaire d'eau perdue accroit les coûts variables dans une grande mesure. Ceci serait une première explication au fait que la minimisation des fuites d'eau dans le réseau est la priorité pour le gestionnaire du service d'alimentation en eau potable, de tant plus, l'eau mobilisée est relativement limitée, voire rare.

Les paramètres estimés pour les termes de second ordre soient tous pertinents et significatifs au seuil de 1% pour la plupart de ces paramètres, présentent une forte influence sur les coûts et la technologie. Ainsi, suggère leur introduction dans la formulation de la fonction de coût variable. Ceci nous indique que le choix du modèle est approprié.

5. CONCLUSION

Dans cette étude, nous avons analysé la structure des coûts de l'activité de distribution d'eau potable sur la base d'un échantillon de services d'eau algériens gérés par l'Algérienne des Eaux (ADE).L'estimation des paramètres de la fonction de coût et des équations de parts, nous permet de calculer les élasticités de substitution entre facteurs de production ainsi que les élasticités de densité et d'échelle pour les services de notre échantillon.

L'analyse quantitative approfondie du processus de production et de distribution d'eau potable via les méthodes économétriques permettra de répondre à un ensemble de questions nous éclairant sur le niveau d'efficacité de la gestion de cette ressource rare en Algérie ainsi que les caractéristiques de performance technologique du réseau tel que le taux moyen de perte d'eau.
Les résultats attendus sont de nature technico-économique. Il s'agit de tirer des enseignements de l'analyse de données collectées auprès des agences de l'eau sur la structure quantitative des coûts de production d'eau potable en Algérie et les propriétés économiques de ces coûts notamment relatifs à la tarification de cette ressource.

La présence de résultats sur la complémentarité de coût entre les deux biens produits nous fournit en revanche de précieuses informations sur l'intérêt de produire les deux biens conjointement.
Globalement, ces résultats sont très encourageants en ce qui concerne leur application directe en termes de décisions politiques.

REMERCIEMENTS

Je remercie l'Algérienne des Eaux (ADE), à travers ses différentes agences pour la fourniture des données sur les services de production et de distribution d'eau potable.

RÉFÉRENCES

- **Bhattacharyya, A., T.R. Harris, R. Narayanan** &**K. Raffiee, (1995)**. Specification and estimation of the effect of ownership on the economic efficiency of the water utilities;*Regional Science and Urban Economics, 25, 759-784.*
- **Christensen, L.R., D.W. Jorgensen &L.J. Lau. (1973)**.Transcendatal logarithmic production frontiers.*Review of Economics and Statistics, 55, 28-45.*
- **Diakité, D. et A. Thomas, 2013,** « Structure des coûts d'alimentation en eau potable : Une analyse sur un panel d'unités de production ivoiriennes », *Recherches économiques de Louvain*, 79 : 83-114.
- **Garcia, S. &A. Thomas (2001).** The structure of municipal water supply costs: *Application to a panel of french local communities; Journal of productivity Analysis, 2001, 16, 5-29.*
- **Garcia, S., (2001)**. *Analyse économique des coûts d'alimentation en eau potable*. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse I – Sciences sociales.
- **Hélène B., F. Destandau et S. Garcia, 2008,** « Analyse économique des coûts desservices d'eau potable et qualité desprestations offertes aux usagers », *Revue d'économie industrielle.*
- **Maziotis, A. and M. Molinos-Senante, 2022,**"Economies of integration and sources of change in productivity in the Chilean water and sewerage industry: A translog cost function approach, "*Environmental Science and Pollution Research*, 29(6): 8503-8513.
- **Mellah, T., 2018,** "Effectiveness of the water resources allocation institution in Tunisia," *Water Policy*, 20(2): 429-444.
- **Mellah and Ben Amor T., 2016,** "Performance of the Tunisian water utility: An input-distance function approach," *Utilities Policy*, 38: 18-32.
- **Molinos-Senante, M. and A. Maziotis, 2018,**"Flexible versus common technology to estimate economies of scale and scope in the water and sewerage industry: An application to England and Wales,"*Environmental Science and Pollution Research*, 25: 14158-14170.
- **MRESH/Ministère des Ressources en Eau et de la Sécurité Hydrique, (2018).** Direction d'AEP, Alger.

- **Teeples, R., and D. Glyer (1987)**: *Production Function for Water Delivery Systems: Analysis and Estimation Using Dual Cost Function and Implicit Price Specifications, Water Resources Research, 23, 765_773.*
- **Zeggagh, A., Mazouz, K. 2024.** Modeling the Water Supply Costs of the Algerian Municipalities. Water
- Conservation Science and Engineering, 9, 82 (2024).
- **Zeggagh, A., (2012).** *« Tarification des services d'eau potable, durabilité de la ressource et accès des usagers ».* Cas de l'Algérie. *Thèse de Doctorat, Université d'Alger 3.*
- **Zeggagh, A., A. thomas et M.Y. Ferfera, (2010). «** Evaluation économique des performances des services d'eau potable algériens »,Les Cahiers du CREAD, N°92, p. 119-152.

PREDICTION DE LA DEMANDE BIOLOGIQUE EN OXYGENE A L'AIDE DE TECHNIQUES INNOVANTES D'INTELLIGENCE HYBRIDE

Amel Fouchal* [1], Yazid Tikhamarine[2], Mohammed Amin Benbouras[3], Doudja Souag Gamane[1], et Salim Heddam[4]

[1] Département de Géotechnique et Hydraulique, LEGHYD/Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene, Alger, Algérie

[2] Département des Sciences et Technologies / Université de Tamanrasset, Tamanrasset, Algérie

[3] Département de Structures et Matériaux /Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene, Alger, Algérie

[4] Département de Géotechnique et Hydraulique, LEGHYD / Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene, Alger, Algérie

[5]Déprtement d'Agronomie / Université 20 Août 1955, Skikda, Algérie

*Auteur correspondant : amfouchal@yahoo.com

Paper ID: 48

ABSTRACT

The most critical Wastewater Quality Indicators (WQIs) for diagnosing the performance of wastewater treatment plants are the Biological Oxygen Demand (BOD) and Chemical Oxygen Demand (COD). This research unprecedentedly develops a new hybrid Machine Learning (ML) technique to predict BOD_5 in BARAKI Wastewater Treatment based on the Neural Architecture Search (NAS) algorithm coupled with Deep Neural Network (DNN) and Random Forest Regression (RFR) models. In order to calibrate and validate the proposed models, various wastewater quality variables including wastewater pH, specific conductance (SC), total suspended solids (TSS), and chemical oxygen demand (COD) were selected. The performances accuracy of these hybrid models was compared with traditional Multilayer Perceptron Neural Network (MLPNN), (RFR) and multiple linear regression (MLR) models. The comparison of different input variable combinations confirmed the accuracy of prediction by NAS-DNN and NAS-RFR models. The results have been compared and evaluated based on statistical indicators such as correlation coefficient (R), Willmott's index of agreement (WI), root mean square error (RMSE) and mean absolute error (MAE). Based on the results, it can be concluded that the best accuracy was obtained using the NAS-RFR1 with an R, WI, RMSE, and MAE of 0.953, 0.967, 4.775mg/L and 2.944mg/L, respectively at Baraki plant.

Keywords: BOD, Wastewater plants, NAS algorithm, MLPNN, Random Forest.

RÉSUMÉ

Les indicateurs de qualité des eaux usées les plus critiques pour diagnostiquer la performance des stations d'épuration sont : la Demande Biologique en Oxygène (DBO) et la Demande Chimique en Oxygène (DCO). Cette recherche développe, de manière inédite, un modèle innovant d'intelligence hybride pour prédire la DBO5 de la station d'épuration de BARAKI en Algérie. Les modèles proposés sont basés sur l'algorithme de recherche d'architecture neuronale (NAS) couplé à un réseau de

neurones profonds (DNN) et à un modèle de régression par forêts aléatoires (RFR). Pour calibrer et valider les modèles proposés, diverses variables de qualité des eaux usées ont été sélectionnées, notamment le pH, la conductivité spécifique (SC), les matières en suspension totales (TSS) et la demande chimique en oxygène (DCO). La précision des performances de ces modèles hybrides a été comparée à celle des modèles traditionnels tels que le réseau de neurones à couches multiples (MLPNN), le modèle RFR seul et la régression linéaire multiple (MLR). Pour évaluer et comparer les modèles, quatre indicateurs numériques ont été utilisés : l'erreur quadratique moyenne (RMSE), l'erreur absolue moyenne (MAE), le coefficient de corrélation (R) et l'indice d'accord de Willmott (WI). La meilleure précision a été obtenue avec le modèle NAS-RFR, présentant un R, WI, RMSE et MAE respectivement de 0,953, 0,967, 4,775 mg/L et 2,944 mg/L, tandis que la précision la plus faible a été observée avec le modèle MLR, avec des valeurs respectives de 0,812, 0,888, 8,519 mg/L et 5,613 mg/L. Il a été constaté que l'hybridation des modèles de recherche d'architecture neuronale avec d'autres modèles améliore la qualité de la prédiction de la DBO5, même en absence de linéarité entre les données d'entrée et la variable à prédire. Les résultats soulignent l'efficacité des modèles hybrides proposés pour relever les défis liés à la prédiction de la DBO5.

MOTS-CLÉS : STEP, DBO5, DCO, prévision.

1. INTRODUCTION

Les stations d'épuration (STEP) reçoivent et traitent les eaux usées municipales et industrielles, contribuant ainsi de manière significative à l'amélioration de la qualité de vie en traitant les eaux usées et en rejetant des eaux épurées dans les milieux aquatiques récepteurs. Par conséquent, la modélisation et la simulation des STEP sont essentielles pour déterminer les conditions optimales de fonctionnement et prévenir les défaillances opérationnelles futures. Cependant, les nombreuses caractéristiques et variables présentes dans les STEP engendrent une grande complexité, ce qui pose des défis importants lors de l'utilisation de modèles de régression linéaire (Hamed et al., 2004). La demande biologique en oxygène sur cinq jours (DBO5) et la demande chimique en oxygène (DCO) sont des paramètres essentiels pour évaluer la qualité de l'eau, en particulier dans les projets environnementaux (Najafzadeh & Ghaemi, 2019). Le processus de mesure de la DBO5 est fastidieux, long et représente l'étape la plus énergivore dans les STEP (Luo et al., 2019). Afin de réduire le coût et le temps nécessaires à cette mesure, ainsi que pour optimiser la consommation énergétique des STEP due à la surestimation de la DBO5, différents capteurs électroniques ont été développés pour fournir des mesures en temps réel. Cependant, ces dispositifs restent coûteux et difficiles à mettre en œuvre, d'où la nécessité de développer des modèles prédictifs basés sur des données historiques (Ching et al., 2022). Les techniques d'intelligence artificielle permettent de modéliser des relations non linéaires et complexes sans recourir à des formules mathématiques ou chimiques définissant le processus de traitement. Les modèles d'apprentissage automatique (ML) ont démontré leur efficacité dans l'optimisation du fonctionnement des STEP et la prédiction de paramètres essentiels pour améliorer les performances de purification. Ces modèles ont été utilisés pour prédire et estimer la DBO dans les stations d'épuration. De nombreuses études ont été menées au cours des deux dernières décennies sur l'utilisation des modèles d'apprentissage automatique pour prédire la DBO5 (Heddam et al. 2016, Najafzadeh et Ghaemi 2019, Alsulaili et Refaie 2020, Liu et Chen 2023, Kim et al. 2020, Adnan et al. 2023). Selon les études mentionnées, différents types de modèles ML ont été utilisés pour prédire la DBO5 dans les STEP, chacun reposant sur des algorithmes d'optimisation spécifiques et exploitant diverses variables issues de données historiques, de plus, la disponibilité des données constitue parfois un obstacle majeur.L'objectif principal de cette étude, est de prédire la DBO5 à l'aide de divers modèles d'apprentissage automatique, notamment la régression linéaire multiple (MLR), le

réseau de neurones multicouche (MLPNN), la régression par forêts aléatoires (RFR), le réseau neuronal profond avec recherche d'architecture neuronale (NAS-DNN), et la régression par forêts aléatoires couplée à NAS (NAS-RFR), en utilisant les données disponibles de la station de Baraki, située au nord de la capitale algérienne. Les données utilisées incluent le pH, la conductivité électrique (EC), les matières en suspension totales (TSS) et la DCO. Très peu de chercheurs ont abordé la prédiction de la DBO5 en utilisant des données limitées. Ce travail propose une nouvelle approche pour prédire la DBO5 à partir de données restreintes, comparativement aux autres études. Il vise également à réduire le nombre de paramètres prédictifs et la demande énergétique de la station.

2. COLLECTE ET PRÉPARATION DES DONNÉES

2.1. Description du processus de la station de traitement des eaux usées

Dans cette étude, les modèles proposés pour prédire la DBO5 ont été développés à partir de données collectées auprès de la station d'épuration située au nord de l'Algérie, à savoir la station de Baraki. Il s'agit de la principale station d'épuration d'Alger et de la deuxième plus grande installation de ce type dans le pays. Elle a une capacité de 900 000 équivalents-habitants (EH) et est conçue pour traiter environ 147 000 m^3/jour.

Les données utilisées dans cette étude couvrent la période de 2021 à 2024. Un total de 471 enregistrements a été sélectionné à partir de la station de Baraki, puis divisé en deux ensembles : 75 % pour l'entraînement et 25 % pour les tests. Les données utilisées comprennent le pH, la conductivité spécifique (SC), les matières en suspension totales (TSS), la demande chimique en oxygène (DCO) et la demande biologique en oxygène sur 5 jours (DBO5) (Tableau 1). Le Tableau 2 présente les caractéristiques statistiques des variables utilisées dans cette étude. Les variables utilisées comme données d'entrée sont : le pH, la SC, les TSS et la DCO, tandis que la variable à prédire est la DBO5.

Tableau 1 : Statistiques des effluents de la STEP de BARAKI.

Paramètre	Unit	Min	Max	Moy	Ecart Type
Paramètres des entrées					
pH		6,75	8.4	7,88	0,23
SC	µ.s/cm	882	1981	1514,95	170,11
TSS	mg/L	2	176	19,19	19,47
COD	mg/L	8	232	48,70	31,88
Paramètres de la sortie					
DBO5	Mg/L	1	100	12,13	13,12

Tableau 2 : Les combinaisons d'entrées des différents modèles.

Modèles					Entrées	Sortie
MLPNN1	RFR1	MLR1	NAS-DNN1	NAS-RFR1	pH, SC, TSS, COD	BOD_5
MLPNN2	RFR2	MLR2	NAS-DNN2	NAS-RFR2	SC, TSS, COD	BOD_5
MLPNN3	RFR3	MLR3	NAS-DNN3	NAS-RFR3	TSS, COD	BOD_5
MLPNN4	RFR4	MLR4	NAS-DNN4	NAS-RFR4	COD	BOD_5

3. MÉTHODES

3.1 Algorithme de recherche d'architecture neuronale (NAS)

L'algorithme NAS (Neural Architecture Search) est une technique révolutionnaire en apprentissage profond visant à automatiser la conception des réseaux de neurones. En automatisant la structure du réseau neuronal pour une tâche donnée, la recherche d'architecture neuronale (NAS) présente un potentiel considérable pour renforcer la praticité du Deep Learning (Liu et al. 2017). L'idée de base de la stratégie NAS est de définir un espace de recherche englobant toutes les architectures de réseau possibles, puis d'utiliser un algorithme d'optimisation pour explorer cet espace et identifier les architectures les plus performantes pour une tâche cible spécifique. Cette technique représente un immense potentiel pour accélérer le développement de modèles d'apprentissage profond et élargir leur champ d'applications (Liu et al. 2018).

3.2 Modèle MLPNN

Le MLPNN (réseau de neurones à perceptron multicouche) est considéré comme une architecture de réseau de neurones artificiels largement utilisée dans le domaine de l'analyse prédictive. Le MLPNN est capable d'approximer toute fonction comportant un nombre fini de discontinuités et est reconnu comme un approximant à usage général.

L'architecture d'un réseau de neurones artificiels – c'est-à-dire sa structure et son type de réseau – constitue généralement l'un des choix les plus importants lors de la mise en œuvre de réseaux de neurones à des fins de prévision. La structure des MLPNN s'inspire du système neuronal biologique capable de traitement parallèle, tel que le cerveau humain, bien que les éléments de traitement de cet outil d'apprentissage machine se soient progressivement éloignés de leur source d'inspiration biologique. C'est pourquoi le MLPNN a été utilisé avec succès dans la majorité des recherches prédictives. Les paramètres du modèle MLPNN sont les poids et les biais. L'ensemble d'apprentissage (training set) est utilisé pour ajuster ces paramètres, tandis que l'ensemble de test (test set) permet de vérifier la performance du modèle. Le MLPNN traditionnel est entraîné à partir de paramètres initiaux aléatoires, et la procédure d'apprentissage est itérée plusieurs fois afin de trouver le meilleur modèle minimisant l'erreur quadratique moyenne (MSE) entre la DBO mesurée et la DBO calculée.

3.3 Modèle de régression par forêts aléatoires (RFR)

La méthode de régression par forêts aléatoires (RFR) a été introduite pour la première fois par Breiman (2001). La RFR s'est révélée particulièrement efficace tant dans les domaines de la classification que de la régression. Cette méthode combine plusieurs arbres de décision aléatoires et effectue la moyenne de leurs prédictions, ce qui permet d'obtenir d'excellentes performances, notamment dans les situations où le nombre de variables est largement supérieur au nombre d'observations. La fonction « Random Forest » repose sur deux paramètres clés : nTrees (nombre d'arbres dans la forêt) et mTrees (nombre de variables sélectionnées à chaque division). Ces paramètres jouent un rôle déterminant dans la précision du modèle RFR.

3.4 Modèle de régression linéaire multiple (MLR)

La régression linéaire multiple (MLR) est l'un des modèles les plus pratiques en raison de sa simplicité d'utilisation et de sa facilité d'interprétation. Le modèle MLR repose sur une équation de

régression qui illustre la relation simple entre une variable dépendante et des variables indépendantes. La MLR peut être considérée comme une méthode mathématique permettant d'expliquer une variable de réponse Y (à prédire) à l'aide d'une série de variables explicatives Xt (prédicteurs), en recherchant une relation linéaire entre elles.

3.5 Modèles hybrides NAS-DNN et NAS-RFR

Dans le processus d'hybridation de l'algorithme NAS avec un réseau de neurones, visant à créer le modèle hybride NAS-DNN, la première étape consiste à définir un espace de recherche englobant les architectures potentielles du réseau. Cet espace prend en compte des variables telles que les données d'entrée, la variable cible, les sorties, le nombre de couches, les fonctions d'activation et les opérations du réseau. Par la suite, une stratégie de recherche — telle que l'apprentissage par renforcement, les algorithmes évolutionnaires ou les méthodes basées sur le gradient — est employée pour explorer efficacement cet immense espace de conception. Afin de gérer les défis computationnels liés à une exploration exhaustive, un espace de recherche réduit a été mis en place. Celui-ci limite le nombre de neurones dans chaque couche cachée, tout en utilisant les fonctions d'activation 'Tansig', 'Logsig' et 'Purlin'. Des métriques de performance de référence (ground-truth) ont été établies pour chaque architecture possible, en les entraînant plusieurs fois avec différentes initialisations aléatoires. L'algorithme NAS procède alors à la génération et à l'évaluation d'un grand nombre d'architectures. En les entraînant sur un jeu de données donné et en évaluant leur performance, l'algorithme identifie les conceptions les plus prometteuses. L'architecture sélectionnée fait ensuite l'objet d'un affinement et d'une optimisation supplémentaires avant d'être déployée en conditions réelles. Un suivi continu du modèle déployé permet d'assurer sa performance et son adaptabilité dans le temps. En définitive, l'approche NAS constitue un outil puissant pour découvrir des architectures de réseaux de neurones hautement performantes, en combinant exploration automatisée et évaluation rigoureuse.

3.6 Indicateurs statistiques

Pour évaluer la performance des modèles proposés, il est nécessaire d'utiliser à la fois des indicateurs statistiques d'erreur et des outils d'inspection graphique (diagrammes en boîte de moustaches et violon).
Dans cette étude, les indicateurs statistiques utilisés sont :

Le coefficient de corrélation (R)

$$R = \frac{\sum_{i=1}^{n}(BOD_{oi}-\overline{BOD_o})(BOD_{pi}-\overline{BOD_p})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(BOD_{oi}-\overline{BOD_o})^2 \sum_{i=1}^{n}(BOD_{pi}-\overline{BOD_p})^2}} \quad (1)$$

L'indice d'accord de Willmott (WI)

$$WI = 1 - \left(\frac{\sum_{i=1}^{n}(BOD_{oi}-BOD_{pi})^2}{\sum_{i=1}^{n}(|BOD_{oi}-\overline{BOD_o}|+|BOD_{pi}-\overline{BOD_p}|)^2}\right) \quad (2)$$

L'erreur quadratique moyenne (RMSE)

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n}\left(\sum_{i=1}^{n}(BOD_{oi}-BOD_{pi})^2\right)} \quad (3)$$

L'erreur absolue moyenne (MAE)

$$MAE = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left|BOD_{oi} - BOD_{pi}\right| \quad (4)$$

4. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Afin de mettre en évidence l'importance des variables d'entrée, nous avons comparé quatre combinaisons d'entrées contenant différentes variables (Tableau 2). Les résultats obtenus sont présentés et discutés dans la section suivante.

4.1. Résultats de la modélisation de la DBO5 à la station de traitement de Baraki

Les résultats obtenus à la station d'épuration de Baraki sont présentés dans le Tableau 3.

Dans cette section, nous présentons les principaux résultats et discutons des différences entre les différents modèles ainsi que des différentes combinaisons de variables d'entrée. Ces différences sont évaluées en prenant en compte la qualité d'ajustement, la précision des prédictions et les erreurs associées. La principale conclusion tirée du Tableau 3 est que, pendant la phase d'apprentissage, d'excellentes performances ont été obtenues par tous les modèles utilisant l'ensemble des variables de qualité de l'eau comme données d'entrée (**combinaison 01**). La meilleure précision a été obtenue avec le modèle **NAS-RFR1**, qui affiche des valeurs de **R ≈ 0,953**, **WI ≈ 0,967**, **RMSE ≈ 4,775 mg/L** et **MAE ≈ 2,944 mg/L**. En revanche, la moins bonne précision a été obtenue avec le modèle **MLR1**, avec **R ≈ 0,812**, **WI ≈ 0,888**, **RMSE ≈ 8,519 mg/L** et **MAE ≈ 5,613 mg/L**. Par ailleurs, le modèle **RFR1** s'est avéré plus précis que le **MLPNN1**, tandis que le modèle **NAS-DNN1** a offert des performances supérieures à celles des modèles **MLR1**, **MLPNN1** et **RFR1**, bien qu'il reste légèrement au-delà du **NAS-RFR1**. En comparant tous les modèles sur la base des indices **WI** et **RMSE**, on observe que le **NAS-DNN1** est le plus performant, avec un **WI ≈ 0,972** et un **RMSE ≈ 4,743 mg/L**. En outre, en examinant les résultats obtenus avec une seule variable d'entrée (**combinaison 04**) pour tous les modèles développés, il apparaît que le **NAS-DNN4** est le plus précis, avec des valeurs de **R ≈ 0,904**, **WI ≈ 0,946**, **RMSE ≈ 6,266 mg/L** et **MAE ≈ 4,289 mg/L**. Ainsi, l'influence de la **DCO** semble devenir plus significative, ce qui suggère qu'elle devrait être considérée comme un facteur critique pour améliorer la prédiction de la DBO5. D'après les résultats présentés dans le Tableau 3, il est également évident que le passage de la **combinaison 3** à la **combinaison 4**, par l'ajout des **MES** (TSS) comme variable d'entrée, n'apporte qu'une amélioration marginale.

Pendant la phase de validation, comme le montre le tableau 3, les résultats obtenus par les meilleurs modèles sont représentés dans la figure 1 sous forme de nuage de points. Il est évident, d'après l'illustration graphique, que les modèles NAS-RFR et RFR sont les plus précis, tandis que les modèles MLPNN et MLR sont les moins performants. Le modèle NAS-RFR1 a présenté les meilleures performances numériques, avec les plus grandes valeurs de R et de WI, ainsi que les plus faibles valeurs de RMSE et MAE, ce qui illustre la capacité prédictive très précise de ce modèle. Le modèle NAS-RFR1 améliore le RMSE et le MAE du modèle NAS-DNN1 de 21,280 % et 22,633 % respectivement, et de 42,389 % et 42,735 % par rapport au modèle MLR. De même, le NAS-RFR1 améliore le RMSE et le MAE du RFR1 de 6,651 % et 2,475 %, et de 38,884 % et 36,231 % par rapport au MLPNN, respectivement. Par ailleurs, il ressort clairement des résultats présentés ci-dessus que l'amélioration obtenue grâce au NAS-RFR est moins importante pour le RFR1 comparé aux autres modèles. Enfin, tous les modèles ont été comparés à l'aide de Scatterplot (Figure 1), d'un Boxplot et d'un Violinplot (Figure 2). On peut clairement constater que les modèles MLR et MLPNN présentent à peu près les mêmes performances numériques. Il est évident que le NAS-RFR est le modèle le plus

précis, avec la plus grande valeur de R. Au-delà des comparaisons numériques et graphiques, on peut affirmer que tous les résultats obtenus à la station de Baraki étaient principalement influencés par la variable COD, et qu'il serait plus approprié de tester les modèles d'apprentissage automatique avec d'autres variables de qualité des eaux usées.

Tableau 3: Résultats de la modélisation de la DBO5 à la station d'épuration de Baraki

Modèles	Entrainment				Test			
	R	WI	RMSE	MAE	R	WI	RMSE	MAE
MLPNN1	0.909	0.952	6.114	4.027	0.651	0.746	4.570	3.152
MLPNN2	0.877	0.929	7.033	4.958	0.596	0.718	4.775	3.479
MLPNN3	0.856	0.912	7.601	5.026	0.638	0.749	4.545	3.216
MLPNN4	0.845	0.909	7.819	5.108	0.646	0.714	4.596	3.113
RFR1	0.929	0.959	5.473	3.454	0.855	0.917	2.992	2.061
RFR2	0.918	0.945	6.068	3.745	0.826	0.884	3.299	2.350
RFR3	0.893	0.920	7.005	4.008	0.872	0.895	3.118	2.173
RFR4	0.863	0.912	7.502	4.917	0.651	0.784	4.619	3.183
MLR1	0.812	0.888	8.519	5.613	0.549	0.702	6.070	4.474
MLR2	0.794	0.875	8.885	5.561	0.648	0.754	4.848	3.510
MLR3	0.792	0.871	8.889	5.569	0.642	0.750	4.850	3.515
MLR4	0.793	0.875	8.896	5.568	0.646	0.755	4.891	3.537
NAS-DNN1	0.946	0.972	4.743	3.396	0.804	0.888	3.548	2.598
NAS-DNN2	0.939	0.968	5.026	3.324	0.696	0.824	4.285	2.954
NAS-DNN3	0.919	0.956	5.753	3.924	0.698	0.764	4.287	3.096
NAS-DNN4	0.904	0.946	6.266	4.289	0.654	0.759	4.491	3.101
NAS-RFR1	0.953	0.967	4.775	2.944	0.884	0.921	2.793	2.010
NAS-RFR2	0.926	0.944	5.997	3.520	0.862	0.889	3.137	2.202
NAS-RFR3	0.903	0.941	6.364	3.921	0.824	0.854	3.524	2.397
NAS-RFR4	0.886	0.934	6.804	4.425	0.663	0.779	4.505	3.122

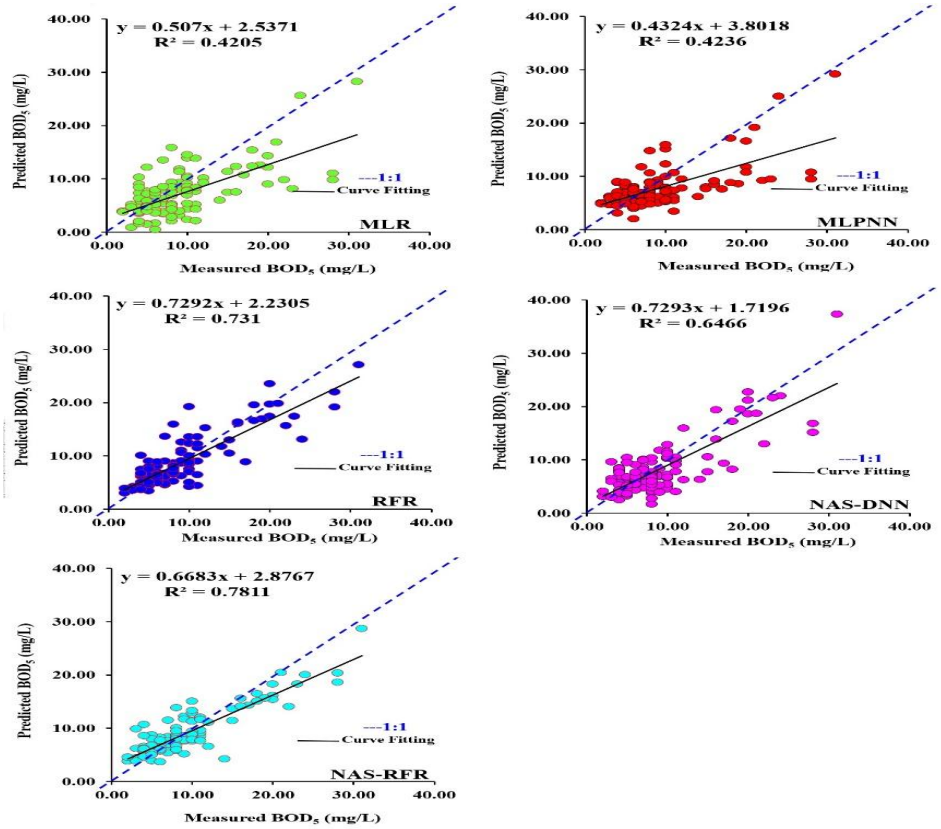


Figure 1 : Nuage de points des valeurs mesurées versus prédites de la DBO_5 à l'aide des meilleurs modèles : station de Baraki et jeu de données de validation.

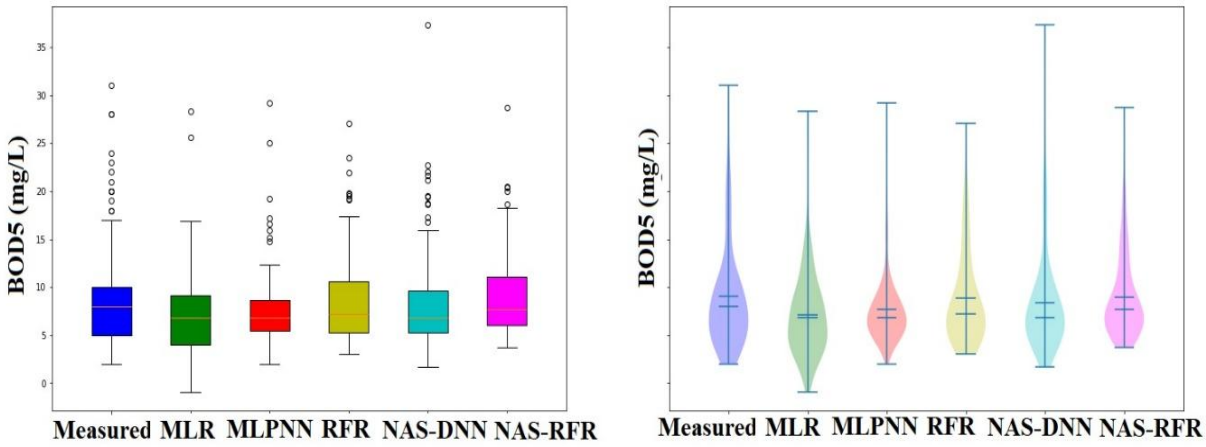


Figure 2 : Boîte à moustaches (panneau de gauche) et diagramme en violon (panneau de droite) pour la prédiction de la DBO_5 à l'aide des meilleurs modèles : station de Baraki et jeu de données de validation.

Pour mieux visualiser et comparer entre les performances des différents modèles, la figure 3 donne la comparaison entre la DBO5 mesurée et la DBO5 prédite à l'aide des meilleurs modèles à la station d'épuration de Baraki pendant la période de validation.

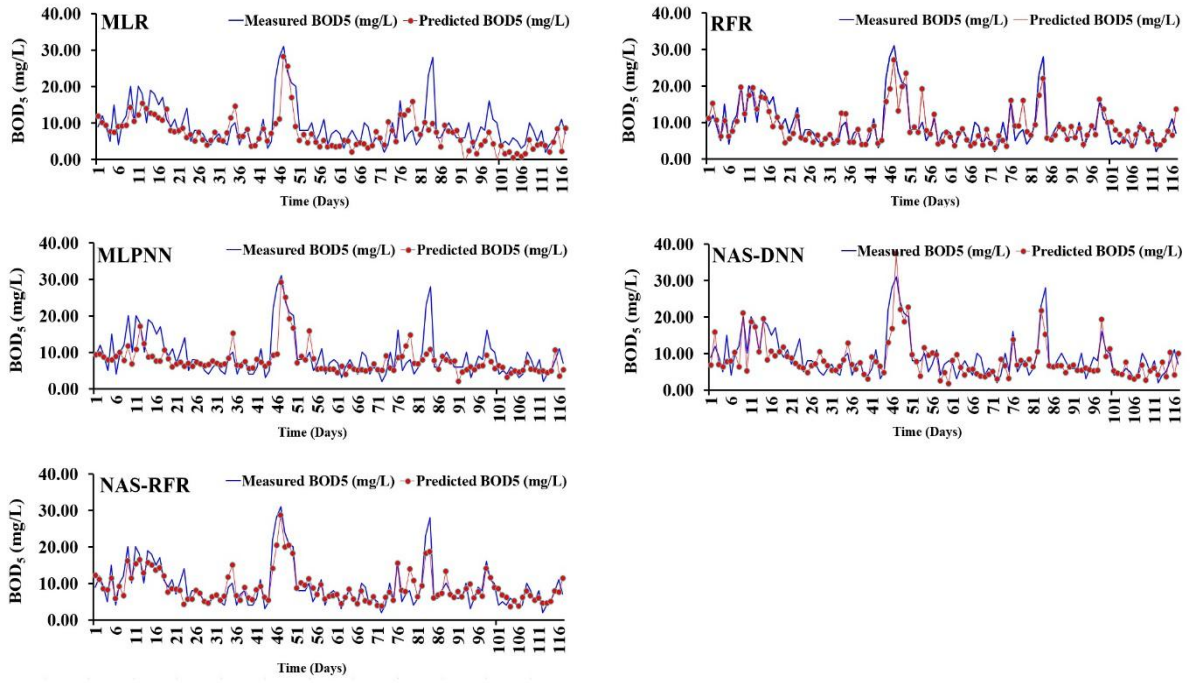


Figure 3 : Comparaison entre la DBO5 mesurée et la DBO5 prédite à l'aide des meilleurs modèles à la station d'épuration de Baraki pendant la période de validation.

La même étude a été menée à la station de REGHAIA qui se situe au Nord Est de la capitale Alger. Les résultats ont montré que les modèles hybrides donnent de meilleurs résultats que ceux simples. Il a été constaté que le NAS-DNN présentait une valeur R de 0,934 à la station de Reghaia. Ce qui prouve que ces modèles peuvent être recommandés pour prédire la DBO5 dans d'autres stations d'épuration.

5. CONLUSION

Dans cette étude, cinq modèles d'apprentissage automatique (ML) ont été testés pour prédire la demande biologique en oxygène à cinq jours (DBO_5) dans une station du nord de l'Algérie, en combinant différentes données afin de créer divers scénarios d'entrée. Il a été démontré qu'une valeur de $R \approx 0{,}884$ a été obtenue avec le modèle NAS-RFR à la station de Baraki. Il a été constaté que l'hybridation des modèles issus de la recherche en architecture neuronale avec d'autres modèles améliore la qualité de la prédiction de la DBO_5, même en l'absence de linéarité entre les données d'entrée du modèle et la variable à prédire. De plus, il a été montré que, si la station d'épuration ne fournit pas toutes les données possibles, la prédiction de la DBO_5 peut être réalisée à partir de quelques variables, comme la COD. Cette étude prouve que la capacité des modèles ML à prédire à partir de données limitées, et l'effet de la COD semble devenir de plus en plus important ; elle devrait donc être considérée comme un facteur critique pour une meilleure prédiction de la DBO_5.

RÉFÉRENCES

Adnan, R. M., Dai, H.-L., Kisi, O., Heddam, S., Kim, S., Kulls, C., & Zounemat-Kermani, M. (2023). Modelling biochemical oxygen demand using improved neuro-fuzzy approach by marine predators algorithm. Environmental Science and Pollution Research. 30, 94312–9433. https://doi.org/10.1007/s11356-023-28935-6

Alsulaili, A., & Refaie, A. (2020). Artificial Neural Network Modeling Approach For The Prediction Of Five-Day Biological Oxygen Demand And Wastewater Treatment Plant Performance. Water Supply. 21 (5), 1861–1877. https://doi.org/10.2166/ws.2020.199

Ching, P. M. L., Zou, X., Wu, D., So, R. H. Y., & Chen, G. H. (2022). Development of a wide-range soft sensor for predicting wastewater BOD5 using an eXtreme gradient boosting (XGBoost) machine. Environmental Research. 210, 112953. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112953

Hamed, M. M., Khalafallah, M. G., & Hassanien, E. A. (2004). Prediction of wastewater treatment plant performance using artificial neural networks. Environmental Modelling & ; Software, 19(10), 919–928. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2003.10.005

Heddam, S., Lamda, H., & Filali, S. (2016). Predicting Effluent Biochemical Oxygen Demand in a Wastewater Treatment Plant Using Generalized Regression Neural Network Based Approach : A Comparative Study. Environmental Processes, 3(1), 153–165. https://doi.org/10.1007/s40710-016-0129-3

Kim, S., Alizamir, M., Zounemat-Kermani, M., Kisi, O., & Singh, V. P. (2020). Assessing The Biochemical Oxygen Demand Using Neural Networks And Ensemble Tree Approaches In South Korea. Journal Of Environmental Management, 270, 110834. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110834

Liu, Y. Z., & Chen, Z. (2023). Prediction Of Biochemical Oxygen Demand With Genetic Algorithm-Based Support Vector Regression. Water Quality ResearchJournal. https://doi.org/10.2166/wqrj.2023.015

Luo, L., Dzakpasu, M., Yang, B., Zhang, W., Yang, Y., & Wang, X. C. (2019). A novel index of total oxygen demand for the comprehensive evaluation of energy consumption for urban wastewater treatment. Applied Energy, 236, 253–261. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.11.101

Najafzadeh, M., & Ghaemi, A. (2019). Prediction of the five-day biochemical oxygen demand and chemical oxygen demand in natural streams using machine learning methods. Environmental Monitoring and Assessment, 191(6). https://doi.org/10.1007/s10661-019-7446-8

EFFECTS OF PVC MICROPLASTICS ON SOIL MICROORGANISMS: A FOCUS ON SANITARY INDICATOR ORGANISMS AND NATURAL BACTERIA

Anastasiia NOSOVA[1*], Roman OLEKHNOVICH[1], Evgenia SAMUILOVA[1], etMayya USPENSKAYA[2,3]

[1] ITMO University, Saint Petersburg, Russia
[2] Peter the Great St. Petersburg Polytechnic University, Saint Petersburg, Russia
[3]Institute of Chemistry of Saint Petersburg State University, Saint Petersburg, Russia
*Corresponding author: aonosova@itmo.ru

Paper ID: 43

RESUME

La pollution par les microplastiques (MP) constitue une préoccupation environnementale émergente, avec de potentielles conséquences sur les écosystèmes du sol. Bien que la présence de MP dans les sols soit de plus en plus documentée, les effets de types spécifiques de MP sur les microorganismes du sol demeurent encore mal compris. Cette étude examine l'impact des microplastiques de polychlorure de vinyle (PVC) sur la viabilité et l'activité des communautés microbiennes du sol, en se concentrant à la fois sur les organismes indicateurs sanitaires et sur les bactéries naturelles du sol. Pour évaluer ces effets à court terme, des échantillons de sol ont été collectés dans une zone éloignée des espaces urbanisés de la région de Leningrad (Russie), caractérisée comme un sol podzolique limono-sableux. L'absence de MP PVC a été confirmée par inspection visuelle, microscopie optique et coloration des échantillons à la rhodamine 6G. Les paramètres du sol ont été déterminés : pH KCl (4,6), teneur en matière organique (1,59 ± 0,15 %), capacité de rétention en eau (31,53 ± 1,06 %) et capacité d'échange cationique (3,73 mg×eq/100 g de sol). Des PVC MP de taille moyenne 157 ± 59 µm ont été introduits dans le sol stérilisé à des concentrations de 0,5 ; 1,0 ; 3,0 et 5,0 % (en poids). L'impact sur les organismes indicateurs sanitaires a été évalué en inoculant le sol avec une suspension bactérienne de souches d'E. coli (ATCC 25922, XL10 Gold et BL21(DE3)) et en suivant le nombre d'unités formant colonies (CFU) sur une période de sept jours. L'effet sur les bactéries indigènes a été évalué en isolant et identifiant le groupe microbien dominant sur milieu Sabouraud. Les micro-organismes isolés ont été observés par coloration de Gram et microscopie optique, puis caractérisés. Ils ont ensuite été réinoculés (méthode de réplique) sur des boîtes de Pétri contenant du milieu Sabouraud et les mêmes concentrations de MP PVC utilisées dans le test avec E. coli. La surface de croissance des colonies a été mesurée à l'aide du logiciel Image J (NIH) afin d'évaluer l'effet des MP PVC sur leur développement. Les résultats montrent que l'introduction de MP PVC a significativement modifié la dynamique de croissance des colonies d'E. coli. à 0,5 %, une réduction de plus de deux fois du nombre de colonies a été observée dès le premier jour par rapport au témoin. À 5,0 %, la diminution du nombre de cellules était retardée. Les concentrations de 3,0 % et 5,0 % ont entraîné une augmentation du diamètre moyen des colonies, suggérant une réponse de stress bactérien. Aucune cellule viable n'a été détectée après le premier jour, ce qui illustre la forte capacitée d'auto-épuration du sol, non altérée par l'ajout de MP PVC. La communauté microbienne indigène était dominée par les Actinobacteria, dont la surface de croissance a été significativement réduite par l'exposition aux MP PVC, en particulier à 5,0 % (~50 % de réduction). Cette étude apporte des preuves préliminaires que les microplastiques de PVC peuvent avoir des effets négatifs à court terme sur les microorganismes naturels du sol, susceptibles d'affecter l'équilibre et le fonctionnement des écosystèmes terrestres, sans

toutefois altérer la capacité d'auto-épuration du sol. Des recherches complémentaires sont nécessaires pour mieux comprendre les mécanismes sous-jacents et évaluer les conséquences à long terme de la contamination du sol par les MP PVC.

Mots-clés : microplastiques, polychlorure de vinyle, microorganismes du sol, viabilité microbienne, organismes indicateurs sanitaires.

ABSTRACT

Microplastic (MP) pollution is an emerging environmental concern with potential consequences for soil ecosystems. While the presence of MP in soil has been increasingly documented, the effects of specific MP types on soil microorganisms remain poorly understood. This study investigates the impact of polyvinyl chloride (PVC) microplastics on the viability and activity of soil microbial communities, focusing on sanitary indicator organisms and the natural soil bacteria. To evaluate the effects of PVC MP on the viability and activity of soil microbial communities, including sanitary indicator microorganisms and native soil bacteria in short-term experiments. Soil samples were collected from a site remote from urbanized areas in the Leningrad Region, Russia, characterized as podzolic sandy loam, and confirmed to be free from PVC MP using visual inspection, optical microscopy, and samples staining with rhodamine 6G. Soil parameters, including pH_{KCl} (4.6), organic matter content (1.59 ± 0.15 %), water-holding (31.53 ± 1.06 %) and cation exchange (3.73 mg×eq/100 g of soil) capacities, were also determined. PVC MP with an average size of 157 ± 59 μm were introduced into sterilized soil at concentrations of 0.5, 1.0, 3.0, and 5.0 wt.%. The impact on sanitary indicator organisms was assessed by inoculating the soil with a bacterial suspension of *E. coli* strains (ATCC 25922, XL10 Gold и BL21(DE3)) and monitoring the colony forming units (CFU) over seven days. The effect on the natural soil bacteria was evaluated by isolating and identifying the dominant microbial group using Sabouraud agar. Isolated microorganisms were examined by Gram staining coupled with light microscopy and characterized. Subsequently, the bacteria were inoculated (by replica method) in Sabouraud agar Petri dishes with the same concentrations of PVC MP used in the *E. coli* test. Colony growth area was measured using ImageJ software (NIH) to assess the impact of PVC MP on their growth and evolvement. The introduction of PVC MP significantly affected the growth dynamics of *E. coli* colonies. At 0.5 wt.%, a more than two-fold reduction in colony number was observed on day one compared to the control. At 5.0 wt.%, the decrease in cell count was delayed. Concentrations of 3.0 wt.% and 5.0 wt.% caused an increase in average colony diameter, possibly indicating a bacterial stress response. No viable cells were detected after the 1st day, demonstrating the high self-cleaning ability of the soil, which was not impaired by PVC MP addition. The native microbial soil community was dominated by *Actinobacteria*, whose colony growth area was significantly reduced by PVC MP exposure, especially at 5.0 wt.% (~50% reduction). This study provides preliminary evidence that PVC MP may have short-term negative impacts on naturally occurring soil microorganisms, potentially affecting the balance and functioning of soil ecosystems, but does not affect the self-cleaning ability of the soil. Further research is needed to elucidate the mechanisms underlying these impacts and to assess the long-term consequences of PVC MP contamination on soil health.

KEYWORDS: microplastics, polyvinyl chloride, soil microorganisms, microbial viability, sanitary indicator organisms.

1. INTRODUCTION

Microplastic (MP) pollution has become a growing environmental concern due to its widespread distribution and persistence in various ecosystems. MP typically refers to synthetic polymer particles of anthropogenic origin with diverse chemical compositions and sizes ranging up to 5 mm in their greatest dimension. The lower limit varies from 0.1 to 500 µm, although according to the international standard ISO/TR 21960:202 established by the International Organization for Standardization, this threshold is defined as 1 µm. While much attention has been given to the presence and effects of MP in marine and freshwater environments, terrestrial ecosystems, especially soils, have received comparatively less scrutiny (de Souza Machado et al., 2018). Soils are complex and dynamic habitats that support diverse microbial communities essential for maintaining ecosystem functions such as nutrient cycling, organic matter decomposition, soil structure formation, and plant health (Delgado-Baquerizo et al., 2018). The introduction of MP into soil environments could disrupt these microbial processes, potentially leading to adverse impacts on soil fertility and ecosystem sustainability (Fan et al., 2022).

Among the different types of MP, products made from polyvinyl chloride (PVC) are of particular interest due to their widespread use in construction, packaging, and consumer goods. This material is prone to photodegradation and fragmentation during mechanical processing of products, such as cutting (Mackụak et al., 2015, Fernández-González et al., 2022, Luo Y. et al., 2022). Although PVC is resistant to natural degradation, environmental aging and breakdown processes are influenced by factors including ozone, short-wave ultraviolet C radiation, sunlight exposure, and weather conditions (Miranda et al., 2021). Due to the extensive application of PVC-based products, PVC MP have been detected in soils of various land uses, including agricultural and forest lands, residential and recreational areas, natural reserves, beaches, and waste disposal sites. It is important to note that soils near industrial facilities, particularly those involved in PVC material processing, are most susceptible to contamination. For example, soil samples collected from an industrial area in Sydney, Australia, revealed a maximum PVC MP mass concentration of approximately 67.5 g/kg soil (Fuller & Gautam, 2016).

The effects of PVC MP on soil ecosystems have been studied only fragmentarily. It is known that PVC MP may be more hazardous than other common MP types (Proshad et al., 2017, Surendran et al., 2023). Generally, data on the impacts of this pollutant on soil ecosystem were thoroughly reviewed in (Nosova & Uspenskaya, 2023) study. In particular, the presence of PVC MP in soil may contribute to shifts in the composition of some bacterial and fungal communities, which are key components of the soil microbiota involved in regulating ecosystem functions, ultimately affecting biogeochemical processes (Fan et al., 2022). This effect may be driven by changes in the physical and chemical properties of the soil, particularly an observed tendency for pH to increase (Khalid et al., 2023, Meng et al., 2023). Consequently, fluctuations in the activity of soil enzymes such as urease (through inhibition of ammonium conversion to nitrite), protease, and catalase may occur (Chia et al., 2022, Shah et al., 2023).

Despite these emerging insights, comprehensive understanding of how PVC MP affects the viability and activity of specific soil microbial groups remains limited. In particular, the soil's inherent sanitary self-cleaning ability – its ability to recover and maintain microbial balance after contamination of pathogens – has rarely been addressed in the context of PVC MP pollution. Pathotypes of *Escherichia coli* (*E. coli*), among the pathogens most responsible for moderate to severe diarrhea in low- and middle-income countries, are transmitted from infected human or animal feces to new susceptible hosts, including through water and soil pathways (Navab-Daneshmand et al., 2018). Therefore, it is crucial that soil maintains its self-cleaning ability to prevent the persistence and spread of these harmful microorganisms in the environment. For this reason, an important issue is to study the

presence or absence of influence on this process of the presence of PVC MP in the soil. At the same time, given the critical role of soil microorganisms in sustaining ecosystem functions and soil health, it is essential to investigate how PVC MP influences dominant natural microbial community dynamics. This study aims to fill some knowledge gaps by experimentally assessing the impact of different concentrations of PVC MP on the viability of *E. coli* strains and the growth of natural soil bacteria.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Soil

The soil samples were collected from a site remote from urbanized areas in the Leningrad Region, Russia, characterized as podzolic sandy loam, and confirmed to be free from PVC MP using visual inspection, optical microscopy, and samples staining with rhodamine 6G. Soil parameters, including pH_{KCl} (4.6), organic matter content (1.59 ± 0.15 %), water-holding (31.53 ± 1.06 %) and cation exchange (3.73 mg×eq/100 g of soil) capacities, were also determined by standard methods.

2.2. Sample preparation

Suspension raw PVC MP in powder form (RusVinyl LLC, Russia) with an average size of 157 ± 59 μm were introduced into sterilized soil at concentrations of 0.5, 1.0, 3.0, and 5.0 wt.%. The histogram of the PVC MP size distribution is shown in Figure 1.

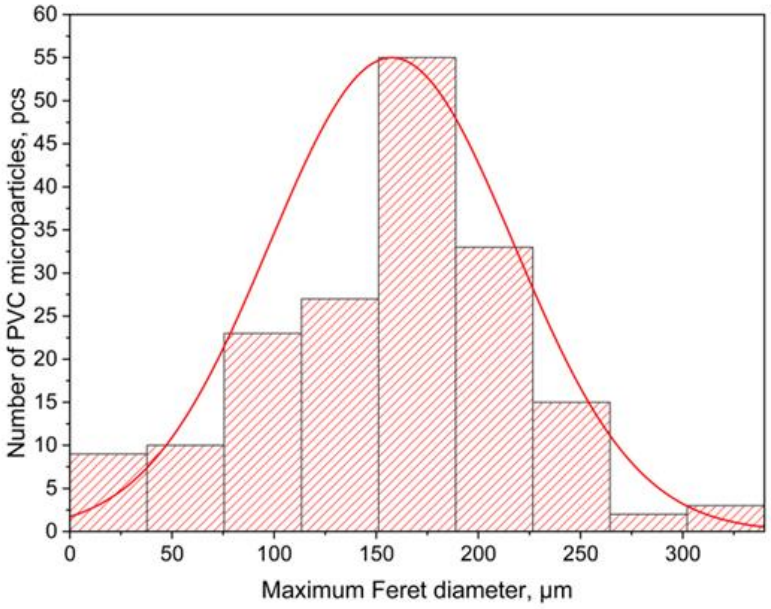


Figure 1: The PVC MP size distribution

2.3. The effect on sanitary indicator organisms

Indicator organisms characterizing the intensity of foreign load on soil are bacteria belonging to the coliform group; therefore, at the beginning of the experiment, bacterial suspensions of *E. coli* strains ATCC 25922, XL10 Gold, and BL21(DE3) were added into samples. The experiment was conducted in duplicate. The number of viable microbial cells (CFU/mL of soil suspension) was determined on days 1, 2, 4, and 7 by spotting decimal dilutions of soil suspensions onto Endo agar medium followed by incubation of Petri dishes in a thermostat (t = +37°C) for one day.

2.4. The effect on the natural soil bacteria

The effect on the natural soil bacteria was evaluated in a short-term experiment in order to study the rapid response to the pollutantby isolating and identifying the dominant microbial group using Sabouraud agar. Isolated microorganisms were examined by Gram staining coupled with light microscopy and characterized. Subsequently, the bacteria were inoculated (by replica method) in Sabouraud agar Petri dishes with the same concentrations of PVC MP used in the *E. coli* test. Colony growth area was measured using ImageJ software (NIH) to assess the impact of PVC MP on their growth and evolvement.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. The effect on sanitary indicator organisms

The results of studying the effect of PVC MP on sanitary indicator microorganisms are presented in Figure 2 (number of viable cells after 1st day, CFU/ml, and average colony size, mm). Based on the data obtained after 1st day, it can be concluded that the presence of 0.5 wt.% PVC MP in soil inhibits the number of coliform bacteria more than twice compared to control conditions. At 3 wt.% PVC MP, the number of colonies also decreases relative to the control but there is a sharp increase in the average diameter of colonies. When using 5 wt.% PVC MP concentration, cell death appears to occur about two times slower than in the control, while the average colony diameter increases similarly as with 3 wt.%. Figure 3 illustrates the appearance of control and experimental Petri plates seeded with decimally-diluted 1st day soil suspension (a—control plate; b—soil containing PVC MP (5 wt.%)).

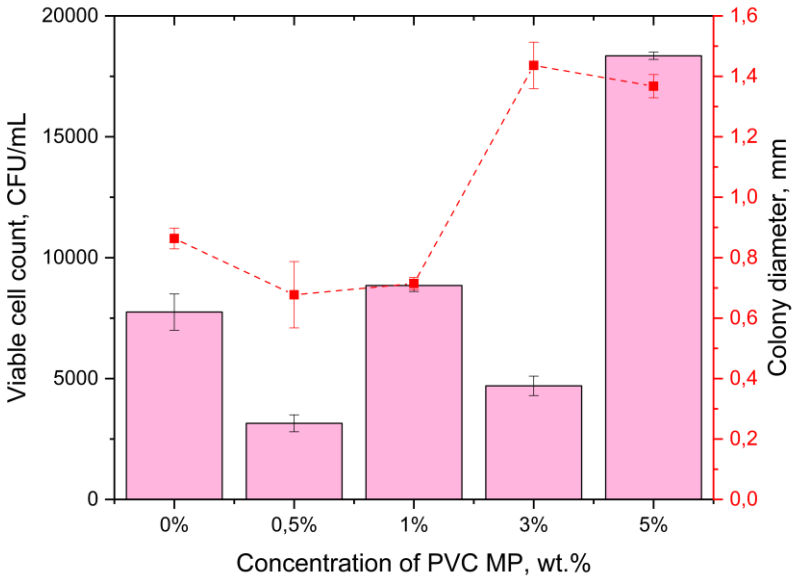
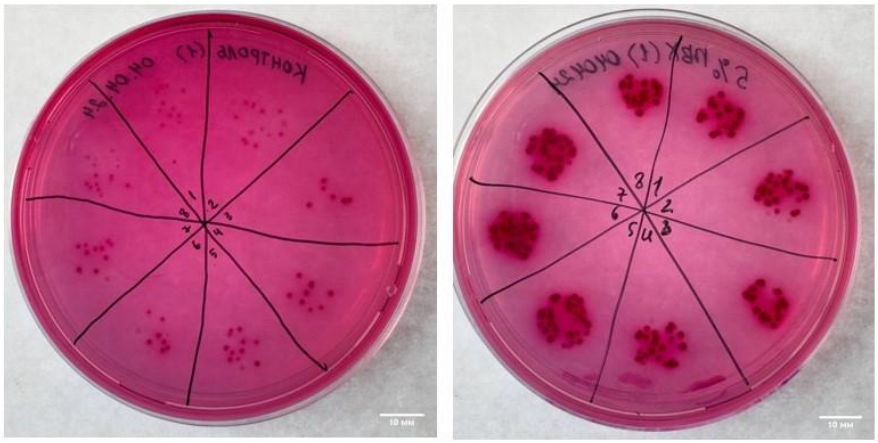


Figure 2: Number of viable *E.coli* cells at 1st day and average colony diameter

The shifts in colony diameter observed with 3.0 wt.% and 5.0 wt.% PVC MP treatments may point to a stress response in the surviving *E. coli* cells, potentially involving increased exopolysaccharide production (Chen et al., 2004, Jiang et al., 2023), but this requires further investigation.



a b

Figure 3: External appearance of control and experimental Petri dishes with inoculations of decimal dilution of soil suspension for 1st day (a – control, b – soil with PVC MP (5 wt.%))

Further observations on days 2, 4 and 7 of the study showed that viable *E. coli* cells were not detected in the soil samples. Because no viable cells of this indicator microorganisms could be detected in any sample, including the control, already after 2 days, it was concluded that the presence of PVC MP in soil does not significantly affect its self-cleaning ability.

3.2. The effect on the natural soil bacteria

Based on a combination of morphological characteristics, the species was identified as *Actinobacteria*, which are important inhabitants of soils because they participate in the humification process and have the ability to suppress the growth of pathogenic microorganisms. A micrograph of *Actinobacteria* isolated from soil and stained by Gram is shown in Figure 4.

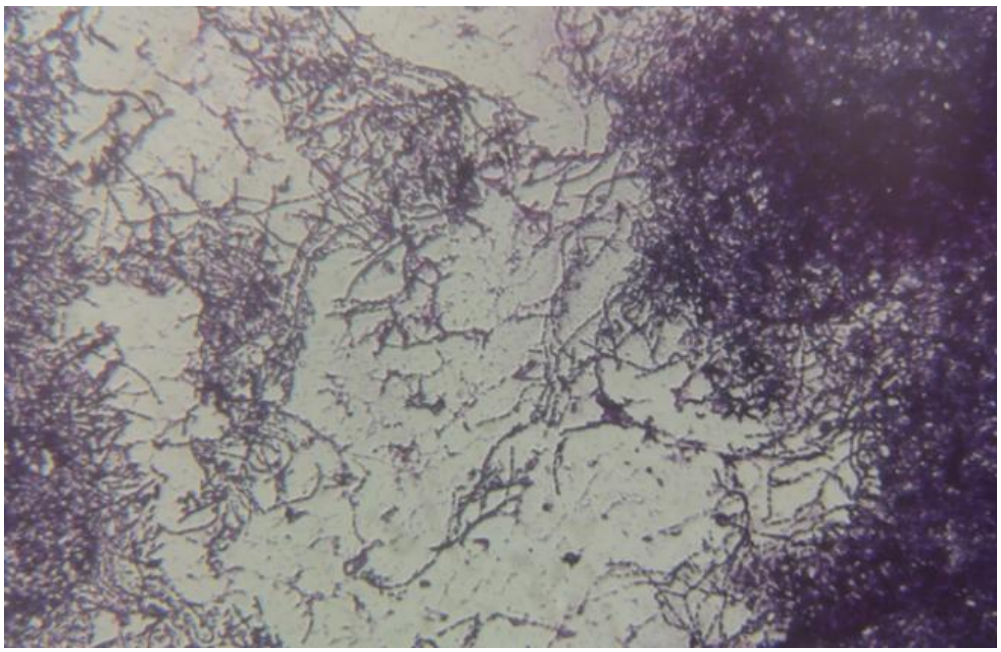


Figure 4: Gram-stained *Actinobacteria* isolated from soil

The results of assessing the change in the total area of colonies in relation to the control in % are shown in Figure 5.

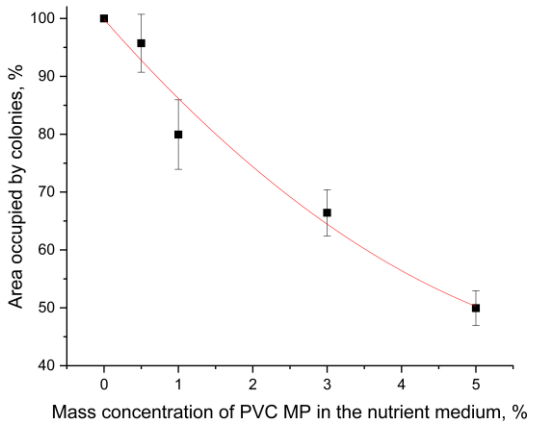


Figure 5: Change in the area of *Actinobacteria* colonies in relation to the control, %

PVC MP can have a fast-depressing effect on the growth and development of *Actinobacteria* - the main group of the microbiocenosis of the studied soil. When introducing the pollutant into the nutrient medium at a concentration of 5 wt. %, a decrease in the number of viable cells by about 50% can be observed. Although the mechanisms underlying this effect require further in-depth study, it can be hypothesized that the dramatic reduction in colonies area may be due to physiological disruption of cellular activity due to contact with plastic particles and inhibition of proliferation due to lower amounts of nutrients. However, according to known data, long-term studies in soil show that there is a medium-term trend of increasing *Actinobacteria* in contaminated soil, which can be presumably related to its ability to decompose plastic (Barili et al., 2023). It can be assumed that there are mechanisms for *Actinobacteria* to adapt to pollution.

4. CONCLUSION

It was found that PVC MP contamination does not have a significant effect on the self-cleaning ability of the soil from *E. coli*, but at 5 wt.% concentration, there is an increase in the number of viable cells and the diameter of the colonies on the 1st day, which is possibly due to higher production of protective exopolysaccharides. Also, a short-term negative effect of PVC MP in nutrient medium on *Actinobacteria* colonies was established. The results emphasize the importance of studying the ecotoxicological consequences of the spread of microplastic pollution in natural environments and the development of measures to protect the health of soil ecosystems.

REFERENCES

Barili, S., Bernetti, A., Sannino, C., Montegiove, N., Calzoni, E., Cesaretti, A., & Gigliotti, G. (2023). Impact of PVC microplastics on soil chemical and microbiological parameters. Environmental Research, 229, 115891.

Chen, J., Lee, S. M., & Mao, Y. (2004). Protective effect of exopolysaccharide colanic acid of Escherichia coli O157: H7 to osmotic and oxidative stress. Int. J. Food Microbiol., 93(3), 281-286.

Chia, R. W., Lee, J. Y., Jang, J., Kim, H., & Kwon, K. D. (2022). Soil health and microplastics: a review of the impacts of microplastic contamination on soil properties. J. Soils Sediments, 22(10), 2690-2705.

de Souza Machado, A. A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., & Rillig, M. C. (2018). Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. Glob. Change Biol, 24(4), 1405-1416.

Delgado-Baquerizo, M., Oliverio, A. M., Brewer, T. E., Benavent-González, A., Eldridge, D. J., Bardgett, R. D., ... & Fierer, N. (2018). A global atlas of the dominant bacteria found in soil. Science, 359(6373), 320-325.

Fan, P., Tan, W., & Yu, H. (2022). Effects of different concentrations and types of microplastics on bacteria and fungi in alkaline soil. Ecotoxicol. Environ. Saf., 229, 113045.

Fernández-González, V., Andrade-Garda, J. M., López-Mahía, P., & Muniategui-Lorenzo, S. (2022). Misidentification of PVC microplastics in marine environmental samples. TrAC - Trends Anal. Chem., 153, 116649.

Fuller, S., & Gautam, A. (2016). A procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction. Environ. Sci. Technol., 50(11), 5774-5780.

Jiang, A., Pei, W., Zhang, R., Shah, K. J., & You, Z. (2023). Toxic effects of aging mask microplastics on E. coli and dynamic changes in extracellular polymeric matter. Sci. Total Environ., 899, 165607.

Khalid, A. R., Shah, T., Asad, M., Ali, A., Samee, E., Adnan, F., ... & Haider, G. (2023). Biochar alleviated the toxic effects of PVC microplastic in a soil-plant system by upregulating soil enzyme activities and microbial abundance. Environ. Pollut., 332, 121810.

Luo, Y., Al Amin, M., Gibson, C. T., Chuah, C., Tang, Y., Naidu, R., & Fang, C. (2022). Raman imaging of microplastics and nanoplastics generated by cutting PVC pipe. Environ. Pollut., 298, 118857.

Mackuľak, T., Takáčová, A., Gál, M., Marton, M., & Ryba, J. (2015). PVC degradation by Fenton reaction and biological decomposition. Polym. Degrad. Stab., 120, 226-231.

Meng, J., Li, W., Diao, C., Li, Z., Zhao, J., Haider, G., ... & Chen, H. (2023). Microplastics drive microbial assembly, their interactions, and metagenomic functions in two soils with distinct pH and heavy metal availability. J. Hazard. Mater., 458, 131973.

Miranda, M. N., Sampaio, M. J., Tavares, P. B., Silva, A. M., & Pereira, M. F. R. (2021). Aging assessment of microplastics (LDPE, PET and uPVC) under urban environment stressors. Sci. Total Environ., 796, 148914.

Navab-Daneshmand, T., Friedrich, M. N., Gächter, M., Montealegre, M. C., Mlambo, L. S., Nhiwatiwa, T., ... & Julian, T. R. (2018). Escherichia coli contamination across multiple environmental compartments (soil, hands, drinking water, and handwashing water) in urban Harare: correlations and risk factors. Am. J. Trop. Med. Hyg., 98(3), 803.

Nosova, A. O., & Uspenskaya, M. V. (2023). Ecotoxicological effects and detection features of polyvinyl chloride microplastics in soils: a review. Environ. Adv., 13, 100437.

Proshad, R., Kormoker, T., Islam, M. S., Haque, M. A., Rahman, M. M., & Mithu, M. M. R. (2018). Toxic effects of plastic on human health and environment: A consequences of health risk assessment in Bangladesh. Int. J. Health, 6(1), 1-5.

Shah, T., Ali, A., Haider, G., Asad, M., & Munsif, F. (2023). Microplastics alter soil enzyme activities and microbial community structure without negatively affecting plant growth in an agroecosystem. Chemosphere, 322, 138188.

Surendran, U., Jayakumar, M., Raja, P., Gopinath, G., & Chellam, P. V. (2023). Microplastics in terrestrial ecosystem: Sources and migration in soil environment. Chemosphere, 318, 137946.

ENHANCING SOIL FERTILITY WITH COMPOST AMENDMENTS IN PET MICROPLASTIC-CONTAMINATED SOILS

Debab aya [1,2], Boudjabi Sonia [1.2.4]., Chenchouni Haroun [3.4]

1 DepartmentofNature and LifeSciences, University ofTebessa, Tebessa, 12002, Algeria

[2]LaboratoryWater and Environment "LEE", University ofTebessa, Tebessa, 12002, Algeria

[3]Department of Forest Management, HigherNationalSchool of Forests, Khenchela,40000, Algeria

[4]LaboratoryofNaturalResources andManagementofSensitive Environments 'RNAMS', University ofOum-El-Bouaghi, Oum-El-Bouaghi,04000, Algeria

E-mail addresses: [1]aya.debab@univ-tebessa.dz

Paper ID: 20

ABSTRACT

The use of fertilizers, both mineral and organic, is a common agricultural practice aimed at enhancing crop productivity. In recent years, the recycling of organic waste into compost has gained increasing attention as a sustainable strategy, providing dual benefits: improving soil fertility while reducing environmental impact. However, concerns are emerging regarding the accumulation of microplastics in agricultural soils, particularly polyethylene (PE) microplastics, which may alter soil physicochemical properties and influence plant growth. This study investigates the combined effects of compost amendments and PE microplastics on soil health and the productivity of barley (*Hordeum vulgare*), a major forage crop.

Three compost application rates were tested: C0 (0 g/kg of soil), C1 (15 g/kg of soil), and C2 (30 g/kg of soil), alongside three PE microplastic treatments: L0 (control, no microplastics), L1 (0.5 g/kg of soil), and L2 (1 g/kg of soil). Soil pH ranged from 7.79 in L0 to 7.75 in L2 with compost application significantly increasing pH ($p < 0.001$) from 7.72 in C0 to 7.81 in C2.

Similarly, PE microplastics significantly affected electrical conductivity ($p < 0.001$), with values decreasing from 808.92 µS/cm in L0 to 690.85 µS/cm in L2. Compost application also led to a significant increase in electrical conductivity ($p < 0.001$), from 688.25 µS/cm in C0 to 771.40 µS/cm in C2. However, its effect on soil organic carbon content was not statistically significant ($p = 0.12$), possibly due to compost composition or the short duration of the experiment, with values of 1.25% in C0 and 1.04% in C2.

Regarding plant physiological responses, compost application had a notable effect on chlorophyll content. A significant decrease ($p < 0.001$) in Chlorophyll " a" was observed, declining from 1.544 µg/g in C0 to 0.472 µg/g in C2. This reduction suggests potential alterations in plant metabolism, which may be influenced by changes in nutrient dynamics or microbial activity. Conversely, PE microplastics significantly influenced Chlorophyll " a" level ($p < 0.001$), with an initial increase from 0.444 µg/g in L0 to 0.547 µg/g in L1, followed by a decrease to 0.465 µg/g in L2.

These findings highlight the role of compost in enhancing soil fertility by increasing pH and electrical conductivity, which may improve nutrient availability. However, the observed decline in Chlorophyll " a" higher compost rates suggests a complex interaction requiring further investigation. Additionally, while PE microplastics affected soil structure and plant physiology, their long-term implications remain uncertain and warrant further exploration to better understand their risks and develop management strategies in agricultural systems.

KEYWORDS: Compost, *Hordium vulgare*, soil fertility, Microplastics (PET), chlorophyll.

RÉSUMÉ

L'utilisation des engrais, minéraux comme organiques, constitue une pratique agricole courante visant à accroître la productivité des cultures. Ces dernières années, le recyclage des déchets organiques en compost a suscité un intérêt croissant comme stratégie durable, offrant un double avantage : améliorer la fertilité des sols et réduire l'impact environnemental. Cependant, des préoccupations apparaissent quant à l'accumulation de microplastiques dans les sols agricoles, en particulier les microplastiques de polyéthylène (PE), qui peuvent modifier les propriétés physico-chimiques du sol et influencer la croissance des plantes. Cette étude évalue les effets combinés des amendements compostés et des microplastiques de PE sur la santé du sol et la productivité de l'orge (Hordeum vulgare), une culture fourragère majeure.

Trois doses de compost ont été testées : C0 (0 g/kg de sol), C1 (15 g/kg de sol) et C2 (30 g/kg de sol), associées à trois traitements de microplastiques de PE : L0 (témoin, sans microplastiques), L1 (0,5 g/kg de sol) et L2 (1 g/kg de sol). Le pH du sol variait de 7,79 en L0 à 7,75 en L2 l'application de compost augmentant significativement le pH ($p < 0,001$) de 7,72 en C0 à 7,81 en C2. De même, les microplastiques de PE ont significativement affecté la conductivité électrique ($p < 0,001$), avec une diminution de 808,92 µS/cm en L0 à 690,85 µS/cm en L2. L'application de compost a également conduit à une augmentation significative de la conductivité électrique ($p < 0,001$), de 688,25 µS/cm en C0 à 771,40 µS/cm en C2. En revanche, son effet sur le carbone organique du sol n'était pas statistiquement significatif ($p = 0,12$), possiblement en raison de la composition du compost ou de la courte durée de l'expérience, avec des valeurs de 1,25 % en C0 et 1,04 % en C2. Concernant les réponses physiologiques des plantes, l'application de compost a eu un effet marqué sur la teneur en chlorophylle. Une diminution significative ($p < 0,001$) de la Chlorophyll " a" a été observée, passant de 1,544 µg/g en C0 à 0,472 µg/g en C2. Cette réduction suggère des modifications potentielles du métabolisme végétal, influencées par les dynamiques nutritionnelles ou l'activité microbienne. À l'inverse, les microplastiques de PE ont significativement influencé la Chlorophyll " a" ($p < 0,001$), avec une augmentation initiale de 0,444 µg/g en L0 à 0,547 µg/g en L1, suivie d'une diminution à 0,465 µg/g en L2.

Ces résultats soulignent le rôle du compost dans l'amélioration de la fertilité du sol en augmentant le pH et la conductivité électrique, ce qui peut favoriser la disponibilité des nutriments. Cependant, la baisse de la Chlorophyll " a" aux doses élevées de compost suggère une interaction complexe nécessitant des recherches supplémentaires. De plus, bien que les microplastiques de PE aient affecté la structure du sol et la physiologie des plantes, leurs implications à long terme restent incertaines et justifient des investigations complémentaires pour mieux comprendre leurs risques et développer des stratégies de gestion dans les systèmes agricoles.

Mots-clés : Compost, Hordeum vulgare, fertilité du sol, microplastiques (PET), chlorophylle.

1. INTRODUCTION

The improvement of agricultural productivity largely relies on the use of soil amendments, whether mineral or organic in origin. Among emerging sustainable practices, the recycling of organic waste into compost represents a promising strategy, both for enhancing soil fertility and reducing the environmental impact of organic waste (Balda & Giri, 2023; Nurani, 2023). Compost improves the physico-chemical properties of soils, promotes microbial activity, and contributes to organic carbon storage (Sathiyapriya et al., 2024). However, the application of compost is not without risks, particularly concerning the growing presence of microplastics in agricultural soils, often introduced

through contaminated organic inputs such as compost derived from municipal waste (Guo et al., 2024; Okori et al., 2024). Microplastics, and particularly polyethylene (PE), are now considered emerging pollutants capable of altering the physico-chemical properties of soil, disrupting microbial communities, and harming plant growth (Cui et al., 2024; Panda, 2024). Their interaction with organic amendments could complexly influence the agroecological responses of soil and crops. In this context, barley (Hordeum vulgare), an essential forage crop in the Mediterranean region, serves as an effective indicator of soil health and plant performance in response to the combined application of compost and polyethylene microplastics (Kotb & Abdel-Lattif, 2019; Mirzaei Aminiyan et al., 2024). The present study aims to evaluate the combined effects of different doses of compost and polyethylene microplastics on soil properties and barley physiology. It explores the complexity of interactions between organic matter, plastic pollution, and plant responses, with a view to sustainable management of agroecosystems.

2. MATERIALS AND METHODS

This study was conducted in a greenhouse at the Faculty of Natural and Life Sciences (SNV), University of Chahid Cheikh Larbi Tébessi, Tébessa (Algeria). The objective was to assess the combined effects of compost amendment and polyethylene (PE) microplastics on soil physicochemical properties and the growth of barley (*Hordeum vulgare*), a widely cultivated forage crop.

2.1. Soil Preparation and Treatment Setup

The experimental soil was collected from a local agricultural area and sieved through a 2 mm mesh to ensure homogeneity. Three compost application rates were tested:

- C0: control without compost (0 g/kg of soil),
- C1: compost at 15 g/kg of soil,
- C2: compost at 30 g/kg of soil.

Simultaneously, three levels of polyethylene (PE) microplastics fragmented film type with a particle size less than 5 mm were incorporated into the soil:

- L0: control without microplastics,
- L1: 0.5 g of PE/kg of soil,
- L2: 1 g of PE/kg of soil.

The plastic used was polyethylene terephthalate (PET), obtained from recycled plastic bottles and ground into fragments smaller than 5 mm.
The treatments followed a factorial design (3 × 3), resulting in nine treatment combinations, each replicated five times.

2.2. Planting and Growth Conditions

The treatments were applied in 3 kg plastic pots filled with treated soil. Six barley (*Hordeum vulgare*) seeds were sown per pot at a depth of approximately 5 cm. Irrigation was conducted gravimetrically to maintain soil moisture at 100% of field capacity throughout the experiment.

2.3. Soil and Plant Measurements

Soil samples were collected after treatment establishment to determine the following parameters:

- Soil pH, measured in a 1:2.5 soil-water suspension,
- Electrical conductivity (EC), expressed in µS/cm,
- Soil organic carbon (SOC), determined using the Walkley-Black method.

Plant leaves were collected during the active growth stage to measure Chlorophyll " a" content, which was extracted using acetone and quantified spectrophotometrically.

2.4. Statistical Analysis

All data were analyzed using a two-way analysis of variance (ANOVA) to assess the effects of compost and microplastic treatments and their interaction. Tukey's test was used for post hoc comparisons at a significance level of $p< 0.05$. Statistical analyses were performed using Statistica software (version [to be specified, e.g., Statistica 13]).

3. RESULTS

3.1. Effects on Soil Physicochemical Properties

Soil pH was significantly affected by compost application ($p < 0.001$), increasing from 7.72 in the control treatment (C0) to 7.81 under the highest compost dose (C2). In contrast, the presence of polyethylene (PE) microplastics induced a slight but consistent reduction in soil pH, with values decreasing from 7.79 in L0 to 7.75 in L2.

Electrical conductivity (EC) was strongly influenced by both compost ($p < 0.001$) and microplastic treatments ($p < 0.001$). Compost addition enhanced EC values, rising from 688.25 µS/cm in C0 to 771.40 µS/cm in C2, reflecting an increase in ionic availability within the soil. Conversely, PE microplastics markedly reduced EC, from 808.92 µS/cm in L0 to 690.85 µS/cm in L2, suggesting potential disruption of nutrient mobility or retention processes.

Soil organic carbon (SOC) content exhibited a non-significant response to compost application ($p = 0.12$), with values ranging from 1.25% in C0 to 1.04% in C2. The observed decline may be attributed to the specific composition of the compost, accelerated microbial decomposition, or the relatively short duration of the experiment.

3.2. Effects on Plant Physiological Parameters

Chlorophyll " a" content was significantly affected by both compost and microplastic treatments ($p < 0.001$). Compost application led to a marked decrease in Chlorophyll " a", from 1.544 µg/g in C0 to 0.472 µg/g in C2. This reduction may indicate metabolic stress or nutrient imbalance potentially caused by compost components or changes in microbial activity.

On the other hand, PE microplastics had a non-linear effect on Chlorophyll " a". The concentration increased from 0.444 µg/g in the control (L0) to 0.547 µg/g at the lower microplastic dose (L1), followed by a decline to 0.465 µg/g at the higher dose (L2). These fluctuations suggest a dose-dependent response, possibly related to changes in soil structure or microbial interactions induced by microplastic presence.

4. DISCUSSION

The present study investigated the interactive effects of compost amendments and polyethylene (PE) microplastics on soil physicochemical properties and barley (***Hordeum vulgare)*** physiological

responses, particularly Chlorophyll " a" content. Our findings revealed that both inputs significantly altered soil conditions and plant physiology, though in different and sometimes contrasting ways.

4.1. Effects of Compost on Soil and Plant Physiology

L'application de compost a significativement augmenté le pH et la conductivité électrique (EC) du sol, indiquant une amélioration de la fertilité chimique. Ces résultats concordent avec les travaux antérieurs montrant que les amendements organiques, en particulier ceux riches en cations basiques, peuvent tamponner l'acidité du sol et accroître la disponibilité des nutriments en augmentant la concentration ionique (Sarwar et al., 2010). Contrairement aux attentes, aucun effet significatif sur le carbone organique du sol (COS) n'a été observé. Cette absence de variation pourrait s'expliquer par une décomposition microbienne rapide de la matière organique issue du compost, ainsi que par la qualité ou la maturité de ce dernier (Fuchs et al., 2014 ; Brown & Cotton, 2011). Un compost immature, par exemple, présente souvent une forte activité respiratoire, ce qui limite la stabilisation du carbone dans le sol. De manière surprenante, les doses plus élevées de compost ont entraîné une diminution significative de la teneur en Chlorophyll " a" des feuilles d'orge. Ce résultat inattendu pourrait être lié à des déséquilibres nutritionnels tels qu'une immobilisation de l'azote ou à la présence de substances phytotoxiques et à une compétition microbienne accrue, qui peuvent perturber le fonctionnement des chloroplastes et réduire l'efficacité photosynthétique (Sarwar et al., 2010 ; Fuchs et al., 2014).

4.2. Effects of Polyethylene Microplastics

Polyethylene (PE) microplastics significantly influenced soil EC and pH. The observed decrease in EC with increasing microplastic concentrations may be attributed to the physical dilution of the soil matrix with inert plastic particles, which reduce ion-exchange capacity and water retention (Cheng et al., 2024). The slight reduction in soil pH under microplastic stress might result from changes in microbial communities or the generation of acidic degradation products (Gorde et al., 2024).

In terms of plant response, a non-linear pattern in Chlorophyll ‘‘a» content was detected. A low dose of PE (L1) slightly increased chlorophyll a, while a higher dose (L2) reduced it. This biphasic response resembles a hormetic effect where a low level of stress stimulates physiological functions, but higher stress inhibits them (Palansooriya et al., 2023). Microplastics can alter soil physical structure and microbial ecology, affecting nutrient availability and, consequently, photosynthesis(Wijesooriya et al., 2023). Conversely, some studies suggest that microplastics may not significantly alter soil pH or microbial activity at certain concentrations, indicating a complex interaction that warrants further investigation (Zhao et al., 2022).

4.3. Combined Implications

Overall, these results underscore the complex interplay between organic amendments and synthetic contaminants in agroecosystems. Compost enhanced several soil fertility indicators but unexpectedly decreased chlorophyll levels at high application rates, likely due to nutrient imbalances or osmotic stress (Chang et al., 2024). In contrast, PE microplastics showed mixed effects initially improving plant physiological responses, but ultimately impairing growth and photosynthetic activity at higher concentrations due to metabolic disruption and altered nutrient dynamics (Dissanayake et al., 2022; Cui et al., 2024).

These findings support growing concerns about the dual impact of beneficial amendments and emerging pollutants, highlighting the urgent need for integrated soil management strategies. Long-term studies are essential to fully assess the chronic effects of microplastics and organic residues on soil–plant systems and to develop effective mitigation practices tailored to complex agroecosystems (Yue et al., 2023; Uwamungu et al., 2022).

5. CONCLUSION

This study highlights the contrasting effects of organic amendments (compost) and emerging synthetic contaminants (polyethylene microplastics) on soil physicochemical properties and plant physiological responses. Compost application significantly increased soil pH and electrical conductivity, indicating improved ionic availability. However, the observed decrease in Chlorophyll ‘‘a» content and soil organic carbon at higher compost doses suggests potential nutrient imbalances or enhanced microbial decomposition, possibly influenced by the short duration of the experiment.

In contrast, polyethylene microplastics led to a slight acidification of the soil and a marked reduction in electrical conductivity, pointing to possible interference with nutrient retention. Their effect on Chlorophyll ‘‘a» was non-linear: a low dose stimulated chlorophyll content, while a higher dose suppressed it—indicating a hormetic-like response.

Overall, these findings underscore the complexity of interactions between beneficial amendments and synthetic pollutants in agroecosystems. They emphasize the need for integrated agricultural management practices that consider the cumulative and long-term effects of such inputs on soil health and crop performance. Further long-term studies are essential to better understand the chronic impacts of these substances and to inform sustainable soil amendment strategies.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to express their sincere gratitude to Aloui Massinissa, Zarouki Nessrin, and Saker Ali for their valuable assistance and support throughout this work. Special thanks are extended to Mme Boudjabi Sonia and Naffer Souad for their guidance and for providing the necessary materials and resources that made this research possible.

REFERENCES

Balda, A., & Giri, A. (2023). Compost Formulation from Different Wastes to Enhance the Soil and Plant Productivity A Review. Defence Life Science Journal, 8(2), 183-191. https://doi.org/10.14429/dlsj.8.18687

Brown, S., & Cotton, M. (2011). Changes in Soil Properties and Carbon Content Following Compost Application: Results of On-farm Sampling. *Compost Science & Utilization*, *19*(2), 87–96. https://doi.org/10.1080/1065657X.2011.10736983

Chang, N., Chen, L., Wang, N., Cui, Q., Qiu, T., Shu-ling, Z., He, H., Zeng, Y., Xu, W., Duan, C., & Fang, L. (2024). Unveiling the impacts of microplastic pollution on soil ecosystems: A comprehensive review. *Science of The Total Environment*, 175643. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175643

Cheng, Y., Wang, F., Huang, W., & Liu, Y. (2024). Response of soil biochemical properties and ecosystem function to microplastics pollution. Dental Science Reports, 14(1). https://doi.org/10.1038/s41598-024-80124-8

Cui, L., Liang, R., Zhang, C., Zhang, R., Wang, H., & Wang, X.-X. (2024). Coupling polyethylene microplastics with other pollutants : Exploring their combined effects on plant health and technologies for mitigating toxicity. Science of the Total Environment, 955. Scopus. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176657

Dissanayake, P. D., Kim, S.-J., Sarkar, B., Oleszczuk, P., Sang, M. K., Haque, Md. N., Ahn, J., Bank, M. S., & Ok, Y. S. (2022). Effects of microplastics on the terrestrial environment: A critical review. *Environmental Research*, *209*, 112734. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112734

Fuchs, J. G., Fliessbach, A., Mäder, P., Weibel, F., Tamm, L., Mayer, J., & Schleiss, K. (2014). *Effects of Compost on Soil Fertility Parameters in Short-, Mid- and Long-Term Field Experiments*. *1018*, 39–46. https://doi.org/10.17660/ACTAHORTIC.2014.1018.2

Gorde, N. B., Kamble, B., Thakare, R., Ahire, S., & Jagtap, M. (2024). The impact of microplastics on soil ecosystems: A review. *International Journal of Research in Agronomy*, *7*(12), 544–550. https://doi.org/10.33545/2618060x.2024.v7.i12g.2208

Guo, S., Xiao, G., Chen, Y., Zhang, J., Zhang, B., Ru, S., & Zhao, M. (2024). Unraveling the characteristics of microplastics in agricultural soils upon long-term organic fertilizer application : A comprehensive study using diversity indices. Chemosphere, 364, 143235. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143235

Kotb, M., & Abdel-Lattif, H. M. (2019). Assessment the Effect of Compost Amendments on Soil Characteristics and Barley Plant. Journal of Soil Sciences and Agricultural Engineering, 10(11), 693-697. https://doi.org/10.21608/jssae.2019.67361

Mirzaei Aminiyan, M., Shorafa, M., & Pourbabaee, A. A. (2024). Mitigation Detrimental Impacts of Low- and High-Density Polyethylene Microplastics by a Novel Microbial Consortium on Soil-Plant System : Insights and Interactions. https://doi.org/10.2139/ssrn.4707254

Nurani, M. P. (2023). MENGOPTIMALKAN POTENSI SAMPAH ORGANIK UNTUK MENDORONG PERTANIAN BERKELANJUTAN PADA REVIEW SISTEMATIS. Jurnal BisTek PERTANIAN Agribisnis dan Teknologi Hasil Pertanian, 10(1), 36-50. https://doi.org/10.37832/bistek.v10i1.65

Okori, F., Lederer, J., Komakech, A. J., Schwarzböck, T., & Fellner, J. (2024). Plastics and other extraneous matter in municipal solid waste compost : A systematic review of sources, occurrence, implications, and fate in amended soils. Environmental Advances, 15, 100494. https://doi.org/10.1016/j.envadv.2024.100494

Palansooriya, K. N., Sang, M. K., El-Naggar, A., Shi, L., Chang, S. X., Sung, J., Zhang, W., & Ok, Y. S. (2023). Low-density polyethylene microplastics alter chemical properties and microbial communities in agricultural soil. *Dental Science Reports*, *13*. https://doi.org/10.1038/s41598-023-42285-w

Panda, S. (2024). Microplastic accumulation in agricultural soils – Impacts on crop microbiomes and soil health. Journal of Agriculture and Livestock Farming. https://doi.org/10.61577/jalf.2024.1000016

Sarwar, G., Schmeisky, H., Tahir, M. A., Iftikhar, Y., & Sabah, N. U. (2010). Application of greencompost for improvement in soil chemical properties and fertility status. *Journal of Animal and Plant Sciences*, *20*(4), 258–260. http://thejaps.org.pk/docs/20-04-2010/10-055-Revised.pdf

Sathiyapriya, S., Prabhaharan, J., Sheeba, S., Anandham, R., & Ilamaran, M. (2024). Nutrient recycling through composting : Harnessing agricultural wastes for sustainable crop production. Plant Science Today, 11(sp4). https://doi.org/10.14719/pst.5627

Uwamungu, J. Y., Wang, Y., Shi, G., Pan, S., Wang, Z., Wang, L., & Yang, S. (2022). Microplastic contamination in soil agro-ecosystems: A review. *Environmental Advances*, *9*, 100273. https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100273

Wijesooriya, M., Wijesekara, H., Sewwandi, M., Soysa, S., Rajapaksha, A. U., Vithanage, M., & Bolan, N. (2023). Microplastics and soil nutrient cycling. In *Microplastics in the ecosphere: Air, water, soil, and food* (pp. 321–338). Scopus. https://doi.org/10.1002/9781119879534.ch19

Yue, Y., Li, X., Wei, Z., Zhang, T., Wang, H., Huang, X., & Tang, S. (2023). Recent Advances on Multilevel Effects of Micro(Nano)Plastics and Coexisting Pollutants on Terrestrial Soil-Plants System. *Sustainability*, *15*(5), 4504. https://doi.org/10.3390/su15054504

Zhao, T., Lozano, Y. M., & Rillig, M. C. (2022). Microplastics increase soil pH and decrease microbial activities as a function of microplastic shape, polymer type, and exposure time [Dataset]. *Figshare*. https://doi.org/10.6084/m9.figshare.14546985

PRESSIONS HUMAINES ET MUTATIONS DU PAYSAGE COTIER D'EL TARF : APPORT DES OUTILS GEOMATIQUES

Bilal BELLOULOU [*1], MiloudSALLAYE [2], Abdelouahad BOUKHENNAF [3], Ismail GUEBBABI [3]

[1] Département d'Aménagement du territoire.Laboratoire de recherche, Analyses Urbaines et Environnementales _LAUE _ / Université Badji Mokhtar, Annaba, Algérie.
[2] Département des sciences de la Terre, Laboratoire des Écosystèmes Marins et Littoraux (ECOSYSMarL)/ Institut d'architecture et des sciences de la Terre, Université Ferhat Abbas Sétif 1, Sétif, Algérie.
[3] Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (ENSSMAL), Laboratoire des Écosystèmes Marins et Littoraux (ECOSYSMarL)/ Campus Universitaire de Dely Ibrahim Bois des Cars, B.P. 19, 16320, Alger, Algérie.
* Auteur correspondant : bellouloubilal@gmail.com

Paper ID: 51

ABSTRACT

The coastline of the El Tarf province, which stretches for 90 km, features a wide variety of complex forms and ecosystems that must be protected. Coastal Law 02-02 was enacted to achieve this objective, using geographic information systems and remote sensing to assess the degree of implementation of this law in the field. This assessment highlighted significant changes in land use in the coastal zone of the wilaya of El Taf over a 32-year period, from 1990 to 2022. In 1990, the area was predominantly forested (55.10%) with 27.05% agricultural land and a significant proportion of submerged areas (17%). Over time, the forest area has decreased to 48.30% in 2022, while agricultural land and urban areas have increased. This change suggests growing pressure on natural resources, with potential implications for the environment and biodiversity of the region. Despite Law 02-02 of 2002 on the protection and enhancement of the coastline, which sets out specific provisions for the protection and enhancement of the coastline, it is important to emphasize the importance of sustainable management of natural resources and land use in the region. It is essential to put in place measures to protect the region's fragile ecosystems and ensure the sustainable use of natural resources in order to preserve the environment and biodiversity of the region for future generations.

KEYWORDS: Remote sensing, GIS, Anthropogenic pollution, Urbanization, Natural hazards, El_Tarf, Environmental management.

RÉSUMÉ

Le littoral de la wilaya d'El Tarf, qui s'étend sur 90 km, présente une grande variété de formes et d'écosystèmes complexes qui doivent être protégés. La loi littorale 02-02 a été mise en place pour atteindre cet objectif en utilisant le système d'information géographique et la télédétection pour évaluer le degré de mise en œuvre de cette loi sur le terrain. Cette évaluation a permis de mettre en évidence l'évolution significative de l'occupation du sol dans la zone côtière de la wilaya d'El Taf sur une période de 32 ans, de 1990 à 2022. En 1990, la zone était majoritairement forestière (55,10%) avec une proportion de terres agricoles de 27,05% et une part importante de zones submergées (17%). Au fil du temps, la superficie forestière a diminué pour atteindre 48,30% en 2022, tandis que les terres agricoles et les zones urbaines ont augmenté. Cette évolution suggère une pression croissante sur les ressources naturelles, avec des implications potentielles pour l'environnement et la biodiversité de la

région. Malgré la loi 02-02 de 2002 relative à la protection et à la valorisation du littoral, qui fixe des dispositions particulières pour la protection et la valorisation du littoral, il est important de souligner l'importance de la gestion durable des ressources naturelles et de l'utilisation de l'occupation du sol dans la région. Il est essentiel de mettre en place des mesures pour protéger les écosystèmes fragiles de la région et pour assurer la durabilité de l'utilisation des ressources naturelles afin de préserver l'environnement et la biodiversité de la région pour les générations futures.

MOTS-CLÉS : Télédétection, SIG, pollution anthropique, urbanisation, risques naturels, El Tarf, gestion environnementale.

1. INTRODUCTION

En Algérie, le phénomène de littoralisation s'est intensifié ces dernières décennies, entraînant une urbanisation accélérée et souvent non maîtrisée des zones côtières. Cette dynamique, largement influencée par la croissance démographique et les besoins en infrastructures, s'est traduite par une occupation désordonnée de l'espace, au détriment des écosystèmes fragiles tels que les dunes littorales, les forêts côtières et les zones humides (Kacemi, 2013 ; Ghodbani & Bougherira, 2019).

Face à cette situation, l'État algérien a promulgué la loi 02-02 du 5 février 2002 relative à la protection et à la mise en valeur du littoral, qui définit un ensemble de règles d'urbanisme et de gestion durable visant à encadrer l'usage du sol dans une bande côtière de 3 kilomètres. Cette loi constitue un cadre juridique novateur, en phase avec les principes de gestion intégrée des zones côtières (GIZC), et insiste sur la protection des espaces naturels, la limitation de l'expansion urbaine, et la valorisation du patrimoine écologique et paysager (Khelil et al., 2019).

Cependant, plus de deux décennies après son adoption, de nombreuses questions subsistent quant à l'effectivité réelle de cette loi sur le terrain, en particulier dans des zones soumises à de fortes tensions foncières et à une faible gouvernance environnementale.

Dans ce contexte, la présente étude s'attache à évaluer l'évolution de l'occupation du sol dans la zone côtière de la wilaya d'El Tarf (nord-est de l'Algérie) entre 1990 et 2022. Cette wilaya se distingue par la richesse de ses écosystèmes littoraux — forêts, dunes, zones humides — mais également par une urbanisation en progression rapide et des enjeux fonciers importants.

L'objectif principal de ce travail est de quantifier les changements spatiaux dans l'usage des terres côtières sur une période de 32 ans, en s'appuyant sur des images satellites Landsat et des outils de Système d'Information Géographique (SIG). L'étude vise également à interroger la mise en œuvre de la loi 02-02, en analysant les transformations dans les bandes réglementées (100 m, 800 m, 3 km), afin d'en tirer des enseignements pour une meilleure planification territoriale.

Cette approche permet de répondre à deux questions fondamentales :

- Quels sont les principaux changements d'occupation du sol sur le littoral d'El Tarf entre 1990 et 2022?
- Dans quelle mesure ces changements respectent-ils ou enfreignent-ils les dispositions de la loi littorale?

La mobilisation conjointe de la télédétection, du SIG et de l'analyse juridique offre ainsi un cadre pertinent pour diagnostiquer les dynamiques spatiales, mesurer l'efficacité des politiques publiques de protection du littoral, et proposer des recommandations opérationnelles en faveur d'une gestion durable et intégrée de cet espace sensible.

2. METHODOLOGIE

Cette étude repose sur deux axes principaux : l'analyse juridique via la loi 02-02 du 5 février 2002 sur la protection du littoral, et l'exploitation de la télédétection (images satellites Landsat) et des systèmes d'information géographique (SIG) pour évaluer l'occupation des sols entre 1990 et 2022.

La zone d'étude (figure 1) concerne le littoral de la wilaya d'El Tarf, bordé à l'Est par la Tunisie et à l'Ouest par la wilaya d'Annaba. Elle couvre dunes, plages, côtes rocheuses et zones urbanisées. Cinq communes littorales y sont identifiées. La densité démographique atteint 230 hab/km².

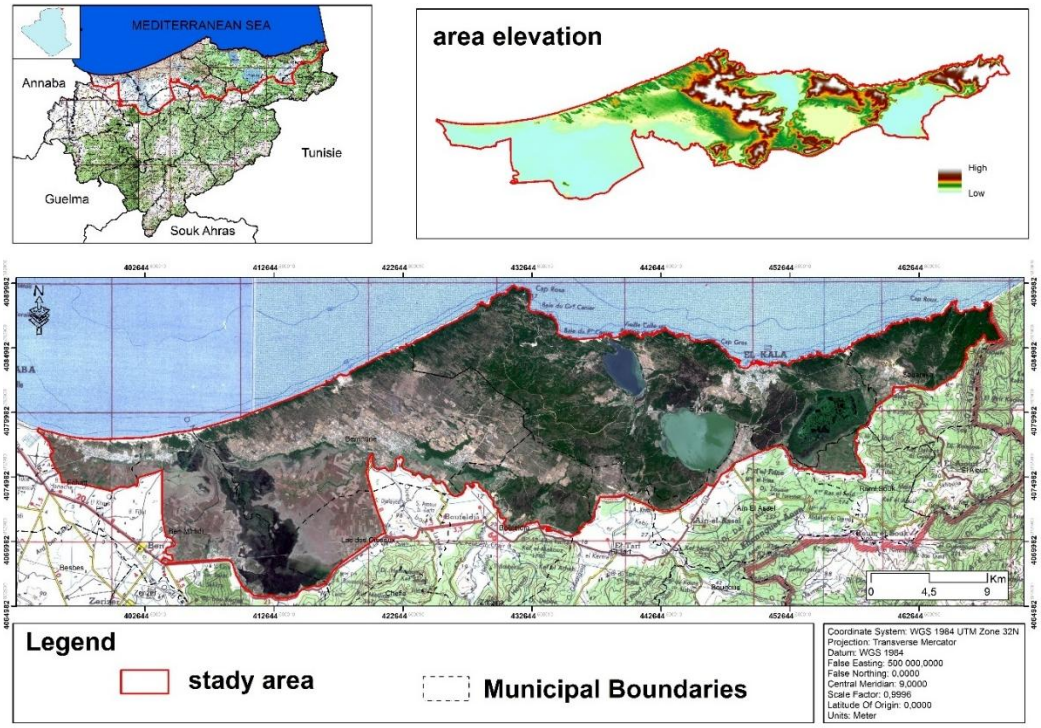


Figure 1 : Carte de localisation géographique de la zone d'étude

Les images satellitaires ont été prétraitées (composition colorée, rehaussement, découpage de la zone), puis classifiées par méthode supervisée. Les compositions colorées (naturelle, infrarouge, SWIR) ont permis une différenciation visuelle des sols. L'approche "Maximum de Vraisemblance" a été choisie pour la classification numérique. La classification par maximum de vraisemblance est une méthode statistique de classification supervisée qui consiste à affecter un élément (par exemple, un pixel d'image) à la classe pour laquelle la probabilité que cet élément appartienne à la classe est la plus élevée. Cette méthode repose sur la règle de Bayes et prend en compte les distributions statistiques des classes, supposées souvent normales, à travers leur moyenne, variance et covariance.

La validation des classifications s'appuie sur 240 points d'échantillonnage, croisés avec des données GPS et Google Earth, via matrices de confusion et coefficient de Kappa (précision allant de 90.83 % en 1990 à 91 % en 2022, avec Kappa de 0,80 à 0,88) (Tableau 1).

Le coefficient de Kappa (κ), ou kappa de Cohen, est une mesure statistique utilisée pour évaluer le degré d'accord entre deux évaluateurs (ou méthodes) qui classent des éléments dans des catégories qualitatives.

Six classes d'occupation du sol ont été identifiées : forêt, côte (plages/dunes), terres agricoles, tissu urbain, zones submergées, et sols nus. Enfin, l'évolution de ces classes sur 32 ans a été quantifiée selon des modèles de taux de changement (FAO et Bernier).

Tableau 1 : Matrice de confusion des classifications d'images Landsat pour les années 1990, 2000, 2010 et 2022.

Occupation de sol	1990						
	Forêt	Côte (plages/dunes)	Terres agricoles	Tissu urbain	Zones submergées	Sols nus	Total
Forêt	67	1	1	2	1	1	73
Côte	0	19	0	0	0	0	19
Terres agricoles	1	0	72	10	4	0	87
Tissu urbain	0	0	0	17	0	0	17
Zones	0	0	0	1	34	0	35
Sols nus	0	0	0	0	0	9	9
Total	68	20	73	30	39	10	240
					Kappacoefficient		0,87
					ConfusionMatrix		90.83%

Occupation de sol	2000						
	Forêt	Côte (plages/dunes)	Terres agricoles	Tissu urbain	Zones submergées	Sols nus	Total
Forêt	58	5	1	0	0	0	64
Côte	1	17	0	0	1	0	19
Terres agricoles	0	0	52	3	5	1	61
Tissu urbain	2	0	2	30	0	0	34
Zones	0	1	1	0	43	0	45
Sols nus	0	0	0	1	0	16	17
Total	61	23	56	34	49	17	240
					Kappacoefficient		0,87
					ConfusionMatrix		90%

Occupation de sol	2010						
	Forêt	Côte (plages/dunes)	Terres agricoles	Tissu urbain	Zones submergées	Sols nus	Total
Forêt	101	0	2	2	4	1	110
Côte	0	3	0	0	0	0	3
Terres agricoles	9	0	60	3	4	3	79
Tissu urbain	1	0	0	14	0	0	15
Zones	0	0	2	0	29	0	31
Sols nus	0	0	0	0	0	2	2
Total	111	3	64	19	37	6	240
					Kappacoefficient		0,80
					ConfusionMatrix		90%

Occupation de sol	2022						
	Forêt	Côte (plages/dunes)	Terres agricoles	Tissu urbain	Zones submergées	Sols nus	Total
Forêt	52	1	2	1	0	0	55
Côte (plages/dunes)	0	19	0	0	0	1	18
Terres agricoles	3	0	73	5	4	0	89
Tissu urbain	0	1	1	31	0	1	36
Zones submergées	0	0	0	0	36	0	36
Sols nus	1	0	0	0	0	8	6
Total	58	19	77	37	39	10	240
					Kappacoefficient		0,88
					ConfusionMatrix		91%

3. RESULTAT

L'analyse diachronique de l'occupation du sol dans la zone côtière de la wilaya d'El Tarf, entre 1990 et 2022 (figure 2), révèle des dynamiques territoriales significatives. Ces transformations sont évaluées selon deux niveaux : l'évolution globale sur toute la zone littorale et l'analyse détaillée selon les bandes de protection prévues par la loi 02-02 (100 m, 300 m, 800 m, 3 km).

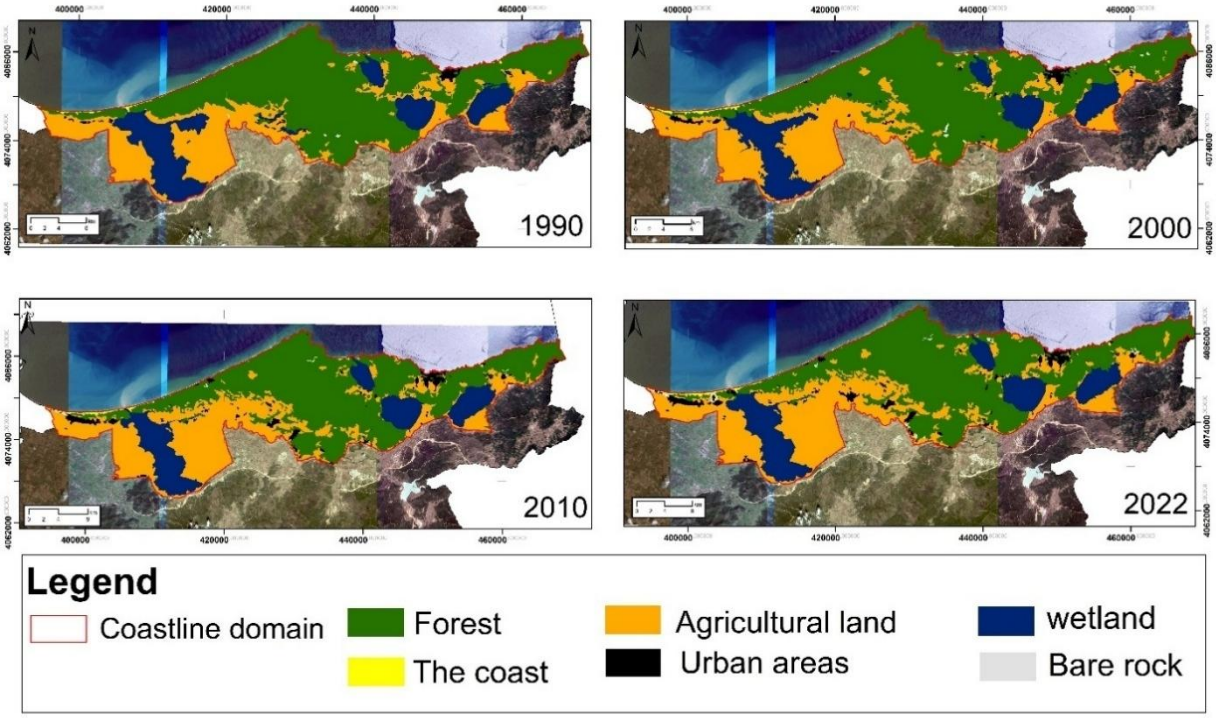


Figure 2 : Carte d'occupation de sol entre 1990, 2000, 2010 et 2022

3.1. Évolution globale de l'occupation du sol

3.1.1. Régression des zones naturelles

Les résultats de la classification supervisée montrent une régression marquée des forêts, qui occupaient 55,08 % de la surface en 1990 et seulement 48,58 % en 2022 (Tableau 2), soit une diminution de 6,49 points de pourcentage (−11,8 %). Cette perte équivaut à plus de 5 000 hectares, principalement convertis en terres agricoles ou en zones urbaines. La tendance est continue, bien que son intensité varie selon les périodes : −3,2 % (1990–2000), −7,4 % (2000–2010), −1,6 % (2010–2022).

Les zones humides, importantes pour la régulation hydrologique et la biodiversité, subissent également une régression, passant de 16,38 % à 14,51 % du territoire sur la même période (soit −12,2 % en surface totale). Cette perte est préoccupante, car elle fragilise les équilibres écologiques, en particulier dans les zones basses côtières.

Tableau 2 : Matrice de transition de l'utilisation des terres entre 1990 et 2022 (superficie en pourcentage).

Année		2022						Total
	OS(%)	Forêt	Côte (plages/dunes)	Terres agricoles	Tissu urbain	Zones submergées	Sols nus	
1990	Forêt	47,04	0,24	6,54	0,59	0,36	0,31	55,08
	Côte	0,04	0,39	0,00	0,02	0,00	0,00	0,46
	Terres agricoles	0,74	0,01	23,97	1,60	0,87	0,06	27,25
	Tissu urbain	0,03	0,00	0,03	0,64	0,00	0,00	0,71
	Zones submergées	0,70	0,00	2,39	0,00	13,28	0,00	16,38
	Sols nus	0,03	0,00	0,08	0,00	0,00	0,02	0,13
Total		48,59	0,64	33,02	2,85	14,52	0,29	100%

L'intégration du test du chi carré (χ^2) renforce la solidité de l'analyse (Tableau 3), en confirmant que les transformations de l'occupation du sol observées au cours des 32 dernières années sont statistiquement significatives. Les résultats mettent en évidence une régression marquée des superficies forestières et humides, au profit des terres agricoles et, plus encore, de l'urbanisation dont la progression est particulièrement notable entre 2000 et 2022. La concentration des valeurs dans les catégories « Terres agricoles » et « Tissu urbain » traduit une dynamique d'anthropisation accélérée, validée par le test du χ^2 ($\chi^2 = 73,27$; ddl = 15 ; $p < 0,001$). Ces constats confirment les analyses diachroniques précédentes et illustrent l'intensification continue des pressions anthropiques sur le littoral d'El Tarf.

Tableau 3 : Tableau de contingence de l'occupation du sol dans la zone côtière d'El Tarf entre 1990 et 2022 (nombre de pixels classifiés par catégorie).

Année	Forêt	Côte (plages/dunes)	Terres agricoles	Tissu urbain	Zones submergées	Sols nus
1990	73	19	87	17	35	9
2000	64	19	61	34	45	17
2010	110	3	79	15	31	2
2022	55	18	89	36	36	6

3.1.2. Expansion des activités anthropiques

À l'inverse, les zones agricoles connaissent une croissance continue, de 27,26 % en 1990 à 33,02 % en 2022, soit une progression de +22 %. Cette évolution est en partie due à la déforestation pour la mise en culture, souvent non planifiée.

La croissance urbaine est la plus spectaculaire : les zones urbaines passent de 0,71 % à 2,85 % du territoire (soit une croissance de +303,1 %). Cela correspond à un triplement de la surface bâtie, avec un taux de croissance annuel moyen de 4,4 %. Ces extensions urbaines ont souvent lieu en infraction à la loi 02-02, notamment dans la bande des 100 m.

Les zones rocheuses et les plages connaissent également une augmentation, bien que modérée. La classe "plage" passe de 0,46 % à 0,65 %, reflétant notamment l'érosion du couvert végétal côtier. La classe "roches nues", bien que marginale, passe de 0,13 % à 0,39 %.

3.2. Changements selon les bandes côtières réglementées

L'étude a extrait les données spatiales selon les quatre bandes définies par la loi : 100 m, 300 m, 800 m et 3 km.

3.2.1. Bande des 100 m

La bande littorale immédiate montre une dynamique préoccupante :

- Forêts : régression de 677,98 ha à 600,03 ha entre 1990 et 2022 (−77,95 ha), en lien avec des projets économiques (centrale de Draouche) ou touristiques non conformes.
- Urbanisation : nette augmentation de 33,84 ha à 71,61 ha (+111,6 %), malgré l'interdiction de construire dans cette bande.
- Plages/dunes : relative stabilité, avec une légère progression de 192 ha à 221 ha.
- Les zones agricoles, humides et rocheuses y restent marginales, sans dynamique notable.

3.2.2. Bande des 300 m

- Dans cette bande intermédiaire :
- Les forêts reculent de 1542,79 ha à 1333,55 ha (−209,24 ha).
- Les zones urbaines passent de 61,38 ha à 146,57 ha (+139 %).
- Les autres classes (agriculture, zones humides, plages) connaissent peu de variations significatives.

3.2.3. Bande des 800 m

Forêts régressent là encore (de 3802 ha à 3501 ha), tandis que les zones agricoles et urbaines augmentent. Cela indique une pression constante sur les milieux naturels en périphérie immédiate du littoral.

3.2.4. Bande des 3 km

- La tendance est confirmée à cette échelle :
- Réduction des forêts : de 12 407,82 ha à 10 959,01 ha (−1448,81 ha).
- Baisse des zones humides : de 1582 ha à 1370 ha (−212 ha).
- Croissance importante des zones agricoles et urbaines.
- Disparition presque totale de certaines classes comme les plages ou les roches nues.

3.3. Taux de transition et stabilité

L'analyse de transition des classes entre 1990 et 2022 montre que :

- 85,33 % de la surface est restée stable.
- 11,02 % a subi une dégradation.
- 4,34 % a évolué vers des classes plus anthropisées.

Les principales conversions concernent :

- Les forêts vers l'agriculture (6,54 %),
- Les forêts vers l'urbanisation (0,59 %),
- Et les zones humides vers l'agriculture (2,39 %).

4. DISCUSSION

Les résultats obtenus mettent en lumière une transformation profonde de l'occupation du sol dans la région côtière de la wilaya d'El Tarf sur une période de trois décennies, principalement caractérisée par une régression significative des espaces naturels au profit d'usages anthropiques.

4.1. Régression des espaces forestiers et humides : une alerte écologique

La diminution continue des superficies forestières et humides soulève de graves inquiétudes en matière de durabilité écologique. En effet, la forêt littorale joue un rôle fondamental dans la régulation climatique locale, la protection des sols contre l'érosion, et l'abri de nombreuses espèces végétales et animales (Doumenge, 1990). La perte de plus de 5 000 ha de couvert forestier est d'autant plus préoccupante qu'elle s'accompagne d'une fragmentation du paysage naturel, favorisant l'érosion des sols et l'assèchement progressif des zones humides.

Ces résultats sont cohérents avec ceux d'études similaires menées ailleurs sur le littoral algérien, comme à Mostaganem, (Mostari et al. 2021) ont également observé une forte pression sur les forêts en raison de l'urbanisation côtière. En outre, la diminution des zones humides, dépassant 200 ha, est susceptible d'entraîner une dégradation de la qualité des eaux, la réduction de la biodiversité aquatique et une altération des services écosystémiques, notamment en matière de prévention des inondations (Breil, 2018).

4.2. Urbanisation et agriculture : expansion incontrôlée et risques sociaux-environnementaux

L'urbanisation rapide observée, avec une augmentation de +303,1 % des surfaces bâties entre 1990 et 2022, traduit une pression démographique et économique croissante sur la bande littorale. Cette croissance s'est souvent faite en infraction aux prescriptions de la loi 02-02 qui interdit les constructions dans la bande des 100 m et limite les extensions dans les bandes de 800 m et 3 km. Ce phénomène est en partie attribuable à l'absence ou au retard de décrets d'application, comme l'ont souligné Kacemi (2013) et (Ghodbani et Bougherira 2019), ce qui a créé un vide juridique favorisant les abus et les dérogations locales.

Parallèlement, l'expansion des terres agricoles, bien que bénéfique d'un point de vue économique, s'est faite en grande partie au détriment des forêts. Les pratiques de défrichement illégal observées sur les dunes pour la culture saisonnière (notamment de pastèques) contribuent à la déstabilisation des systèmes dunaires, accentuant le risque d'érosion éolienne et de désertification littorale (Belloulou et al., 2023).

4.3. Ineffectivité de la réglementation et lacunes de gouvernance

L'analyse des bandes réglementaires montre une mise en œuvre partielle, voire inexistante, de certaines dispositions de la loi littorale. Des constructions majeures, comme la centrale électrique de Draouche ou des projets touristiques à El Chatt, ont été réalisées dans des zones protégées sans application rigoureuse des contraintes légales (Figure 3). Ce constat rejoint les critiques exprimées par Khelil et al. (2019) sur les difficultés de la gestion intégrée des zones côtières en Algérie, souvent confrontée à des conflits de compétence, un manque de coordination intersectorielle et une faible implication des acteurs locaux.

Le développement d'infrastructures parallèles au littoral, en infraction avec l'interdiction d'extensions longitudinales, illustre l'incapacité à freiner l'artificialisation du littoral malgré la promulgation de textes législatifs. Cette situation rappelle les constats de Cui et Shi (2012), qui avaient souligné que l'urbanisation incontrôlée des zones côtières engendre non seulement des atteintes à l'environnement, mais aussi une vulnérabilité accrue des populations face aux risques naturels.



Figure 3 : des constructions sur la bande de 100m du littoral.

4.4. Rôle des outils géospatiaux : vers une gestion éclairée du territoire

L'intégration du Système d'Information Géographique (SIG) et de la télédétection a permis une analyse rigoureuse et objectivée des dynamiques d'occupation du sol. Ces outils ont montré leur capacité à détecter finement les changements spatiaux et à quantifier les conversions entre classes d'occupation du sol sur plusieurs décennies (Yousefi et al., 2022 ; Elkafrawy et al., 2021).

Par ailleurs, l'usage de la classification supervisée par maximum de vraisemblance s'est révélé pertinent avec une précision globale dépassant 90 % (kappa > 0,85), en cohérence avec les recommandations méthodologiques de Foody (2002) et Benz et al. (2004).

Bien que la classification supervisée par maximum de vraisemblance ait donné de très bons résultats, l'utilisation d'approches plus récentes pourrait encore améliorer la différenciation des classes dans des zones côtières complexes. Parmi celles-ci, on peut citer :

- L'OBIA (Object-Based Image Analysis) : qui segmente l'image en objets homogènes plutôt qu'en pixels isolés, ce qui permet une meilleure reconnaissance des structures spatiales (plages, zones urbaines).

- Les méthodes d'apprentissage automatique comme les machines à vecteurs de support (SVM) ou les forêts aléatoires (Random Forest), reconnues pour leurs performances élevées en classification de données hétérogènes.

Ces méthodes pourraient être testées dans de futurs travaux afin d'affiner la cartographie et de réduire les confusions entre classes proches (par ex. terres agricoles vs sols nus).

5. CONCLUSION

L'étude menée sur l'évolution de l'occupation du sol dans la zone côtière de la wilaya d'El Tarf entre 1990 et 2022, à travers l'utilisation combinée des outils de télédétection, de SIG et des méthodes de classification supervisée, met en évidence une dynamique spatiale préoccupante. En 32 ans, le territoire a connu une transformation marquée par la régression des forêts (−6,49 points de pourcentage) et des zones humides (−12,2 %), accompagnée d'une forte expansion des zones agricoles (+22 %) et urbaines (+303 %), principalement au détriment des écosystèmes naturels.

Ces mutations sont le reflet d'une pression anthropique croissante, nourrie par une urbanisation souvent incontrôlée et une exploitation intensive des terres. Cette pression s'exerce de manière particulièrement visible dans les bandes littorales protégées par la loi 02-02, où de nombreuses violations sont observées, notamment des constructions dans la bande des 100 m ou l'extension continue des agglomérations dans la bande des 800 m. Cette situation démontre les limites de l'application du cadre juridique, en raison de lacunes réglementaires, de retards dans les décrets d'application, de conflits institutionnels et d'un manque de contrôle territorial effectif (Ghodbani & Bougherira, 2019 ; Kacemi, 2013).

L'analyse souligne également la pertinence de l'approche méthodologique basée sur la télédétection et les SIG, qui offre des moyens puissants pour quantifier les changements, localiser les infractions et planifier des actions correctives. Cette approche, conforme aux travaux de Foody (2002) et Yousefi et al. (2022), devrait être institutionnalisée comme outil d'aide à la décision dans les processus de planification territoriale.

Par ailleurs, la perspective d'une modélisation quantitative du lien entre gouvernance et changements d'occupation du sol pourrait s'appuyer sur des indicateurs concrets tels que : le nombre de permis de construire délivrés par commune dans les zones protégées, les budgets alloués par les collectivités locales à la protection environnementale, ou encore la densité démographique et la croissance du parc touristique. L'intégration de ces variables dans des modèles statistiques (par exemple, régressions multivariées) permettrait d'évaluer plus finement l'efficacité réelle des politiques publiques et d'identifier les facteurs socio-économiques les plus déterminants dans la dynamique d'anthropisation du littoral.

À la lumière de ces constats, plusieurs recommandations opérationnelles peuvent être formulées :

- **Pour les décideurs nationaux et régionaux** :
  - Renforcer le cadre réglementaire par l'adoption rapide des décrets manquants de la loi 02-02.
  - Garantir une meilleure coordination entre ministères, wilayas et services techniques afin d'éviter les conflits de compétence.
- **Pour les collectivités locales** :
  - Intégrer systématiquement les données géospatiales dans les plans d'urbanisme et d'aménagement.
  - Contrôler plus rigoureusement les permis de construire et sanctionner les violations dans les bandes protégées.

  - Développer des projets de restauration écologique (reboisement des forêts côtières, stabilisation des dunes, réhabilitation des zones humides).
- **Pour les citoyens et associations** :
  - Sensibiliser les populations aux conséquences de l'urbanisation non planifiée et de la déforestation.
  - Encourager la participation citoyenne dans la protection des écosystèmes, par des programmes d'éducation environnementale et de volontariat.
  - Favoriser des initiatives locales de gestion durable, comme l'agroécologie ou l'écotourisme respectueux du littoral.

En somme, cette étude illustre la complexité croissante de la gestion du littoral en contexte méditerranéen, à l'interface entre attractivité socio-économique et vulnérabilité écologique. Elle appelle à une **relecture stratégique de la planification littorale en Algérie**, fondée sur une gouvernance territoriale intégrée, résiliente et informée scientifiquement. L'avenir du littoral d'El Tarf dépendra ainsi de notre capacité collective à **concilier développement et préservation**, dans une optique de durabilité à long terme.

REFERENCES

- **Belloulou, B., Bachari, F.H. & Guebbabi, I. (2023)**. Impact of urbanization on the dune ecosystem: case of the city of Echatt and Sidi Mbarek (El Tarf). African Journal of Land Policy and Geospatial Sciences, 6(2), 215–231. https://doi.org/10.48346/IMIST.PRSM/ajlp-gs.v6i2.34413
- **Benz, U.C., Hofmann, P., Willhauck, G., Lingenfelder, I. & Heynen, M. (2004)**. Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 58(3–4), 239–258. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2003.10.002
- **Breil, P. (2018)**. Intérêt des zones humides pour la prévention des inondations par ruissellement. Sciences Eaux & Territoires pour tous, 2, 62–65.
- **Cui, L. & Shi, J. (2012)**. Urbanization and its environmental effects in Shanghai, China. Urban Climate, 2, 1–15. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2012.10.008
- **Doumenge, C. (1990)**. La conservation des écosystèmes forestiers du Zaïre. Gland: IUCN.
- **Elkafrawy, S.B., Basheer, M.A., Mohamed, H.M. & Naguib, D.M. (2021)**. Applications of remote sensing and GIS techniques to evaluate the effectiveness of coastal structures along Burullus headland-Eastern Nile Delta, Egypt. The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science, 24(2), 247–254. https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2020.01.002
- **Foody, G.M. (2002)**. Status of land cover classification accuracy assessment. Remote Sensing of Environment, 80(1), 185–201. https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00295-4
- **Ghodbani, T. & Bougherira, A. (2019)**. Le littoral algérien entre protection de l'environnement et impératifs du développement, enjeux et perspectives. Geo-Eco-Trop, 43(4), 559–568.
- **Kacemi, M. (2013)**. Protection et valorisation du littoral en Algérie: législation et instruments: Le cas des communes littorales d'Oran. Études Caribéennes, 20. https://doi.org/10.4000/etudescaribeennes.5959
- **Khelil, N., Larid, M., Grimes, S., Le Berre, I. & Peuziat, I. (2019)**. Challenges and opportunities in promoting integrated coastal zone management in Algeria: Demonstration from the Algiers coast. Ocean & Coastal Management, 168, 185–196. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.11.001
- **Mostari, A., Benabdeli, K. & Ferah, T. (2021)**. Assessment of the impact of urbanisation on agricultural and forest areas in the coastal zone of Mostaganem (western Algeria). Ekológia (Bratislava), 40(3), 230–239. https://doi.org/10.2478/eko-2021-0025

- **Yousefi, S., Mirzaee, S., Almohamad, H., et al. (2022)**. Image classification and land cover mapping using Sentinel-2 imagery: Optimization of SVM parameters. Land, 11(7), 993. https://doi.org/10.3390/land11070993

ANNEXE / Glossaire

- **Classification supervisée** : Procédure consistant à regrouper les pixels d'une image satellite en catégories (forêt, urbain, agriculture, etc.) à partir d'échantillons d'entraînement choisis par l'utilisateur.
- **Coefficient de Kappa (κ)** : Indicateur statistique mesurant la concordance entre la classification et la réalité, en tenant compte du hasard. Une valeur proche de 1 indique une très bonne précision.
- **Gestion intégrée des zones côtières (GIZC)** : Approche de planification qui vise à coordonner le développement économique, la protection de l'environnement et les besoins sociaux dans les zones littorales.
- **Image Landsat** : Série d'images fournies par les satellites Landsat, très utilisées en sciences de l'environnement pour suivre les changements à long terme de l'occupation du sol.
- **Littoralisation** : Processus d'urbanisation et de concentration des populations et des activités économiques le long des zones côtières.
- **Loi littorale 02-02 (Algérie)** : Loi algérienne adoptée en 2002 visant à protéger et valoriser le littoral, en réglementant notamment l'usage du sol dans une bande de 3 km à partir du rivage.
- **Matrice de confusion** : Tableau comparant les résultats de la classification avec des données de référence (vérité terrain), afin d'évaluer les erreurs et la précision du modèle.
- **Maximum de vraisemblance (Maximum Likelihood Classification, MLC)** : Méthode statistique de classification supervisée qui affecte chaque pixel à la classe pour laquelle la probabilité d'appartenance est la plus élevée.
- **Modèles FAO et Bernier** : Modèles de calcul des taux de changement de l'occupation du sol, permettant de mesurer la vitesse et l'ampleur des transitions entre classes (par ex. forêt → agriculture).
- **Précision globale** : Pourcentage de pixels correctement classés par rapport à la réalité terrain.
- **Pression anthropique** : Ensemble des impacts des activités humaines sur l'environnement (pollution, déforestation, artificialisation des sols).
- **Système d'Information Géographique (SIG)** : Outil informatique qui permet de stocker, traiter, analyser et représenter des données géographiques sous forme de cartes et de statistiques.
- **Télédétection** : Ensemble de techniques qui permettent d'acquérir des informations sur la surface terrestre sans contact direct, grâce à des capteurs installés sur des satellites ou des avions.
- **Test du Chi carré (χ^2)** : Test statistique utilisé pour vérifier si les changements d'occupation du sol observés au fil du temps sont significatifs ou dus au hasard.
- **Transition d'occupation du sol** : Passage d'une classe à une autre (par exemple, forêt convertie en zone agricole).
- **Urbanisation** : Extension des zones bâties (habitat, infrastructures) au détriment des espaces naturels ou agricoles.
- **Zone anthropisée** : Espace naturel transformé ou modifié par les activités humaines (urbanisation, agriculture, infrastructures).
- **Zones humides** : Espaces naturels (marais, lacs, lagunes, estuaires) riches en biodiversité et jouant un rôle important dans la régulation hydrologique et la prévention des inondations.

BRIDGE: A SCIENTIFICALLY-DRIVEN METHODOLOGY FOR TRANSBOUNDARY WATER GOVERNANCE AND COOPERATION

Diego Pozzoli

IUCN MED – Malaga, Spain

Corresponding author: diego.pozzoli@ext.iucn.org

Paper ID: 58

ABSTRACT

Launched in 2011, BRIDGE (Building River Dialogue and Governance) is a global initiative on water diplomacy that addresses key transboundary water governance challenges—such as weak governance, climate change, and resource scarcity. These issues increasingly threaten freshwater ecosystems, disrupt livelihoods, and destabilize entire regions. Climate change, population growth, and economic development place further pressure on water resources, making effective governance essential for the sustainability of shared basins.
BRIDGE mitigates these risks by fostering dialogue, building robust institutions, and promoting cooperation among stakeholders to adapt to evolving water needs in shared basins. It emphasizes inclusive processes, benefit-sharing, and sustainable financing to ensure equitable and resilient water management systems.
The Theory of Change behind BRIDGE, developed across successive phases, holds that water diplomacy—based on collaboration and trust—can support ecosystem integrity, livelihoods, peace, and equitable access to water. Through the co-design of governance arrangements that are inclusive and intersectoral, BRIDGE promotes cooperation across boundaries and across sectors. By aligning water governance with broader economic and social systems, the programmed ensures that governance solutions are more widely beneficial, helping integrate conservation, development, and stability.

The BRIDGE methodology is structured around four core pillars:

1. Demonstration – Implementing real-world pilot projects to build trust and show the benefits of cooperation.
2. Learning – Providing training and technical support on governance, legal, and institutional frameworks.
3. Dialogue – Facilitating inclusive discussions that bring diverse stakeholders together to resolve water-related issues.
4. Leadership Development – Preparing future water diplomacy leaders, including youth and women, to take active roles in decision-making.

These pillars support collaboration among institutions, civil society, and communities, while addressing political, environmental, and economic dimensions of shared waters. BRIDGE promotes financial sustainability for governance structures by supporting diverse, long-term financing streams. It also advances benefit-sharing arrangements, ensuring fair distribution of economic, social, and environmental gains—especially for local communities.

Gender and youth empowerment are integral to the programme, which supports inclusive leadership through access to knowledge, training, and financial mechanisms. By involving all segments of society, BRIDGE helps to create stronger, more representative water governance systems.

BRIDGE has worked in over 20 transboundary river and lake basins worldwide, showing its adaptability and impact. A notable example is the Sio-Malaba-Malakisi (SMM) Basin, shared by Kenya and Uganda. Facing infrastructure gaps, environmental degradation, and limited community engagement, BRIDGE implemented the Benefit Opportunities Assessment Dialogue (BOAD) process to identify shared development opportunities. This led to four prioritized investments in infrastructure, restoration, and livelihoods.

It also supported the creation of a Joint Working Group of national and local stakeholders, enabling coordinated action, data sharing, and trust-building. The approach integrated ecological sustainability with socio-economic development, ensuring that cooperation addressed both human and environmental needs.

In conclusion, BRIDGE offers a proven, science-based model for transboundary water governance. Through its focus on demonstration, learning, dialogue, and leadership, the initiative fosters inclusive, resilient cooperation in shared basins—contributing to sustainable development, environmental conservation, and regional stability.

KEYWORDS: Transboundary water governance, water diplomacy, adaptive governance, benefit-sharing, institutional capacity, participatory processes, integrated water management.

RESUME

Lancée en 2011, BRIDGE (Building River Dialogue and Governance) est une initiative mondiale de diplomatie de l'eau qui répond aux principaux défis de la gouvernance des eaux transfrontalières – tels que la faiblesse institutionnelle, le changement climatique et la rareté des ressources. Ces enjeux menacent de plus en plus les écosystèmes d'eau douce, perturbent les moyens de subsistance et déstabilisent des régions entières. Le changement climatique, la croissance démographique et le développement économique exercent une pression supplémentaire sur les ressources en eau, rendant une gouvernance efficace essentielle pour la durabilité des bassins partagés.

BRIDGE atténue ces risques en favorisant le dialogue, en renforçant les institutions et en promouvant la coopération entre parties prenantes pour s'adapter aux besoins hydriques évolutifs dans les bassins partagés. L'initiative met l'accent sur des processus inclusifs, le partage des bénéfices et un financement durable afin d'assurer des systèmes de gestion de l'eau équitables et résilients.

La théorie du changement élaborée au fil des différentes phases de BRIDGE repose sur l'idée que la diplomatie de l'eau – fondée sur la collaboration et la confiance – peut soutenir l'intégrité des écosystèmes, les moyens de subsistance, la paix et l'accès équitable à l'eau. Par la co-conception d'arrangements de gouvernance inclusifs et intersectoriels, BRIDGE favorise la coopération à travers les frontières et les secteurs. En alignant la gouvernance de l'eau sur les systèmes économiques et sociaux plus larges, le programme garantit que les solutions de gouvernance soient plus largement bénéfiques, contribuant ainsi à intégrer la conservation, le développement et la stabilité.

La méthodologie de BRIDGE s'articule autour de quatre piliers fondamentaux :

1. Démonstration – Mise en œuvre de projets pilotes concrets pour instaurer la confiance et démontrer les avantages de la coopération.

2. Apprentissage – Fourniture de formations et d'un appui technique sur les cadres de gouvernance, juridiques et institutionnels.

3. Dialogue – Facilitation de discussions inclusives réunissant des acteurs divers afin de résoudre les problèmes liés à l'eau.

4. Développement du leadership – Préparation des futurs leaders de la diplomatie de l'eau, notamment les jeunes et les femmes, à jouer un rôle actif dans la prise de décision.

Ces piliers soutiennent la collaboration entre institutions, société civile et communautés, tout en prenant en compte les dimensions politiques, environnementales et économiques des eaux partagées. BRIDGE promeut la durabilité financière des structures de gouvernance en soutenant des mécanismes de financement diversifiés et de long terme. L'initiative encourage également le partage des bénéfices, garantissant une répartition équitable des gains économiques, sociaux et environnementaux – en particulier pour les communautés locales.

L'égalité de genre et l'autonomisation des jeunes sont des composantes essentielles du programme, qui soutient un leadership inclusif grâce à l'accès aux connaissances, à la formation et aux mécanismes financiers. En impliquant tous les segments de la société, BRIDGE contribue à créer des systèmes de gouvernance de l'eau plus solides et représentatifs.

BRIDGE a travaillé dans plus de 20 bassins transfrontaliers de rivières et de lacs à travers le monde, démontrant son adaptabilité et son impact. Un exemple notable est celui du bassin Sio-Malaba-Malakisi (SMM), partagé par le Kenya et l'Ouganda. Confronté à des lacunes en matière d'infrastructures, à la dégradation de l'environnement et à une implication limitée des communautés, BRIDGE a mis en œuvre le processus BOAD (Benefit Opportunities Assessment Dialogue) afin d'identifier des opportunités de développement partagé. Cela a conduit à quatre investissements prioritaires dans les infrastructures, la restauration et les moyens de subsistance.

L'initiative a également soutenu la création d'un groupe de travail conjoint réunissant des acteurs nationaux et locaux, permettant une action coordonnée, le partage de données et le renforcement de la confiance. L'approche a intégré la durabilité écologique et le développement socio-économique, garantissant que la coopération réponde à la fois aux besoins humains et environnementaux.

En conclusion, BRIDGE propose un modèle éprouvé et fondé sur la science pour la gouvernance des eaux transfrontalières. En mettant l'accent sur la démonstration, l'apprentissage, le dialogue et le développement du leadership, l'initiative favorise une coopération inclusive et résiliente dans les bassins partagés – contribuant ainsi au développement durable, à la conservation de l'environnement et à la stabilité régionale.

1. BACKGROUND

Transboundary river basins are critical for the provision of freshwater, ecosystem services, and socio-economic stability to billions of people worldwide. However, weak governance frameworks, insufficient institutional cooperation, and lack of integrated planning expose these shared water resources to degradation, competition, and political tension (Dalton et al., 2024; IUCN, 2011). According to international projections, by 2025 nearly two-thirds of the global population could experience water stress, and up to 1.8 billion people will face absolute water scarcity. In combination with climate change, these pressures are expected to displace as many as 700 million people from arid and semi-arid regions. Under these dynamics, freshwater governance is increasingly recognized not only as an environmental concern but as a foundation for regional security and development.

Despite the proliferation of legal and institutional instruments—such as the United Nations Watercourses Convention and the Convention on the Protection and Use of Transboundary Watercourses and International Lakes ("Helsinki Convention")—the operationalization of effective transboundary water governance remains limited. Most shared basins still lack inclusive decision-making structures, sustainable financing models, and adaptive management mechanisms. Furthermore, while water has historically served as a vector of cooperation more often than conflict, current institutional capacities are insufficient to ensure resilient and equitable governance of shared waters, especially under accelerating climate variability and increasing socio-economic demands (IUCN, 2024a).

Launched in 2011, BRIDGE (Building River Dialogue and Governance) was developed as a global initiative to address these governance gaps by implementing a science-based, multilevel methodology for transboundary water diplomacy. BRIDGE builds upon the experience of the Water and Nature Initiative (WANI, 2001–2011), incorporating lessons learned in participatory governance, environmental flows, and basin-scale management. Its foundational Theory of Change postulates that water diplomacy, when rooted in inclusive processes and trust-building, can produce tangible improvements in ecological integrity, equitable water access, and long-term regional stability (IUCN, 2019; Dalton et al., 2024).

BRIDGE operates at the interface of global policy and basin-level action. The methodology is structured around four operational pillars: demonstration, learning, dialogue, and leadership development. These components are implemented through modular strategies that respond to basin-specific challenges and institutional realities. A key innovation of BRIDGE lies in its adaptability: the sequence, scope, and depth of intervention are customized to basin context, enabling the co-design of governance arrangements that are locally legitimate and legally coherent. Rather than imposing a universal model, BRIDGE supports endogenous governance evolution, while ensuring alignment with international legal norms and Sustainable Development Goal (SDG) indicator 6.5.2, which monitors the extent of operational cooperation in transboundary basins.

A core component of BRIDGE's approach involves practical tools for benefit-sharing and stakeholder engagement, such as the Benefit Opportunity Assessment Dialogue (BOAD), which facilitates multi-level dialogues to identify and prioritize socio-economic and environmental benefits arising from joint basin management. This approach moves beyond traditional volumetric water allocation towards sharing the broader benefits derived from the basin, enhancing cooperation among diverse stakeholders.

Through its work in over 20 river and lake basins—including the Sio-Malaba-Malakisi, Lake Titicaca, and Mekong regions—BRIDGE has demonstrated that effective transboundary water governance requires simultaneous investment in institutional trust, legal harmonization, ecosystem stewardship, and social inclusivity. Notably, the approach integrates environmental sustainability with benefit-sharing and livelihoods, emphasizing that cooperative water governance must produce co-benefits that are socially, economically, and ecologically robust.

This paper examines BRIDGE not as a programmatic narrative, but as a replicable scientific methodology for enabling adaptive, inclusive, and resilient transboundary water governance. By analyzing its theoretical foundations, implementation architecture, and empirical applications, including the deployment of tools like BOAD in the Sio-Malaba-Malakisi basin, the study aims to contribute to the body of knowledge on water diplomacy, and to provide a scalable model for integrated water governance in shared basins under increasing stress.

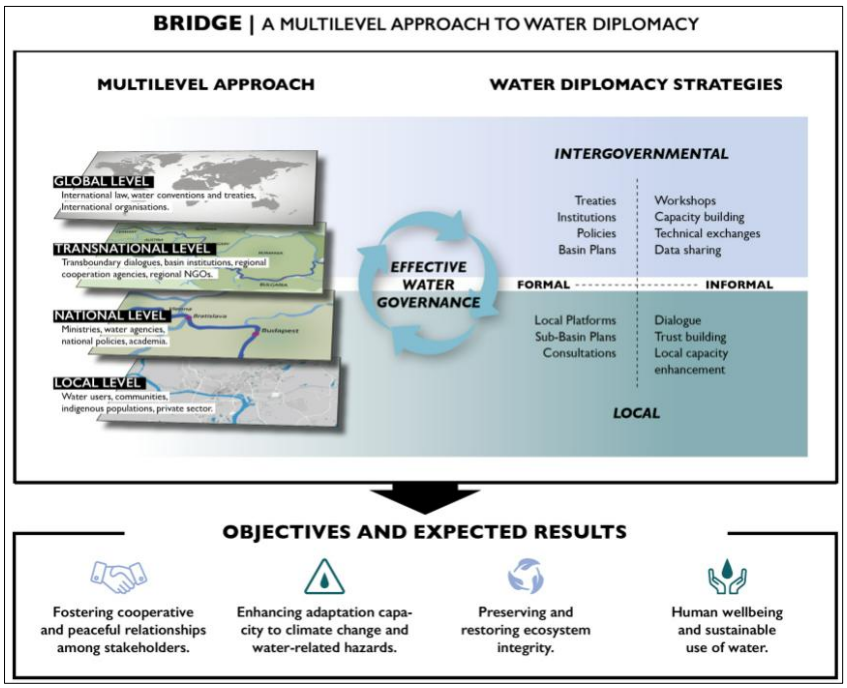


Figure 1: BRIDGE approach to water diplomacy (IUCN 2022)

2. OBJECTIVE

This paper formalizes and analyzes the BRIDGE methodology as a scientifically grounded and operational framework for enhancing cooperation in transboundary freshwater governance. Rather than presenting BRIDGE as a normative policy model, the aim is to articulate its modular, multi-level architecture—centered on demonstration, learning, dialogue, and leadership development—and assess how these components function in practice to support adaptive and inclusive governance. Designed as a procedural and co-constructed approach, BRIDGE is tailored to basin-specific institutional and hydrological contexts, enabling governance arrangements to emerge progressively through trust-building, capacity reinforcement, and iterative negotiation. In doing so, the methodology contributes to the operationalization of international water law and the advancement of SDG 6.5.2 on transboundary cooperation, while fostering coherence across sectoral and institutional scales (Dalton et al., 2024; IUCN, 2024a).

An illustrative example of this procedural and multi-level approach is provided through the Sio-Malaba-Malakisi basin, where the BOAD has been piloted as a tool for stakeholder engagement and benefit-sharing, moving beyond traditional volumetric water allocation. This case highlights how BRIDGE's methodology can facilitate inclusive, socio-economic and environmental outcomes that strengthen transboundary cooperation in practice.

By focusing on methodological foundations and implementation logic, the paper contributes to the literature on adaptive governance and environmental diplomacy. In particular, it addresses how BRIDGE facilitates procedural equity, co-production of knowledge, and benefit-sharing in complex political-ecological systems. These attributes are essential in basins where formal legal frameworks may exist, but where practical cooperation mechanisms are underdeveloped or absent.

Another key objective is to analyze how BRIDGE promotes institutional resilience and social inclusion, particularly through its emphasis on leadership development and stakeholder empowerment. The methodology explicitly targets the involvement of historically underrepresented groups—including women, youth, and local communities—within governance processes, aligning with broader principles of water justice and democratic legitimacy.

In framing BRIDGE as a transboundary governance methodology rather than a programmatic intervention, the study positions it as a replicable model with the potential to inform both policy design and academic discourse. By anchoring water diplomacy in field-tested procedural mechanisms, the objective is to provide a structured analytical foundation for advancing integrated and cooperative water governance under dynamic and uncertain conditions.

3. METHODS

This study employs a qualitative, multi-source analytical approach to examine the BRIDGE methodology for transboundary water governance and diplomacy. The methodology integrates an extensive review of internal BRIDGE documentation—including technical reports, progress updates, and meeting records (IUCN, 2024b; 2019)—together with a comparative analysis of selected case studies from various transboundary basins where BRIDGE has been implemented. This approach allows for in-depth triangulation of evidence and supports a comprehensive understanding of how BRIDGE contributes to sustainable water governance.

The research is grounded in BRIDGE's underlying Theory of Change (TOC), which postulates that effective transboundary cooperation is enabled by strengthening water governance capacity across multiple levels—from local communities to national governments—underpinned by transparent laws, policies, and institutions. The TOC informs the analytical framework by focusing on governance capacity as a key driver of cooperation, and highlights the necessity of pluralistic arrangements that engage diverse stakeholders beyond formal intergovernmental treaties. While the TOC is not the central focus of this research, it provides critical context for interpreting the mechanisms through which BRIDGE operates. (Dalton et al., 2024)

Data collection involved systematic examination of workshop reports, dialogue session notes, and stakeholder consultation summaries facilitated by BRIDGE. These sources provided rich qualitative insights into stakeholder perspectives, governance challenges, and cooperation dynamics. Integrating these perspectives into the analysis enabled triangulation of findings and validation of key outcomes, ensuring that the research reflects practical realities experienced by governmental and non-governmental actors involved in transboundary water management.

The analysis methodology further incorporated thematic coding of qualitative data, focusing on core elements such as multilevel governance, capacity building, trust development, and flexible adaptation of interventions to local contexts. Comparative cross-case analysis facilitated identification of common patterns, success factors, and challenges across different basins, strengthening the robustness of conclusions.

A particular focus was given to practical instruments within BRIDGE that operationalize multi-stakeholder engagement and benefit-sharing, such as the BOAD. This tool enables stakeholders at various levels to collaboratively identify, prioritize, and negotiate benefits arising from shared water resources, thereby advancing cooperation beyond traditional water quantity allocation to encompass socio-economic and ecological outcomes.

Limitations of this study include reliance on available internal documentation and the selective focus on certain case studies, which may constrain the generalizability of findings. Additionally, the qualitative nature of the research limits quantification of impacts. However, the methodological design prioritizes transparency, contextual depth, and triangulation, providing a solid foundation for understanding the processes and outcomes associated with the BRIDGE approach to water diplomacy and governance.

4. RESULTS

The analysis of the BRIDGE programmed across more than 20 transboundary basins confirms the effectiveness of a modular, process-oriented approach to water diplomacy and governance. Central to this model is a five-pillar implementation strategy, composed of demonstration, training, dialogue, leadership development, and technical support. These interlinked components function collectively to enable reform processes that are both technically robust and politically viable. (IUCN, 2024b; Dalton et al., 2024).

Demonstration activities have proven particularly valuable in operationalizing the concept of transboundary cooperation. Pilot interventions—such as ecological restoration efforts or locally relevant infrastructure improvements—have served as concrete illustrations of the benefits that collaboration can bring. These interventions help to initiate engagement processes by reducing abstraction, offering visible outcomes, and facilitating early trust among stakeholders. Their value lies not in scale, but in their ability to catalyze governance reform by creating momentum and shared experience.

Capacity-building efforts have addressed fundamental asymmetries in institutional readiness and knowledge. Through tailored trainings and scenario-based learning modules—often anchored in real or simulated basin contexts—BRIDGE has contributed to the development of what it defines as “water governance capacity”: the ability of stakeholders to engage effectively in rule-making, institutional design, and decision-making processes. These efforts have fostered a shared understanding of key principles such as international water law, benefit-sharing, and equity in water allocation, which are prerequisites for meaningful dialogue and cooperative planning.

The programme's emphasis on dialogue has created informal but structured platforms through which consensus can emerge incrementally. By working across political, technical, and social dimensions of water management, these dialogue spaces enable actors to identify common interests, reduce tensions, and advance cooperation even in the absence of formal agreements. This is particularly relevant in politically sensitive or fragmented governance contexts, where formal negotiations may be stalled or infeasible. (IUCN, 2024b).

Leadership development has also played a significant role, with particular attention given to the empowerment of women and youth. The identification and support of local champions has helped bridge gaps between local realities and formal institutional processes. These leaders have often served as effective intermediaries, promoting inclusive governance and amplifying community voices in national and regional arenas. The integration of youth and gender equity into capacity-building activities has further diversified the representation of stakeholders involved in decision-making.

In parallel, BRIDGE has delivered targeted technical assistance through a support facility that responds to context-specific legal, institutional, and policy needs. This has allowed the programme to engage flexibly across diverse basin conditions, offering expertise in areas ranging from institutional design to financing strategies. In particular, attention has been paid to the financial sustainability of governance frameworks. By exploring multiple financing mechanisms and reducing dependence on external donors, BRIDGE has sought to embed long-term viability into its interventions. Underlying this entire architecture is a consistent focus on benefit-sharing, not merely as a principle of water allocation but as a broader framework for the distribution of economic, environmental, and social gains. This perspective has helped to align incentives across stakeholders, supporting cooperation that extends beyond water volumes to shared development outcomes. Importantly, local communities are explicitly recognized as beneficiaries and participants, enhancing the legitimacy and sustainability of governance processes.

Across more than 20 transboundary river and lake basins, this model has demonstrated adaptability in a variety of hydro-political contexts. Its multilevel design—linking local engagement with national authority and regional cooperation—has allowed for both vertical and horizontal integration of governance actors. The result is an incremental, participatory form of water diplomacy that does not depend solely on high-level negotiations, but that advances cooperation through layered, trust-based processes of shared learning and institutional development. In sum, the BRIDGE approach illustrates how complex transboundary challenges can be addressed through a coherent yet adaptable methodology. It contributes to the strengthening of governance systems that are inclusive, politically anchored, and environmentally responsive, thus supporting broader objectives of sustainable development, regional integration, and long-term water security.

<u>The case of Sio-Malaba-Malakisi (SMM) basin</u>

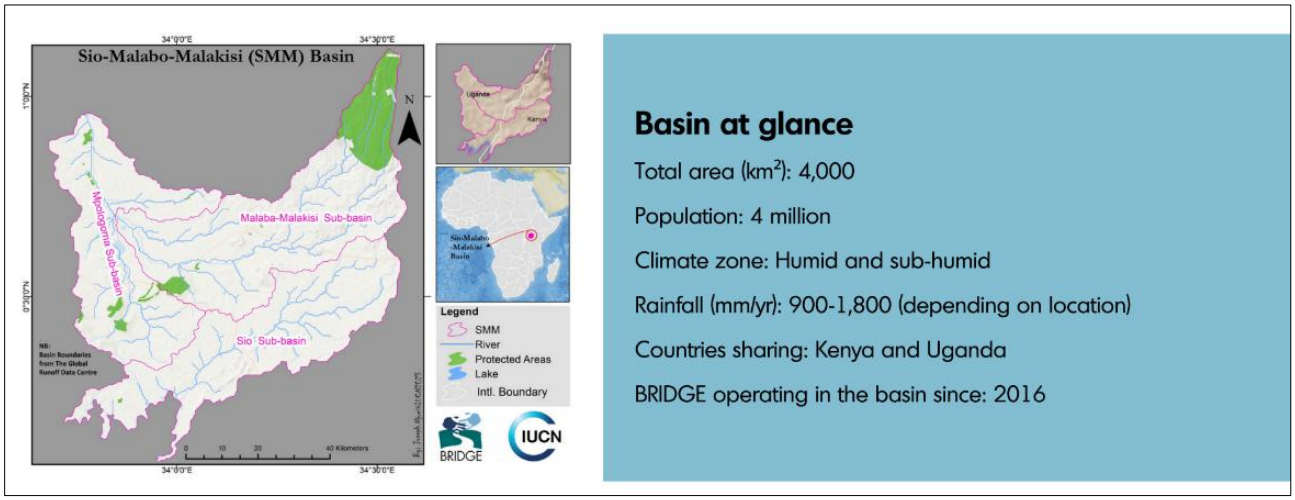


Figure 2: SMM basin factsheet (IUCN 2022)

To further illustrate how these strategic pillars are operationalized in real-world contexts, this section turns to the Sio-Malaba-Malakisi (SMM) basin—a transboundary catchment shared by Kenya and Uganda. This case represents a concrete example of how BRIDGE's multi-level governance model, grounded in demonstration, dialogue, and inclusive leadership, is adapted to basin-specific challenges

and opportunities. The SMM basin offers insight into the dynamics of transboundary cooperation in East Africa and highlights the tangible outcomes that can emerge when the BRIDGE methodology is applied in practice.

The Sio-Malaba-Malakisi basin, a transboundary sub-basin of the Nile River shared by Kenya and Uganda, encompasses a total area of approximately 4,000 square kilometers and supports a population of about four million people. The basin's climate ranges from humid to sub-humid, with annual rainfall varying between 900 and 1,800 millimeters depending on the location. Agriculture remains the primary socio-economic activity, yet unsustainable agricultural practices have led to significant catchment degradation, intensive land cultivation, and indiscriminate sand harvesting along riverbanks, posing challenges to water quality and availability.

Since 2016, the BRIDGE initiative (Building River Dialogue and Governance) has been working in the Sio-Malaba-Malakisi basin to enhance transboundary water cooperation and governance. One of the central approaches piloted by BRIDGE in this context is the BOAD, a methodology designed to move beyond traditional volumetric water sharing and instead focus on equitable benefit sharing derived from collaborative basin management. This approach recognizes that water resources in transboundary basins are often contested by multiple stakeholders across different sectors and administrative levels, with competing priorities that must be harmonized to promote sustainable development and peace.

The BOAD process in the basin began with a comprehensive situation analysis that identified key stakeholders and entry points for strengthening cooperation, building upon prior initiatives such as the Nile Equatorial Lakes Subsidiary Action Program (NELSAP). Subsequent stakeholder workshops facilitated an inclusive visioning process where challenges and opportunities for joint basin management were jointly assessed. Through interactive discussions, participants identified existing benefits and explored additional opportunities arising from cooperation. Further workshops engaged stakeholders in qualitative analyses of collaborative water management scenarios using the Benefit Opportunity Assessment Tool (BOAT), which led to the prioritization of four clusters of investment projects. These projects address a range of needs, including infrastructure development, catchment restoration, and livelihoods enhancement, striking a balance between built infrastructure and natural ecosystem services

that underpin the basin's hydrological functions. Institutional arrangements were reinforced with the establishment of a Joint Working Group comprising equal representation from Kenya and Uganda, tasked with coordinating basin activities, refining the bilateral Memorandum of Understanding (MoU), and guiding the development of an Investment Plan and Financial Sustainability Strategy. Recognizing the limitations of existing project-based frameworks, the countries are working toward an institutional mechanism that is multi-level, stakeholder-inclusive, and integrated into national structures without creating parallel institutions. The learning process was further enriched through study tours to established transboundary water governance bodies such as the International Sava River Basin Commission and the Rhine River Commission, providing stakeholders with valuable insights into multi-sectoral cooperation and engagement. The culmination of these efforts is reflected in a finalized Investment Framework and Financial Sustainability Strategy ready for implementation. This framework integrates technical, financial, and institutional components necessary for coordinated basin development.

The Sio-Malaba-Malakisi case demonstrates how systematic diagnostics, inclusive dialogue, and joint planning can operationalize benefit sharing in a complex transboundary context. It highlights the shift from a focus on water quantity allocation to a comprehensive understanding of benefit sharing that encompasses ecological, socio-economic, and governance dimensions. The process underscores the importance of inclusive, multi-level institutional arrangements to foster sustainable and equitable water management. At the same time, the experience reveals challenges inherent in transboundary cooperation, including aligning diverse stakeholder interests, ensuring effective representation, and building governance frameworks that are resilient beyond externally funded projects. The integration of natural infrastructure considerations alongside built solutions also points to the critical need for

ecosystem-based approaches in basin management. Ongoing monitoring and evaluation will be essential to measure the effectiveness and adaptive capacity of the institutional and investment frameworks. The lessons emerging from the Sio-Malaba-Malakisi basin offer empirical evidence applicable across diverse transboundary basins worldwide, thereby enriching the evolving discourse on integrated water resources management and transboundary governance through a transversal and adaptable approach.

5. CONCLUSION

The BRIDGE methodology offers a scientifically grounded and adaptable framework for the governance of transboundary waters, effectively addressing the complexities of diverse hydro-political contexts. By emphasizing benefit-sharing over mere volumetric allocation, the approach fosters more equitable and sustainable resource management, enhancing stakeholder engagement and governance legitimacy. (Dalton et al., 2024; IUCNa, 2024).

Its modular, multi-level, and participatory design supports trust-building and capacity development, enabling inclusive negotiation processes that can function even in the absence of formal agreements and promoting the inclusion of marginalized groups.

The combination of scientific-technical tools with context-sensitive governance processes allows for the development of innovative and sustainable solutions with broad applicability to watersheds facing similar transboundary challenges. The empirical lessons from the Sio-Malaba-Malakisi basin underscore this adaptability and contribute to the evolving discourse on integrated water resources management and transboundary governance through a transversal and flexible framework.

These findings offer valuable insights for researchers, practitioners, and policymakers seeking to enhance transboundary water cooperation. While the BRIDGE approach is not a one-size-fits-all solution, its principles and tools provide a useful reference point for designing transboundary governance processes that balance technical rigor, political realities, and social inclusiveness to promote sustainable and equitable outcomes.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported by the BRIDGE programme (Building River Dialogue and Governance) of the International Union for Conservation of Nature (IUCN), funded by the Swiss Agency for Development and Cooperation (SDC). The authors thank the BRIDGE team and all stakeholders involved in the transboundary basin initiatives for their contributions.

REFERENCES

Dalton, J., Iza, A., Lindelien, M. C., Schmitz, T., & Jara, D. (2024). *Supporting effective transboundary water governance: Lessons from BRIDGE 2011–2024*. International Union for Conservation of Nature (IUCN). Retrieved from https://portals.iucn.org/library/node/51553

IUCNa. (2024, August 26). *BRIDGE takes stock of over a decade of supporting transboundary water cooperation*. Retrieved from https://iucn.org/news/202408/bridge-takes-stock-over-decade-supporting-transboundary-water-cooperation

IUCNb. (2024). *Benefit Sharing – The IUCN Water Knowledge Platform*. Retrieved from https://waterandnature.org/all-initiatives/benefit-sharing/

IUCN. (2019, September 30). *BRIDGE: Hydrodiplomacy in Action*. Retrieved from https://iucn.org/news/water/201909/bridge-hydrodiplomacy-action

IUCN. (2017, June 8). *New video: Learning and dialogue, key steps to building water cooperation across borders*. Retrieved from https://iucn.org/news/water/201706/new-video-learning-and-dialogue-key-steps-building-water-cooperation-across-borders

IUCN. (2011). *BRIDGE – Building River Dialogue and Governance*. Retrieved from https://waterandnature.org/all-initiatives/bridge/

WEB SITES:

Web-1: https://portals.iucn.org/library/node/51553, consulted 15 March 2025.

Web-2: https://iucn.org/news/202408/bridge-takes-stock-over-decade-supporting-transboundary-water-cooperation, consulted 3 March 2025.

Web-3: https://iucn.org/news/water/201909/bridge-hydrodiplomacy-action, consulted 20 March 2025.

Web-4: https://waterandnature.org/all-initiatives/bridge/, consulted 20 March 2025.

Web-5: https://iucn.org/news/water/201706/new-video-learning-and-dialogue-key-steps-building-water-cooperation-across-borders, consulted 7 March 2025.

Web-6: https://waterandnature.org/all-initiatives/benefit-sharing/, consulted 7 March 2025.

PREDICTION DE L'INDICE DE QUALITE DES EAUX DE SURFACE DU BARRAGE D'OUED EL ATHMANIA (EST DE L'ALGERIE) A L'AIDE D'UNE TECHNIQUE D'APPRENTISSAGE AUTOMATIQUE

Fahim BORDJIHENE*[1], Jazia ARRAR[1], Salah Eddine TACHI[1,2], Saida BENMAMAR[1] et Hamza BOUGUERRA [3]

[1] Département Hydraulique, Laboratoire de recherche des sciences de l'eau, [1]Ecole Nationale polytechnique, 10 Rue des Frères OUDEK, El Harrach 16200, Alger- Algérie.
[2]Département de géologie, Faculté des sciences de la terre, Badji Mokhtar - Université d'Annaba - 23000, Annaba, Algérie.
[3]Département de géologie, Laboratoire des ressources en eau et du développement durable, Faculté des sciences de la terre, Badji Mokhtar - Université d'Annaba - 23000, Annaba, Algérie.
***** Auteur correspondant : fahim.bordjihene@g.enp.edu.dz

ID de l'article : 21

RÉSUMÉ

Pour assurer la protection des ressources en eau potable futures, il est essentiel d'appréhender la qualité et le degré de contamination des eaux de surface existantes. La prédiction de la qualité de l'eau avec une grande précision est la clé du contrôle de la pollution de l'eau et de l'amélioration de la gestion de l'eau. Dans cette étude, un modèle basé sur l'apprentissage automatique est proposé pour prédire l'indice de qualité de l'eau (IQE) et comparé à trois autres modèles d'apprentissage automatique (ML), à savoir Régression Linéaire Multiple (RLM), Random Forest (RF) et AdaBoost pour évaluer la qualité des eaux de surface du barrage d'Oued El Athmania. Les données sur la qualité de l'eau du barrage pour la période 2018-2022 ont été utilisées pour calculer l'indice de qualité de l'eau (IQE) par la méthode arithmétique. Pour développer les trois modèles de prédiction, l'ensemble de données a été divisé en deux groupes : formation (70 %) et test (30 %), l'approche d'importance des caractéristiques a par la suite a été mise en œuvre pour choisir les paramètres clés. Dans ce travail, les performances des modèles ont été évaluées à l'aide de mesures statistiques telles que le coefficient de détermination (R^2) et l'erreur quadratique moyenne (RMSE). Les résultats indiquent que les trois modèles d'apprentissage automatique proposés ont permis de prédire efficacement l'IQE. Notamment, le modèle de régression linéaire (RLM), utilisant la quatrième combinaison d'entrée ML04 ($NO_2^-, PO_4^{3-}, NO_3^-$, et DBO_5), a affiché la plus grande précision (R^2 = 1 et RMSE = 0.0055). Ces résultats montrent que les modèles d'apprentissage automatique, en particulier la régression linéaire multiple (RLM), constituent des instruments performants pour estimer l'indice de qualité de l'eau (IQE) avec une précision significative. Cette approche offre des opportunités intéressantes pour améliorer la gestion de la qualité de l'eau.

MOTS-CLÉS : Barrage Oued El Athmania ; Algorithmes d'apprentissage automatique ; Indices de qualité de l'eau (IQE) ; Qualité de l'eau ; Prédiction.

ABSTRACT

To ensure the protection of future drinking water resources, it is essential to understand the quality and degree of contamination of existing surface water. Predicting water quality with high accuracy is key to controlling water pollution and improving water management. In this study, a machine learning-based model is proposed to predict the water quality index (WQI) and compared to three other machine learning (ML) models, namely Multiple Linear Regression (MLR), Random Forest (RF), and AdaBoost, to assess the quality of surface water at the Oued El Athmania dam. Data on the dam's water quality for the period 2018-2022 were used to calculate the water quality index (WQI) using the arithmetic method. To develop the three prediction models, the dataset was divided into two groups: training (70%) and testing (30%). the feature importance approach was subsequently implemented to select key parameters. In this work, the performance of the models was evaluated using statistical measures such as the coefficient of determination (R^2) and the root mean square error (RMSE). The results indicate that the three proposed machine learning models were able to effectively predict the WQI. Notably, the linear regression model (LRM), using the fourth input combination ML04 ($NO_2^-, PO_4^{3-}, NO_3^-$, et DBO_5), showed the highest accuracy (R^2 = 1 and RMSE = 0.0055). These results show that machine learning models, particularly multiple linear regression (MLR), are powerful tools for estimating the water quality index (WQI) with significant accuracy. This approach offers interesting opportunities for improving water quality management.

KEYWORDS: Oued El Athmania Dam; Machine learning algorithms; Water quality indices (WQI); Water quality; Prediction.

1. INTRODUCTION

L'eau joue un rôle crucial dans l'environnement, mais la durabilité écologique est liée à la qualité de l'eau. Les eaux de surface jouent un rôle essentiel dans la gestion des écosystèmes aquatiques.Les eaux de surface constituent une ressource essentielle pour la gestion des écosystèmes aquatiques et de leurs composantes (Uddin et al., 2017, 2018). Malheureusement, la qualité des eaux de surface se détériore au cours du temps, en conséquence d'un ensemble de facteurs naturels (conditions d'hydrologie, de climat, de topographie, de lithologie, etc.) et d'interventions humaines. Parmi ces dernières, l'agriculture, l'exploitation minière ainsi que la gestion et l'élimination divers déchets provenant des secteurs industriel, municipal, domestique ou médical. Dans ce contexte, il est difficile de maintenir une qualité d'eau adéquate dans l'ensemble des plans d'eau. Afin de maintenir une « bonne » qualité de l'eau dans tous les États, de nombreux pays ont mis en place un programme de surveillance et d'évaluation de la qualité des eaux fluviales et des eaux de surface en termes de leurs composants physiques, chimiques, biologiques et nutritifs, ainsi que de leur état esthétique général [Uddin et al., 2023]. L'évaluation de la qualité de l'eau peut être complexe en raison de la diversité des échantillons et des paramètres, mais l'utilisation d'indices constituent des outils pertinents pour synthétiser et communiquer les informations relatives à la qualité de l'eau (Sapkal1 et al. 2013). L'IQE est une méthode d'évaluation simplifiée de la qualité de l'eau qui synthétise plusieurs paramètres en un chiffre unique, souvent sans unité. Cette méthode permet une analyse et une comparaison des données plus rapides et efficaces (Abbasi et *al*. 2012). L'IQE fournit aux décideurs et planificateurs des informations quantitatives précieuses pour la gestion de l'eau. Cependant, son calcul repose sur des formules complexes et qui prennent du temps]. Par conséquent, afin de remédier aux contraintes liées à ces méthodes, il est crucial d'élaborer une approche alternative, plus rapide et précise sur le plan informatique, pour évaluer efficacement l'IQE (Khoi et el.,2022).

Au cours des dernières années, les méthodes d'apprentissage automatique (ML) ont été massivement adoptées pour l'évaluation de la qualité de l'eau, y compris pour estimer l'IQE (Tiyasha et al.,2020).Ces méthodes se sont révélées efficaces pour modéliser des mécanismes complexes non linéaires dans le domaine de la recherche sur l'eau (Nearing et al.,2021).

L'évaluation de la qualité de l'eau du barrage d'Oued El Athmania par l'IQE nécessite des calculs complexes, ce qui entraîne une consommation importante de temps et d'efforts considérable.Cependant, à notre connaissance, aucune étude sur l'utilisation des techniques d'apprentissage automatique pour prédire l'IQE n'a été menée pour évaluer la qualité de l'eau du barrage d'Oued El Athmania. Par conséquent, la présente étude visait à évaluer les performances de trois algorithmes ML à savoir, Régression Linéaire Multiple (RLM), Random Forest (RF) et AdaBoost pour prédire l'IQE.

2. MÉTHODES ET MATÉRIELS

2.1. Zone d'étude

Le barrage réservoir Oued El Athmenia **(**Figure 1**)** se situe sur l'Oued El Kaïm, affluent de l'Oued El Athmenia qui se jette ensuite dans l'Oued Rhumel. Le bassin versant à une altitude comprise entre 800 et 1256 mm NGA (Djebel Lakhal). Les Djebels Kaïm et Lakhal occupent une portion réduite du bassin ; ce dernier se caractérise par des hautes plaines de relief assez doux. Le barrage Oued Athmania, situé dans la wilaya de Mila, est un élément clé du système de dérivation des eaux du barrage Béni Haroun, l'un des plus grands ouvrages hydrauliques de l'Est Algerie.

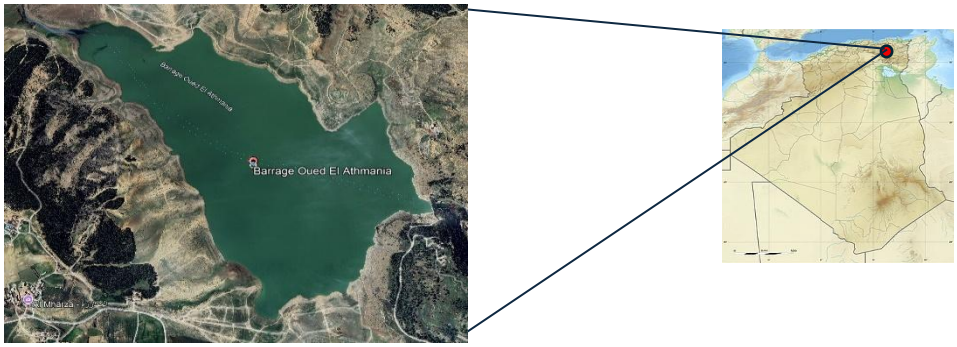


Figure 1 : Localisation de la zone d'étude

2.2. Collecte et traitement des données

Les données utilisées dans cette recherche proviennent des résultats de l'analyse des paramètres physico-chimiques sur une période de cinq ans, de janvier 2018 à septembre 2022, avec 51 échantillons. Ces données ont été fournies par l'Agence nationale algérienne des barrages et des transferts (ANBT). L'ensemble de données présenté comprend les résultats analytiques de 51 échantillons, avec un échantillon prélevé chaque mois. L'analyse de chaque échantillon comprend le pH, le Résidu Sec (RS), l'Oxygène Dissous (DO), l'ammonium (NH_4^+), les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-), phosphate (PO_4^{3-}), la demande biochimique en oxygène après 5 jours (DBO_5), la demande chimique en oxygène (DCO) et la matière organique (MO). Dans cette étude, l'IQE a été calculé à l'aide des dix paramètres de la qualité de l'eau. Il est défini de la manière suivante (Brown et al.,1972) :

$$IQE = \frac{\sum Q_n * W_n}{\sum W_n} \quad (1)$$

Où : (IQE) a une valeur entre 0 et 100 qui indique la qualité de l'eau ; (Qn) représente une valeur relative de la qualité de l'eau, spécifique à chaque paramètre ;(n) représente le nombre de paramètres pris en compte ; (Wn) est un facteur qui mesure l'importance d'un paramètre dans le calcul de l'indice (IQE) (poids relatif)

L'évaluation de l'indice de qualité de l'eau (IQE) contribue à catégoriser la qualité de l'eau en cinq classes distinctes. La méthode arithmétique pondérée est utilisée pour déterminer les 5 catégories de qualité de l'eau, comme le montre le tableau 1.

Tableau 1 : Plage de l'indice de qualité de l'eau (WQI), statut et utilisation possible d'eau (BROWN et al.1972)

Classe de l'IQE	État de la qualité de l'eau
0 - 25	Excellente qualité de l'eau
26 - 50	Bonne qualité de l'eau
51 - 75	Mauvaise qualité d'eau
76 - 100	Très mauvaise qualité d'eau
> 100	Impropre à la consommation et propagation de la pisciculture

Le tableau 2 présente les statistiques descriptives des paramètres de la qualité de l'eau et de l'indice de qualité de l'eau (IQE) observés au niveau du barrage sur la période s'étalant de 2018 à 2022. Les valeurs de l'indice de qualité de l'eau (IQE) indiquent que la qualité de l'eau du barrage d'Oued El Athmania varie entre une très mauvaise qualité avec un IQE de 139,86 et une excellente qualité avec un IQE de 13,82.

Tableau 2 : Statistiques descriptives des paramètres de qualité de l'eau et de l'IQE mesurés dans le barrage sur la période de 2018 à 2022.

Paramètres	Unité	Min	Max	Moy	Médian	Ecart type	CV %
PH		6,91	8,07	7,7	7,71	0,26	3,405
RS	mg/l	218	968	802,83	812	97,63	12,161
OD	mg/l	7,145	12,4323	9,4	9,06	1,41	14,955
NO_3^-	mg/l	0	14	5,32	5	3,68	69,229
NO_2^-	mg/l	0,011	0,193	0,11	0,11	0,05	41,721
NH_4^+	mg/l	0,02	0,15	0,06	0,07	0,03	39,793
PO_4^{3-}	mg/l	0	0,07	0,03	0,03	0,02	54,795
DBO_5	mg/l	2	6	3,38	3	0,81	24,101
DCO	mg/l	16	44	31,41	32	6,55	20,836
MO	mg/l	5	8,8	7,36	7,4	0,91	12,415
WQI		**13,82**	**139,86**	**85,93**			

2.3. Modélisation

Dans le cadre de cette étude, des modèles MLR, RF et AdaBoost ont été proposés pour estimer l'indice de qualité de l'eau (IQE) du barrage d'Oued Athmania. L'ensemble des données a été divisé en deux parties : 70 % ont été utilisés pour la phase d'entraînement et 30 % pour le test. Pour optimiser la vitesse d'entraînement et la précision prédictive des modèles d'apprentissage automatique, les données

de qualité de l'eau ont été mises à l'échelle dans une fourchette allant de 0 à 1 avant le processus de modélisation, à l'aide de l'équation suivante :

$$X_i' = \frac{X_i - X_{min}}{X_{max} - X_{min}} \quad (2)$$

Où X_i' et X_i sont les valeurs normalisées et originales des paramètres physico-chimiques et de l'indice de qualité de l'eau (WQI), et Xmin et Xmax sont respectivement les valeurs minimales et maximales de cette variable.

2.4. Régression linéaire multiple (RLM)

Le modèle de régression multilinéaire est utilisé, basé sur la relation linéaire entre la variable dépendante et la variable indépendante. La régression linéaire multiple se base sur le principe des moindres carrés, qui stipule que la valeur du paramètre est représentée par une fonction linéaire (Gaya et al., 2020). Comme le précise (3).

$$y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + \cdots b_ix_i \quad (3)$$

Où :

y : la variable dépendante, b : la constante de régression et x : le i-ème prédicteur.

2.5. Forêts aléatoires (RF)

L'algorithme Random Forest, proposé par Breiman (2001), est une méthode supervisée d'apprentissage automatique fondée sur la combinaison de multiples arbres décisionnels élaborés à l'aide du bootstrap d'échantillonnage. Il est reconnu pour sa robustesse, sa capacité à gérer des ensembles de données avec de nombreuses observations, et à classer les variables par importance, tout en réduisant l'instabilité associée aux arbres uniques (Hussain et al.2020).

2.6. Adaptive Boosting (AdaBoost)

AdaBoost est un algorithme d'ensemble supervisé qui optimise la performance en fusionnant plusieurs apprenants de faible performance, tels que des arbres décisionnels, pour ne former qu'un seul modèle performant. Il modifie la pondération des données d'apprentissage en fonction des erreurs de classification antérieures (Freund Y.1995).

2.7. Construction de modèles ML

Le choix des variables d'entrée les plus appropriées pour fournir les informations requises afin de prédire l'IQE constitue la première étape cruciale dans la construction du modèle de machine learning. Ce choix vise également à améliorer la précision du modèle en minimisant les impacts défavorables sur ses performances. Dans le cadre de cette étude, dix paramétres de la qualité de l'eau ont été choisi comme variables d'entrée potentielles. La méthode du coefficient de détermination (R^2) a été utilisée pour sélectionner les combinaisons d'entrées.

Le tableau 3 montre que la variable de la qualité de l'eau présentant la valeur la plus élevée de R^2 était les nitrites (NO_2^-), suivie de PO_4^{3-},NO_3^-, BOD_5, RS, pH, NH_4^+, DCO, DO et MO. Il est à noter que les variables de la qualité de l'eau des NO_2^-, et PO_4^{3-} présentaient les corrélations les plus élevées avec l'IQE en raison des impacts des activités agricoles et d'élevage sur la qualité de l'eau du barrage. Sur la base des corrélations de dix variables de la qualité de l'eau avec IQE, cinq combinaisons de variables d'entrée sont répertoriées dans le tableau 4 .

Tableau 3. Coefficient de détermination (R^2) entre les dix variables de qualité de l'eau et l'indice de qualité de l'eau (IQE).

Variables	Ph	RS	OD	NO_3^-	NO_2^-	NH_4^+	PO_4^{3-}	DBO_5	DCO	MO
R^2	0,026	0,073	0,005	0,096	1,000	0,012	0,116	0,090	0,007	0,002

Tableau 4 : Diverses combinaisons d'entrées utilisées dans la modélisation.

ML	Combination d'entrées
ML01	NO_2^-
ML02	NO_2^- et PO_4^{3-}
ML03	NO_2^-, PO_4^{3-}, et NO_3^-,
ML04	$NO_2^-, PO_4^{3-}, NO_3^-$, et DBO_5
ML05	$NO_2^-, PO_4^{3-}, NO_3^-$, DBO5et RS

2.8. Critères d'évaluation des performances des modèles ML

L'efficacité du modèle peut être évaluée à l'aide de diverses métriques statistiques, telles que le coefficient de détermination (R^2) et l'erreur quadratique moyenne (RMSE). Pour évaluer l'efficacité des modèles MLR, RF et AdaBoost, cette étude a utilisé le R^2 et le RMSE (Gaya et al., 2020). Les équations du R^2 et du RMSE sont les suivantes :

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{N}(y_i - x_i)^2}{N}} \quad (4)$$

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{N}(y_i - x_i)^2}{\sum_{i=1}^{N}(y_i - \bar{y})^2} \quad (5)$$

Où : xi : valeur prédite, yi : valeur observée, N : nombre total d'échantillons, $\bar{x}$: valeur moyenne de la valeur échantillonnée, et $\bar{y}$: valeur moyenne de la prévision de l'échantillon.

3. RÉSULTATS ET ANALYSE

Les performances des modèles considérés ont été évaluées durant la phase de test. Le tableau 5 présente les mesures statistiques pour les modèles MLR, RF et AdaBoost en fonction de différentes combinaisons de variables d'entrée. Dans le cadre du modèle MLR, la combinaison ML04, qui intègre quatre variables ($NO_2^-, PO_4^{3-}, NO_3^-$, et DBO_5), se distingue par ses performances de pointe, avec un coefficient de détermination R^2 = 1 et un RMSE = 0,0055. Ces résultats témoignent d'une précision supérieure pour la prédiction de l'IQE du barrage d'Oued Athmania. Concernant l'algorithme Random Forest (RF), la combinaison ML02 (NO_2^- et PO_4^{3-}) a donné les meilleurs résultats, avec un R^2 de 0,996 et un RMSE de 0,01513. Ces résultats sont satisfaisants, toutefois ils restent inférieurs à ceux du MLR-ML04. Par ailleurs, l'algorithme AdaBoost affiche ses performances optimales avec la combinaison ML02, avec un R^2 de 0,996 et un RMSE de 0,01431. Ceci témoigne de la capacité de ce modèle à prédire l'IQE avec précision, même si, tout comme le RF, ses performances sont légèrement inférieures à celles du MLR.

Tableau 5 : Statistiques des trois (03) modèles d'apprentissage automatique sous les 05 combinaisons de variables d'entrée pendant le processus de test.

Modéles	Mesures statistiques	ML01	ML02	ML03	ML04	ML05
MRL	RMSE	0,00898	0,00703	0,00765	**0,0055**	0,00912
	R^2	0,999	0,999	0,999	**1**	0,998
RF	RMSE	0,01772	**0,01513**	0,02424	0,01974	0,02933
	R^2	0,995	**0,996**	0,99	0,995	0,980
AdaBoost	RMSE	0,01767	**0,01431**	0,02094	0,02536	0,02872
	R^2	0,995	**0,996**	0,992	0,99	0,981

Pour illustrer la précision des performances des modèles sur l'ensemble des données observées, l'IQE observé et prédit par les modèles MRL, RF et AdaBoost sont comparés et présentés respectivement dans les figures 2, 3 et 4.Les trois modèles présentent généralement une bonne correspondance entre l'IQE observé et prédite dans la zone d'étude. Selon les critères de performance établis, le modèle MRL surpasse les performances des modèles RF et AdaBoost, ce qui en fait un choix privilégie pour les applications où l'efficacité et la précision sont essentiel. Pour une analyse approfondie des performances de prédiction, des diagrammes en nuage de points ont été créés afin de représenter la prédiction de l'IQE mesurée par les modèles MRL, RF et AdaBoost lors de la phase de test. Ils sont affichés dans les figures 2, 3 et 4, respectivement. Le modèle MRL présente un nuage de points qui tend à coïncider avec la ligne idéale pour les valeurs observées et prédites, affichant un coefficient de détermination extrêmement élevé, $R^2 = 1$. Les modèles RF et AdaBoost présentent toutefois une légère déviation par rapport au modèle MRL, avec des valeurs de $R^2 = 0,996$ pour ces deux modèles. Il est évident que le modèle MRL prédit l'IQE avec une plus grande précision que les modèles RF et AdaBoost. Cette précision est due à la capacité remarquable du modèle MRL à établir une relation linéaire entre l'IQE et les variables explicatives, ce qui améliore la qualité de la prédiction.

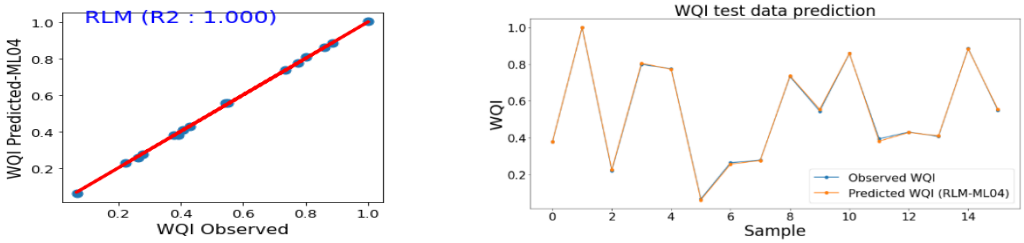


Figure 2 :IQE observé et prédit pour le modèle le plus performant utilisant l'algorithme MLR pendant la période de test avec MLR-ML04.

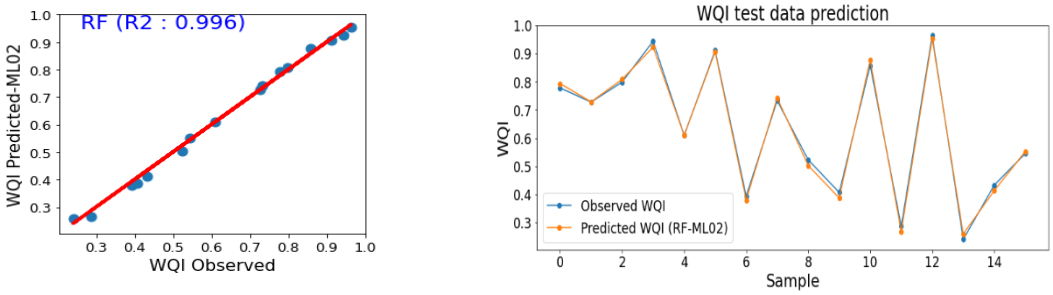


Figure 3 :IQE observé et prédit pour le modèle le plus performant utilisant l'algorithme RF pendant la période de test avec RF-ML02.

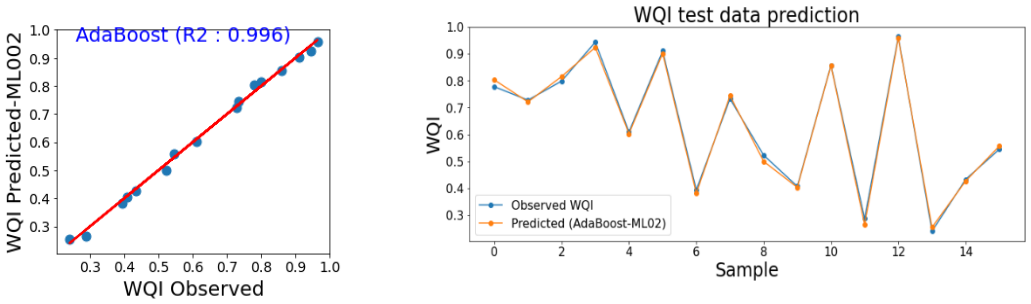


Figure 4 :IQE observé et prédit pour le modèle le plus performant utilisant l'algorithme RF pendant la période de test avec AdaBoost-ML02.

La figure 5 montre que le modèle MRL a surpassé les modèles RF et AdaBoost, la prédiction du modèle MRL étant très proche de l'IQE observé. Le modèle MRL a démontré une excellente précision dans l'évaluation de l'IQE, avec un R^2 égal à 1.

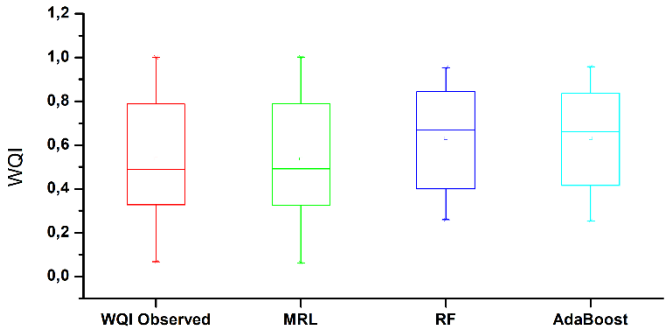


Figure 5. Comparaison des diagrammes en boîte de l'IQE observé et de l'IQE prédit par les meilleurs modèles pour MRL, RF et AdaBoost.

4. CONCLUSION

Dans le cadre de cette étude, nous avons évalué les performances des algorithmes d'apprentissage automatique MRL, RF et AdaBoost afin de prédire l'IQE des eaux de surface du barrage d'Oued Athmania, situé dans l'Est de l'Algerie.Les mesures de performance (R^2 et RMSE,) ont été effectuées sur des ensembles de données d'entrée définis sur la base du coefficient de détermination.Il a été conclu que le MRL a obtenu de bons résultats avec les données d'entrée du modèle ML04, tandis que le RF et la AdaBoost ont obtenu les meilleurs résultats avec les données d'entrée du modèle ML02 pour la phase de test.Dans l'ensemble, le modèle MRL a surpassé les modèles RF et AdaBoost, ce qui montre que le modèle MRL pourrait être utilisé comme alternative aux modèles RF et AdaBoost pour prédire l'IQE des eaux de surface du barrage de l'Oued El Athmania. Ces résultats montrent que les modèles d'apprentissage automatique, notamment RLM, sont des outils efficaces pour évaluer l'indice de qualité de l'eau (IQE) avec une grande précision (R^2 = 1 et RMSE = 0,0055), tout en réduisant le nombre de paramètres nécessaires à la prédiction de 10 à 04. Dans cette étude, la RLM s'est révélée être la plus efficace. Il convient également de noter que le modèle obtient déjà un niveau de précision appréciable en utilisant uniquement une variable d'entrée ML01 (NO_2^-), avec un R2 de 0,999 et un RMSE de 0, 00898.Cette approche offre des opportunités intéressantes pour améliorer la gestion de la qualité de l'eau.

RÉFÉRENCES

Abbasi, T., at Abbasi, S. A. (2012). Water quality indices. 1st ed., Elsevier, Amsterdam, The Netherlads, (384p).

Breiman, L. (2001). Random forests. Mach Learn 45(1):5–32

Brown, R.M., McClelland, N.J., Deininger, R.A., & O'Connor, M.F. (1972). A water quality index – Crashing the psychological barrier. International Conference on Water Pollution Research, Jerusalem, Israel, Vol, 6 p. 787–797.

Freund Y. (1995). Boosting a Weak Learning Algorithm by Majority

Gaya, M.S., Abba, S.I., Abdu, A.M., Tukur, A.I., Saleh, M.A., Esmaili, P., Wahab, N.A. (2020). Estimation of water quality index using artificial intelligence approaches and multi-linear regression. IAES International Journal of Artificial Intelligence (IJ-AI)Vol. 9, No. 1, March 2020, pp. 126~134,

Hussain, D., et Khan, A.A. (2020). Machine learning techniques for monthly river flow forecasting of Hunza River, Pakistan. Earth Science Informatics (2020) 13:939–949.

Khoi, D.N., Quan, N.T.; Linh, D.Q.; Nhi, P.T.T., Thuy, N.T.D. (2022). Using Machine Learning Models for Predicting the Water Quality Index in the La Buong River, Vietnam. Water 2022, 14, 1552.

Nearing, G.S., Kratzert, F., Sampson, A.K., Pelissier, C.S., Klotz, D., Frame, J.M., Prieto, C., Gupta, H.V. (2021). What Role does Hydrological Science Play in the Age of Machine Learning? Water Resour. Res. 2021, 57, e2020WR028091.

Sapkal R.S, Valunjkar. Dr. S. S. (2013). Development and sensitivity analysis of water quality index for evaluation of surface water for drinking purpose. International Journal of Civil Engineering and Technology (IJCIET). Volume 4, Issue 4, July-August (2013), pp. 119-134

Tiyasha, Tung, T.M., Yaseen, Z.M. (2020). A survey on river water quality modelling using artificial intelligence models: 2000–2020. J. Hydrol. 2020, 585, 124670.

Uddin, M.G, Nash, S., Rahman, A., Olbert, A.I. (2023). A sophisticated model for rating water quality. Science of the Total Environment868, 161614

Uddin, M.G., Moniruzzaman, M, Khan, M. (2017). Evaluation of groundwater quality using CCME water quality index in the rooppur nuclear power plant area, Ishwardi, Pabna, Bangladesh. Am. J. Environ. Prot.

Uddin, M.G., Moniruzzaman, M., Quader, M.A., Hasan, M.A. (2018). Spatial variability in the distribution of trace metals in groundwater around the Rooppur nuclear power plant in Ishwardi, Bangladesh. Groundw. Sustain. Dev., 7 https://doi.org/10.1016/j.gsd.2018. 06.002.

SPATIOTEMPORAL DYNAMICS OF VEGETATION COVER AND MOISTURE STRESS IN THE ISSER ALGIERS WATERSHED: A MULTI-DECADAL ANALYSIS USING MODIS NDVI AND NDMI

Farouk MEZALI[1,3], Meriem CHETIBI[1], Saadia BENMAMAR[1], Khaled HERSOUS[2], Merzouk BELKACEM[3], Mohamed HAMIDOU[3]

[1] Water Sciences Research Laboratory: LRS-Eau, National Polytechnic School, Algiers 16200, Algeria
[2]Faculty of Earth Sciences, Geography and Territorial Planning, University of Bab Ezouar, Algiers/ Institute of Urban Management and Techniques, University of M'sila, Algeria
[3]Laboratory of Water, Environment, and Renewable Energies, Hydraulic Department, Faculty of Technology, University of M'sila, M'sila 28000, Algeria
*Auteur correspondant : farouk.mezali@univ-msila.dz

Paper ID: 150

ABSTRACT

This study investigates the evolution of vegetation cover and moisture conditions in the Isser watershed, a Mediterranean basin in Algeria, from 2000 to 2025. Using the Google Earth Engine (GEE) platform, we analyzed MODIS satellite data to derive the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and Normalized Difference Moisture Index (NDMI). Our findings reveal a complex environmental shift: while a net increase in vegetated area was observed (2525.89 km² of positive NDVI change vs. 1633.30 km² of negative change), a severe and widespread decline in vegetation moisture occurred (3753.03 km² of negative NDMI change vs. 406.88 km² of positive change). Statistical analysis further supports these trends, with the mean NDMI at -0.05 and the average area of dry vegetation at 3397 km². A negative correlation was found between effective precipitation and the area of moderate (-0.47) and dense (-0.28) vegetation, suggesting that rainfall may not be effectively supporting denser growth. The results highlight the importance of using multiple indices to accurately assess ecosystem health and underscore the critical need for targeted water conservation strategies to address climate-induced water stress in the region.

KEYWORDS: Isser watershed, vegetation dynamics, moisture stress, NDVI, NDMI, Google Earth Engine, remote sensing.

1. INTRODUCTION

The monitoring of vegetation dynamics is a critical component of environmental management, particularly in Mediterranean basins that are highly susceptible to the effects of climate change, including water scarcity and land degradation. In these sensitive ecosystems, shifts in vegetation cover directly impact water resources, soil stability, and local livelihoods. The Isser watershed, located in Algeria, is a representative example of a Mediterranean basin under significant anthropogenic and climatic pressure (Bentchakal et al., 2021). Long-term, large-scale studies are essential to understand the patterns and drivers of environmental change in such a vulnerable area.

Remote sensing provides an unparalleled ability to conduct this type of analysis (Tian, 2024). The Google Earth Engine (GEE) platform, with its vast repository of satellite imagery and powerful computational capabilities, enables the rapid processing of multi-decadal time series data (Aksoy et al., 2019). In this study, we utilize data from the MODIS sensor, which offers a long and consistent record, to derive two key indices: the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and the

Normalized Difference Moisture Index (NDMI) (Rahman et al., 2024). NDVI serves as a proxy for vegetation health and density, while NDMI provides insight into the water content within vegetation and soil (Imtiaz et al., 2024).

This research aims to analyze the spatiotemporal evolution of vegetation cover and moisture in the Isser watershed from 2000 to 2025. Our specific objectives are:

- To conduct a long-term time-series analysis of mean monthly NDVI, NDMI, and effective precipitation.
- To classify and quantify the monthly area changes of different vegetation and moisture classes.
- To map and quantify the spatiotemporal changes in vegetation cover and moisture by comparing five-year composites from 2005-2009 to 2020-2025.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study Area

The Isser watershed is located in northern Algeria (≈4100 km). It belongs to the Mediterranean climatic zone, characterized by mild, rainy winters and hot, dry summers, with marked seasonal rainfall variability. Local variations within the basin range from sub-humid to semi-arid conditions, reflecting the transition between coastal and inland environments (Mayouf & Hanafi, 2024). However, the visible changes and concerns raised by ordinary people about the changing characteristics of this Mediterranean climate require in-depth scientific studies to find long-term and global patterns and to provide conclusions based on a scientific approach and real measurements.

2.2. Data Sources

The analysis relies on three primary GEE datasets:

- **MODIS/061/MOD09GA:** A daily surface reflectance product at **500 m** spatial resolution, used for calculating NDVI and NDMI (Vermote & Wolfe, 2021).
- **UCSB-CHG/CHIRPS/DAILY:** A daily precipitation dataset at **0.05° (~5 km)** spatial resolution (Funk et al., 2015).
- **NASA/GLDAS/V021/NOAH/G025/T3H:** A 3-hourly actual evapotranspiration (AET) product at **0.25° (~25 km)** spatial resolution (Rodell et al., 2004).

2.3. Methodology

All data processing was performed using the GEE Python API (Gorelick et al., 2017; Rodell et al., 2004).

- **Index Calculation**

For each image, NDVI was calculated using the normalized difference between the near-infrared (NIR) and red bands ($NDVI = (NIR - Red)/(NIR + Red)$), while NDMI was calculated using the normalized difference between the NIR and short-wave infrared (SWIR) bands ($NDMI = (NIR - SWIR) / (NIR + SWIR)$) (Rouse et al.).

- **Time-Series Analysis**

For each month, MODIS surface reflectance images were composited using the median, from which NDVI and NDMI were derived. Daily CHIRPS precipitation was summed to monthly totals, and 3-

hourly GLDAS Evap_tavg was converted to millimeters per interval and summed to monthly AET. Effective precipitation was then computed as *(monthly precipitation − monthly AET)*(S et al., 2019). Monthly mean NDVI, NDMI, and effective precipitation were calculated over the watershed at a 500 m analysis scale. NDVI values were classified into four categories: Water/Barren (−1 to 0.1), Sparse Vegetation (0.1–0.3), Moderate Vegetation (0.3–0.6), and Dense Vegetation (0.6–1.0). NDMI values were similarly grouped into four classes: Very Dry (−1.0 to −0.2), Dry (−0.2 to 0.0), Moist (0.0–0.3), and Wet (0.3–1.0). For each class, the area (km²) was derived by summing correspondent pixels grouped by class (Manjunatha et al., 2025).

- **Change Detection Analysis (Code 2)**

To assess long-term change, we created two five-year maximum value composites for the periods 2005-2009 and 2020-2025. The difference between the later and earlier composites was then calculated for both NDVI and NDMI to identify areas of positive and negative change. The total area for each change category was then quantified (Tian, 2024).

3. RESULTS

The figures (1) are both maps displaying changes in the two different vegetation indices (NDVI, NDMI) over a specific time period:

3.1. NDVI Change (2020-2025 vs 2005-2009)

NDVI stands for **Normalized Difference Vegetation Index**, which is used to assess the presence and condition of vegetation. Figures 1.a and 1.b show the spatial maximum NDVI for a time period 2020-2025 and 2005-2009 respectively.

Figure 1.e shows changes in vegetation over the two time periods (2020-2025 vs 2005-2009). Red areas represent a decrease in vegetation health or density, yellow indicates no significant change, and green shows an increase in vegetation growth or density.

3.2. NDMI Change (2020-2025 vs 2005-2009)

NDMI stands for **Normalized Difference Moisture Index**, which is used to detect moisture levels in vegetation and soil. Like NDVI, figures 1.c and 1.d show the spatial maximum NDMI for a two-time period 2020-2025 and 2005-2009 respectively.

The map figure 1.f shows the spatial distribution of NDMI change over time, comparing the years 2020-2025 with 2005-2009.

The color scale represents the degree of NDMI change (figure 1.f), with red indicating a decrease (negative values), yellow indicating no significant change, and green showing an increase (positive values). The areas that are red suggest regions where the moisture levels in vegetation have decreased over time, while green areas indicate regions where moisture levels have improved.

Such indices have been widely used in Algeria and other semi-arid Mediterranean climates for vegetation monitoring (Benoumeldjadj et al., 2024; Selka et al., 2024).

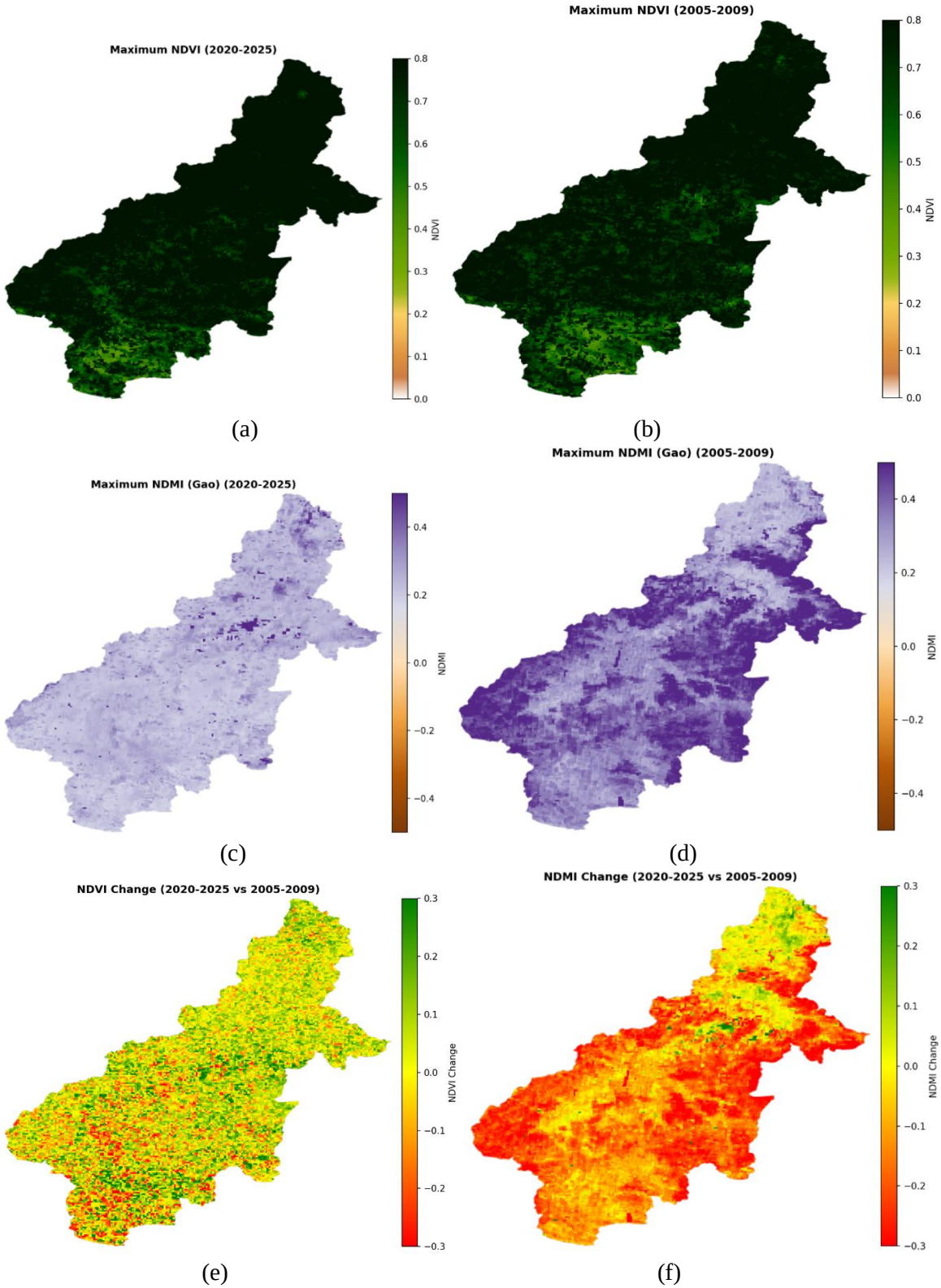


Figure 1: Area distribution of maximum of: (a) NDVI for period 2020-2025, (b) NDVI for period 2005-2009 (c) NDMI for period 2020-2025, (d) NDMI for period 2005-2009 (e) NDVI Change (2005-2009 vs. 2020-2025), (f) NDMI Change (2005-2009 vs. 2020-2025). The change is calculated as a difference between maximum of period 2020-2025 vs 2005-2009 for both NDVI and NDMI.

3.3. Spatial Distribution Analysis:

- **NDVI**: The NDVI maps (Figures 1.a,b,e) appears to have a more mixed distribution with a wide range of color transitions. Some areas show positive changes (green), suggesting an improvement in vegetation health, while other areas, particularly in the central and southern parts, show negative changes (red), indicating a reduction in vegetation density or health over time.
- **NDMI**: The NDMI maps (Figure 1.c,d,f) reveals that the moisture levels in vegetation and soil vary significantly across the region. Large areas in the middle and southern parts show a decrease in moisture (red), while the northern regions tend to show a local slight increase in moisture (green).

3.4. Long-Term Change Detection:

The analysis of vegetation change between the 2005-2009 and 2020-2025 periods reveals a complex environmental shift:

- **NDVI Change**: Table 1 shows that the watershed experienced a net positive change in vegetation cover 892.59 km2. The area of positive NDVI change (vegetation improvement) was 2525.89 km², significantly greater than the area of negative change (vegetation decline) at 1633.30 km² (Table 1). This suggests a general greening trend over the study period, likely a result of expansion of vegetation into previously barren or sparsely vegetated areas (Figure 2). This trend is aligned with other NDVI-based studies showing land recovery or expansion in similar North African basins (Benhizia et al., 2024; Gana et al., 2017).
- **NDMI Change**: In stark contrast, the vegetation moisture analysis indicates a severe and widespread decline. The area of negative NDMI change (drier vegetation) was 3753.03 km², which is nearly nine times the area of positive change (moister vegetation) at only 406.88 km² (Table 1, Figure 3). The pronounced drying trend suggests that despite the increase in overall greenness, the vegetation is experiencing significant water stress. Indeed, the total net change is negative -3346.16 km^2. This phenomenon—greening under water stress—is well-documented in MODIS-based drought studies (Imtiaz et al., 2024; Khan & Chen, 2025).

Table 1: Change Area Statistics (2020–2025 vs. 2005–2009)

NDVI Positive Change (Improvement)	2525.89 km2	Net change +892.59 km2
NDVI Negative Change (Decline)	1633.30 km2	
NDMI Positive Change (Moister veg)	406.88 km2	Net change -3346.15 km2
NDMI Negative Change (Drier veg)	3753.03 km2	

3.5. Temporal and Statistical Analysis:

Table 2 presents the monthly mean values over the 25-year period from 2000 to 2025, comprising 307 data points. Figures 2 and 3 show the dominance of dry sparse/moderate vegetation classes across the watershed.

Table 2: Monthly mean over

Statistic	**Value**
Mean Effective Precipitation (mm)	15.59 mm
Standard Deviation of Precipitation (mm)	43.08 mm
Average NDVI	0.29
Average NDMI	-0.05
Area of Sparse Vegetation (km²)	1902 km²
Area of Moderate Vegetation (km²)	1841 km²
Area of Dense Vegetation (km²)	77 km²
Area of Dry Vegetation (km²)	3397 km²
Area of Moist Vegetation (km²)	681 km²
Area of Wet Vegetation (km²)	0.17 km²

Table 3: Comparative Correlations of NDVI, NDMI, Precipitation, and Vegetation Categories

Variables Compared	Correlation	Interpretation
Eff. Precipitation vs. Moderate Vegetation	**−0.47**	More precipitation does **not** translate into more moderate vegetation; possibly linked to runoff & seasonality.
Eff. Precipitation vs. Dense Vegetation	**−0.28**	Denser vegetation slightly decreases with more rainfall, highlighting hydrological inefficiencies.
NDVI vs. Moderate Vegetation Area	**+0.96**	Strong positive link: NDVI growth mainly reflects moderate vegetation expansion.
NDVI vs. Dense Vegetation Area	**+0.67**	Denser vegetation also boosts NDVI greenness.
NDMI vs. Moist Area	**+0.89**	Moisture index strongly tracks actual moist vegetation cover.
NDMI vs. Dry Area	**−0.90**	Strong negative link: dry area expands as NDMI drops.
NDVI vs. Sparse Vegetation Area	**−0.46**	Greenness reduces when sparse vegetation dominates.
NDMI vs. Sparse Vegetation Area	**−0.62**	Higher dryness is linked with sparse vegetation prevalence.

The correlation analysis - Table 3 - reveals a notable negative relationship between effective precipitation and both Moderate (−0.47) and Dense (−0.28) vegetation areas. This counterintuitive finding suggests that higher rainfall does not necessarily translate into denser vegetation, likely due to factors such as high-intensity storms producing runoff rather than infiltration, or seasonal precipitation patterns that are misaligned with vegetation growth cycles. Similar results have been reported in studies showing that rainfall timing and hydrological inefficiencies can limit vegetation development despite higher totals (Selka et al., 2024).

At the same time, strong correlations highlight the close link between moisture status and vegetation health. NDMI is strongly and positively associated with Moist areas (+0.89) while being strongly negatively associated with Dry areas (−0.90), reflecting its robustness as an indicator of plant water availability. NDVI, meanwhile, is tightly coupled with Moderate (+0.96) and Dense (+0.67) vegetation areas, confirming that greenness increases with vegetation cover quality and density. Conversely, NDVI shows a negative correlation with Sparse vegetation (−0.46), while NDMI is negatively correlated with Sparse vegetation (−0.62), both pointing to the vulnerability of these landscapes to water stress.

Taken together, these correlations underline the complex environmental dynamics of the watershed. Vegetation greenness (NDVI) captures the structural distribution of cover, whereas moisture indices (NDMI) provide crucial insight into physiological stress, highlighting the need to consider both in long-term ecosystem monitoring.

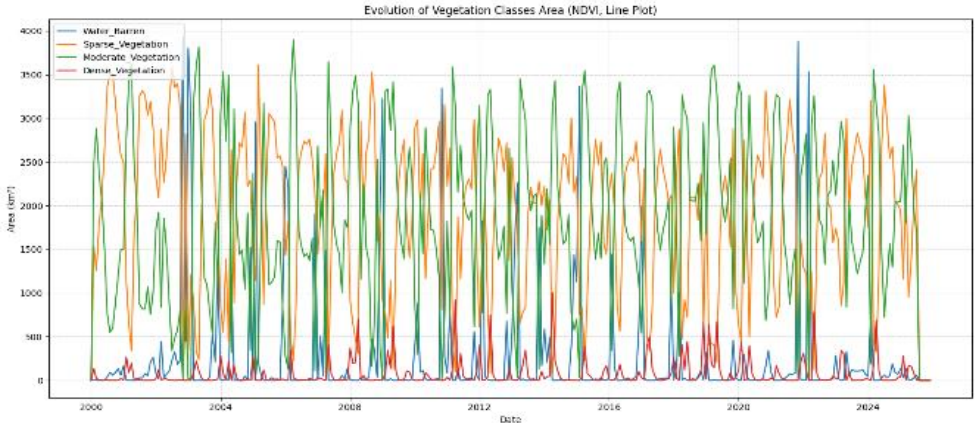


Figure 2: Evolution of vegetation classes area by NDVI.

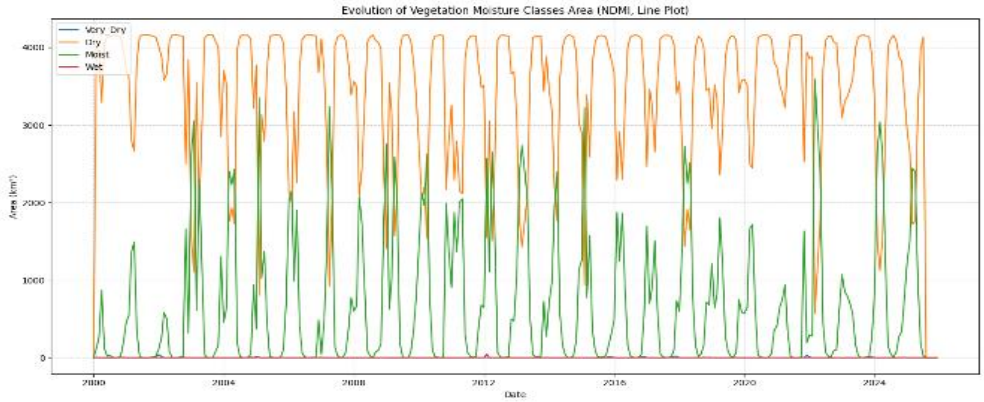


Figure 3: Temporal evolution of vegetation moisture classes area by NDMI.

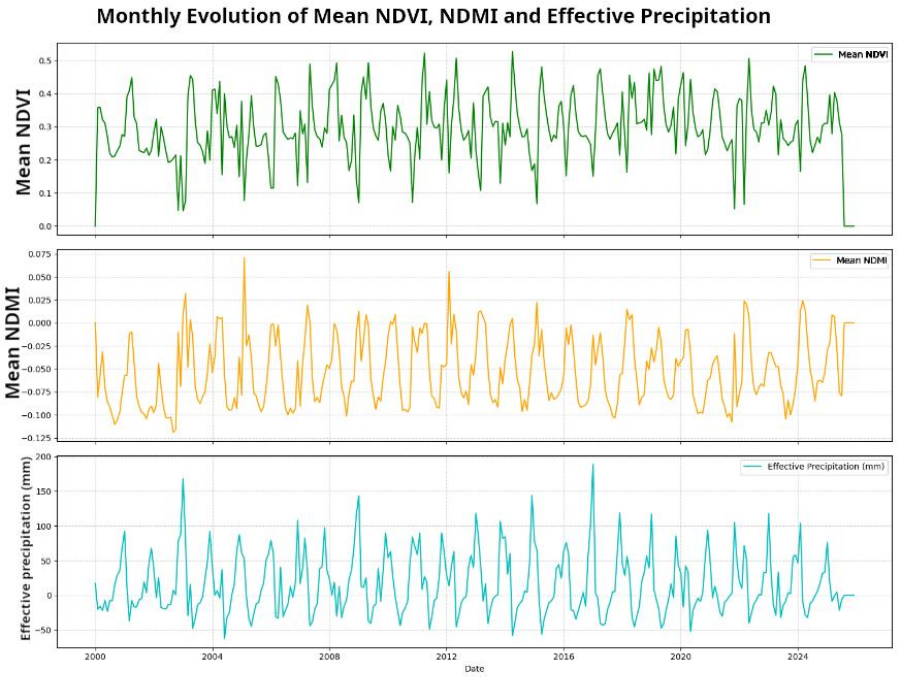


Figure 4: Temporal mean NDVI vs. NDMI Trends – Below in magenta color: monthly efficacy precipitation.

4. DISCUSSION

Between 2005–2009 and 2020–2025, the Isser watershed exhibited a net improvement in vegetation cover, with NDVI gains (+2525.89 km²) exceeding losses (−1633.30 km²). In sharp contrast, vegetation moisture declined severely, with NDMI losses (−3753.03 km²) far outweighing gains (+406.88 km²). This creates a paradox of greening under drying conditions, where vegetation cover has expanded but under increasing water stress.

The results therefore present a paradoxical scenario: a documented increase in vegetation cover (NDVI) alongside a widespread and severe decline in vegetation moisture (NDMI). Several factors may explain this divergence. The positive NDVI change could be driven by the expansion of resilient, drought-tolerant species into new areas, or by local conservation and reforestation efforts [19, 20]. However, these plants, along with existing flora, are facing intensified water stress, as evidenced by the sharp drop in NDMI. This is consistent with regional climate projections for the Maghreb, which forecast reduced rainfall and higher temperatures, leading to increased evapotranspiration (Mayouf & Hanafi, 2024).

The divergence between NDVI and NDMI trends underscores the limitations of relying on a single vegetation index to assess ecosystem health in semi-arid regions. While NDVI measures greenness, it does not fully capture the physiological stress of vegetation. NDMI, as a more direct indicator of plant water content, provides a crucial early warning signal of environmental degradation and vulnerability (Olmos-Trujillo et al., 2020). The persistently low and often negative effective precipitation values from the time series data further confirm that chronic water deficits are the primary driver of the observed moisture decline.

The correlation analysis reinforces these findings. Effective precipitation shows a negative relationship with both Moderate (−0.47) and Dense vegetation (−0.28), suggesting that higher rainfall does not necessarily translate into denser vegetation cover. This may be explained by the dominance of high-intensity, short-duration rainfall events in the region, which cause runoff rather than infiltration, offering little benefit to deep-rooted vegetation (Fayech & Tarhouni, 2020). NDVI is strongly and positively correlated with Moderate (+0.96) and Dense (+0.67) vegetation, while showing a negative association with Sparse vegetation (−0.46), confirming its effectiveness in measuring vegetation density and health (Hagos, 2025). In parallel, NDMI is positively associated with Moist areas (+0.89) and negatively with Dry areas (−0.90) and Sparse vegetation (−0.62), making it a reliable indicator of surface and vegetation moisture content (Bin et al., 2017; Strashok et al., 2022). Together, these correlations emphasize the dual role of greenness and moisture indices: NDVI reflects structural vegetation cover, whereas NDMI reveals the underlying physiological stress affecting plant survival.

These findings have major implications for land and water management in the Isser watershed. The decline in vegetation moisture threatens agricultural productivity and heightens risks of soil degradation and desertification. Future strategies should therefore move beyond simply increasing vegetation cover, prioritizing water conservation practices and the promotion of native, drought-resistant species to enhance ecosystem resilience (Ahmed et al., 2024; Choudhary et al., 2025).

5. CONCLUSION

This study provides a comprehensive analysis of vegetation dynamics in the Isser watershed over a 25-year period. We found a net increase in the area of vegetation cover, but this positive trend is contradicted by a widespread and significant decline in vegetation moisture. The contrasting results from NDVI and NDMI, supported by correlation analysis, underscore the severe water stress faced by the region's flora. NDVI increases are mainly driven by the expansion of moderate vegetation cover, while NDMI highlights the dominance of dry conditions and the decline of moist areas.

Our findings demonstrate the importance of using multiple indices to accurately assess environmental health in semi-arid and mediterranean regions. They also stress that future climate adaptation and land management strategies should not focus solely on increasing vegetation cover, but must address water conservation and promote drought-resilient species to ensure the long-term sustainability of the Isser watershed.

REFERENCES

Ahmed, Z., Gui, D., Abd-Elmabod, S. K., Murtaza, G., & Ali, S. (2024). An overview of global desertification control efforts: Key challenges and overarching solutions. *Soil Use and Management*, *40*(4), e13154. https://doi.org/https://doi.org/10.1111/sum.13154

Aksoy, S., Gorucu, O., & Sertel, E. (2019). Drought Monitoring using MODIS derived indices and Google Earth Engine Platform. *2019 8th International Conference on Agro-Geoinformatics (Agro-Geoinformatics)*, 1-6. https://doi.org/10.1109/Agro-Geoinformatics.2019.8820209

Benhizia, R., Phinzi, K., Hateffard, F., Aib, H., & Szabó, G. (2024). Drought Monitoring Using Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer-Derived NDVI Anomalies in Northern Algeria from 2011 to 2022. *Environments*, *11*(5).

Benoumeldjadj, M., Rached-Kanouni, M., & Bouchareb, A. (2024). Utilizing the vegetation health index to assess agricultural drought in the Constantine Region of Algeria. *Journal of Design for Resilience in Architecture and Planning*. https://doi.org/10.47818/drarch.2024.v5i2132

Bentchakal, M., Medjerab, A., Chibane, B., & Rahmani, S. (2021). Meteorological drought and remote sensing data: an approach to assess fire risks in the Algerian forest. *Modeling Earth Systems and Environment*, *8*, 3847-3858. https://doi.org/10.1007/s40808-021-01323-0

Bin, L., Huimin, W., Ming-Zhou, Q., & Pengyan, Z. (2017). NDVI、NDMI与地表温度关系的对比研究@@@Comparative study on the correlations between NDVI, NDMI and LST. *Progress in geography*, *36*, 585-596. https://doi.org/10.18306/dlkxjz.2017.05.006

Choudhary, S., Rajpoot, S. K., Tripathi, A., Choudhary, M., Radha, L., & Sen, M. (2025). Diversified Cropping Systems for Improving the Crop Productivity and Soil Health of Dryland Ecosystem. *Land Degradation & Development*, *n/a*(n/a). https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ldr.70140

Fayech, D., & Tarhouni, J. (2020). Climate variability and its effect on normalized difference vegetation index (NDVI) using remote sensing in semi-arid area. *Modeling Earth Systems and Environment*, *7*, 1667-1682. https://doi.org/10.1007/s40808-020-00896-6

Funk, C., Peterson, P., Landsfeld, M., Pedreros, D., Verdin, J., Shukla, S., Husak, G., Rowland, J., Harrison, L., Hoell, A., & Michaelsen, J. (2015). The climate hazards infrared precipitation with stations-a new environmental record for monitoring extremes. *Scientific Data*, *2*, 150066. https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66

Gana, M., Arfa, A., Benderradji, M. E. H., & Alatou, D. (2017). Analysis of Vegetation Change and Mapping Tree Species in Mountainous Area Using Multi-Source Satellite Data: A Case Study of

Djebel El Ouahch, Algeria. *American Journal of Environmental Protection*, *5*, 44-51. https://doi.org/10.12691/ENV-5-2-3

Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, *202*, 18-27. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031

Hagos, F. (2025). Mapping Analysis on Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) Coverage and its Correlation with Land Surface Temperature Changes Utilizing Remotely Sensing Data and GIS in Southern Tigray Region, Northern Ethiopia. *Journal of Earth and Environmental Sciences Research*. https://doi.org/10.47363/jeesr/2025(7)249

Imtiaz, F., Farooque, A. A., Randhawa, G. S., Wang, X., Esau, T. J., Acharya, B., & Hashemi Garmdareh, S. E. (2024). An inclusive approach to crop soil moisture estimation: Leveraging satellite thermal infrared bands and vegetation indices on Google Earth engine. *Agricultural Water Management*, *306*, 109172. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agwat.2024.109172

Khan, M., & Chen, R. (2025). Assessing the Impact of Land Use and Land Cover Change on Environmental Parameters in Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan: A Comprehensive Study and Future Projections. *Remote Sensing*, *17*(1).

Manjunatha, M. K., Babu, B. M., Reddy, G. V. S., Satishkumar, U., Ajayakumar, M. Y., & Kumar, G. M. (2025). Drought Assessment in Kalaburgi District, North-eastern Dry Zone of Karnataka, India by Using Remote Sensing and Google Earth Engine. *Journal of Scientific Research and Reports*, *31*(1), 517–527. https://doi.org/10.9734/jsrr/2025/v31i12795

Mayouf, R., & Hanafi, M. T. (2024). ASSESSING DROUGHT DYNAMICS IN NORTHEASTERN ALGERIA USING THE VEGETATION HEALTH INDEX DERIVED FROM MODIS DATA. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*. https://doi.org/10.26471/cjees/2025/020/310

Olmos-Trujillo, E., González-Trinidad, J., Júnez-Ferreira, H., Pacheco-Guerrero, A., Bautista-Capetillo, C., Avila-Sandoval, C., & Galván-Tejada, E. (2020). Spatio-Temporal Response of Vegetation Indices to Rainfall and Temperature in A Semiarid Region. *Sustainability*. https://doi.org/10.3390/su12051939

Rahman, F. A., Suryawati, S., Supriyadi, S., & Basuki. (2024). Google earth engine for spatio-temporal drought monitoring in Bangkalan, Indonesia. *BIO Web of Conferences*. https://doi.org/10.1051/bioconf/20249905006

Rodell, M., Houser, P. R., Jambor, U., Gottschalck, J., Mitchell, K., Meng, C. J., Arsenault, K., Cosgrove, B., Radakovich, J., Bosilovich, M., Entin, J. K., Walker, J. P., Lohmann, D., & Toll, D. (2004). The Global Land Data Assimilation System. *Bulletin of the American Meteorological Society*, *85*(3), 381-394. https://doi.org/https://doi.org/10.1175/BAMS-85-3-381

Rouse, J. W., Jr., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1974). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. NASA. Goddard Space Flight Center 3d ERTS-1 Symp., Vol. 1, Sect. A,

S, A., O, G., & E, S. (2019, 16-19 July 2019). Drought Monitoring using MODIS derived indices and Google Earth Engine Platform. 2019 8th International Conference on Agro-Geoinformatics (Agro-Geoinformatics),

Selka, I., Mokhtari, A., Aoul, K., Bengusmia, D., Malika, K., & Djebbar, K. (2024). Assessing the Impact of Land Use and Land Cover Changes on Surface Temperature Dynamics Using Google Earth Engine: A Case Study of Tlemcen Municipality, Northwestern Algeria (1989-2019). *ISPRS Int. J. Geo Inf.*, *13*, 237. https://doi.org/10.3390/ijgi13070237

Strashok, O., Ziemiańska, M., & Strashok, V. (2022). Evaluation and Correlation of Normalized Vegetation Index and Moisture Index in Kyiv (2017–2021). *Journal of Ecological Engineering*, *23*(9), 212-218. https://doi.org/10.12911/22998993/151884

Tian, R. (2024). Spatiotemporal Analysis of Drought Characteristics Based on MODIS and GEE. *Academic Journal of Science and Technology*. https://doi.org/10.54097/s1533h63

Vermote, E., & Wolfe, R. (2021). *MODIS/Terra Surface Reflectance Daily L2G Global 1km and 500m SIN Grid V061*. https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD09GA.061

ANALYSE MULTIVARIEE DES METAUX LOURDS ET DE LEURS DISTRIBUTIONS DANS LE BASSIN DE RESIDUS DE LA MINE EL ABED (TLEMCEN, ALGERIE) : UNE APPROCHE PAR ACP

Fatima HAMRANI[1]*, Abdelhak BOUTALEB[2] et Malek OULD HAMOU[1]

[1] Département Génie Minier, Laboratoire de Génie minier / Ecole Nationale Polytechnique, Alger, Algérie

[2] Département de géologie, Laboratoire de Métallogénie et Magmatisme de l'Algérie / université des Sciences et de la technologie Houari Boumediene, Alger, Algérie

Paper ID: 149

RÉSUMÉ

L'ancienne mine de plomb et de zinc d'El Abed (Tlemcen, Algérie) a été exploitée de 1952 à 2002. Afin d'évaluer l'impact potentiel des activités minières passées sur la qualité des sols, une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée sur un ensemble de données comprenant les concentrations totales de métaux lourds (Pb, Zn, Cd, Cu, Mn, Fe), les facteurs d'enrichissement (FE), les indices géochimiques (IG) et les valeurs de pH.

L'ACP a extrait deux composantes principales expliquant une part significative de la variance totale. La première composante, fortement corrélée avec Pb, Zn, Cd, Mn et leurs valeurs de FE et d'IG correspondantes, semble refléter une origine commune liée à l'exploitation minière. La seconde composante met en évidence des contrastes entre les facteurs d'enrichissement en Cd et Zn et des variables telles que Cu, FE et le pH, suggérant des comportements de mobilité différents ou des sources distinctes.

La position isolée du cuivre, faiblement corrélée aux autres métaux, suggère une source d'enrichissement différente, possiblement naturelle. La variable pH, négativement chargée sur les deux axes, indique que les conditions acides sont inversement proportionnelles aux concentrations en métaux et aux indicateurs d'enrichissement. Ces résultats démontrent la pertinence de l'ACP pour l'interprétation des processus de contamination géochimique et confirment l'influence significative de l'activité minière sur la distribution des métaux lourds dans les sols.

MOTS-CLÉS : Métaux lourds, ACP, Mine d'El Abed, Facteurs d'enrichissement, Indices géochimiques, Tlemcen.

1. INTRODUCTION

Les activités minières sont connues pour leurs impacts environnementaux importants, notamment sur la qualité des sols et de l'eau. L'extraction et le traitement des minerais métalliques entraînent souvent l'accumulation d'éléments potentiellement toxiques (ETP) tels que le plomb (Pb), le zinc (Zn), le cadmium (Cd) et le cuivre (Cu) dans le milieu environnant. Au fil du temps, ces éléments peuvent persister dans les sols, affecter les communautés microbiennes et végétales et présenter des risques pour la santé humaine par exposition directe ou par la chaîne alimentaire.

La mine d'El Abed, située à Tlemcen (nord-ouest de l'Algérie), a été exploitée pour le plomb et le zinc de 1952 jusqu'à sa fermeture en 2002. Malgré l'arrêt de l'activité minière, les rejets miniers déposés au fil des décennies continuent d'interagir avec l'environnement local. Comprendre la distribution et la mobilité potentielle des métaux lourds dans les sols environnants est essentiel pour évaluer l'héritage minier et orienter les efforts de remédiation.

Les techniques statistiques multivariées, notamment l'analyse en composantes principales (ACP), offrent des outils puissants pour identifier des tendances et des corrélations au sein

d'ensembles de données géochimiques complexes. En réduisant la dimensionnalité, l'ACP permet de distinguer les sources de contamination naturelles des sources anthropiques et facilite l'interprétation des relations entre les concentrations en métaux, les propriétés du sol et les indicateurs géochimiques.

Cette étude applique l'ACP à un ensemble de données géochimiques du bassin de résidus de la mine d'El Abed afin de :

* Identifier les principaux facteurs contrôlant la distribution spatiale des métaux lourds dans le sol.
* Distinguer les concentrations naturelles de fond de l'enrichissement dû à l'exploitation minière.
* Évaluer l'influence du pH du sol et des indices d'enrichissement sur la mobilité et l'accumulation des métaux.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1. Zone d'étude

La mine de plomb et de zinc d'El Abed est située dans la région de Tlemcen, au nord-ouest de l'Algérie. Le site comprend des infrastructures minières abandonnées et un important dépôt de résidus de traitement. La zone se caractérise par un climat semi-aride et une végétation clairsemée. Depuis la fermeture de la mine en 2002, aucune réhabilitation significative n'a été réalisée, ce qui suscite des inquiétudes quant à la dispersion potentielle de métaux lourds dans le milieu environnant.

2.2. Échantillonnage et analyse des sols

Des échantillons de sols et de résidus ont été prélevés à différents endroits du site minier, notamment à proximité des zones de dépôts et à des points de référence plus éloignés. À chaque point, le sol de surface (0 à 20 cm) a été prélevé, séché, tamisé et analysé pour déterminer les concentrations totales de métaux lourds (Pb, Zn, Cd, Cu, Mn, Fe) par spectrométrie d'absorption atomique (SAA) après digestion acide. Le pH a été mesuré dans une suspension sol-eau (1:2).

2.3. Facteurs d'enrichissement et indices géochimiques

Les facteurs d'enrichissement (FE) ont été calculés pour chaque métal en utilisant le fer (Fe) comme élément de référence, selon la relation suivante :

$$FE = \frac{(C_m/C_{Fe})_{échantillon}}{(C_m/C_{Fe})_{contexte\ géochimique}}$$

où (C_m) est la concentration du métal étudié et (C_{Fe}) la concentration du fer. Cette approche permet d'évaluer l'ampleur de l'enrichissement anthropique par rapport aux niveaux naturels de fond.

Les indices géochimiques (IG) ont été calculés à partir de la formule suivante :

$$IG = \log_2\left(\frac{C_n}{1.5 \times B_n}\right)$$

où (C_n) représente la concentration mesurée du métal dans l'échantillon et (B_n) la concentration de référence géochimique. Le facteur 1,5 est introduit pour prendre en compte les variations naturelles des teneurs en métaux dans le sol. Cet indice permet de quantifier le degré d'accumulation et l'importance relative de la contamination anthropique.

2.4. Analyse en composantes principales (ACP)

L'ACP a été appliquée à l'ensemble des variables (métaux, FE, IG, pH) après standardisation. Une rotation Varimax a été utilisée pour faciliter l'interprétation. Deux composantes principales expliquant plus de 70 % de la variance totale ont été retenues.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Résultats de l'analyse en composantes principales

L'ACP a permis d'extraire deux composantes principales : PC1 (53,3 % de la variance) et PC2 (19,4 %). PC1 est fortement associée à Pb, Zn, Cd, Mn et leurs FE et IG correspondants, ce qui reflète une source commune liée aux activités minières. PC2 contraste CdEF et ZnEF avec CuEF, CuIG et le pH, indiquant des comportements distincts.

Tableau 1 : Matrice des composantes.

	Component		
	1	2	3
Fe IG	0,970	0,077	-0,153
Fe	0,940	-0,196	-0,012
Pb	0,936	0,017	-0,017
Pb IG	0,928	0,302	-0,174
Mn IG	0,882	0,245	-0,182
Mn EF	-0,880	-0,113	0,235
Mn	0,878	0,153	-0,215
Zn	0,795	0,495	-0,090
Zn IG	0,794	0,562	-0,128
Cd IG	0,793	0,556	-0,155
Cd	0,791	0,531	-0,147
Pb EF	0,778	0,409	-0,166
pH	-0,615	-0,189	0,424
Zn EF	0,147	0,970	-0,092
Cd FE	0,100	0,968	-0,127
Cu	-0,124	-0,102	0,975
Cu IG	-0,005	-0,089	0,970
Cu EF	-0,396	-0,098	0,878

Tableau 2: la variance totale.

Component	Total	% of Variance	Cumulative %
1	9.590	53.277	53.277
2	3.491	19.397	72.674
3	3.152	17.513	90.187

3.2. Regroupement et interprétation des variables

Le graphique des composantes pivotées met en évidence deux groupes : (A) Pb, Zn, Cd, Mn et leurs indices d'enrichissement, fortement corrélés et d'origine anthropique ; (B) Cu et pH, faiblement associés, reflétant probablement des contributions naturelles ou géogéniques.

3.3. Importance environnementale

Les résultats confirment que Pb, Zn et Cd sont les principaux contaminants de la zone d'étude. Le pH joue un rôle clé dans la mobilité des métaux : des conditions acides augmentent leur solubilité. Le Cu montre un comportement distinct, lié à des apports naturels ou à la variabilité lithologique locale.

4. CONCLUSION

L'analyse en composantes principales s'est révélée efficace pour identifier les processus de contamination dans les sols de la mine d'El Abed. Deux sources principales ont été distinguées : l'activité minière historique, responsable de l'enrichissement en Pb, Zn et Cd, et des influences naturelles associées au Cu et au pH. Ces résultats confirment la nécessité d'un suivi environnemental régulier et d'études complémentaires sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux.

RÉFÉRENCES

Alloway, B. J. (2013). *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability* (3rd ed.). Springer.

Gutiérrez, M., Bi, C., & Woldai, T. (2008). Environmental impact of former Pb-Zn mining activities in Algeria: The case of the Tizi-Ouzou district. *Journal of African Earth Sciences*, 51(1), 38–51.

Li, X., Lee, S. L., Wong, S. C., Shi, W., & Thornton, I. (2004). The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. *Environmental Pollution*, 129(1), 113–124.

Reimann, C., Filzmoser, P., Garrett, R.G., & Dutter, R. (2008). *Statistical Data Analysis Explained: Applied Environmental Statistics with R*. Wiley-VCH.

Zhou, Q., Zhang, J., Fu, J., Shi, J., & Jiang, G. (2008). Use of multivariate statistical methods to assess heavy metal contamination in urban topsoil in Shenyang, China. *Environmental Geochemistry and Health*, 30(5), 331–343.

GOUVERNANCE DES BASSINS TRANSFRONTALIERS : REFLEXIONS A PARTIR DU CAS DU BASSIN DU NIL

ACHOUR Hekma

UICN Med
hekma.achour@gmail.com

Paper ID: 87

ABSTRACT

The management of transboundary river basins is a central challenge for regional cooperation, peace, and sustainable development. In a context marked by increasing water scarcity and mounting climatic, social, and economic pressures, shared water governance has become a strategic imperative for riparian states.

This study focuses on the Nile Basin, one of the world's most emblematic and complex river systems, shared by eleven countries with highly diverse political, economic, and institutional contexts. Through an analytical and comparative approach, it examines the governance dynamics at play.

While the Nile Basin's complexity is often perceived as an obstacle to cooperation, it can instead serve as a strategic lever. The diversity of interests and priorities can be a source of complementarity, provided that governance frameworks are sufficiently flexible, inclusive, and adaptive. The analysis also highlights the decisive role of political factors: water management decisions are not solely driven by technical or environmental considerations but are strongly shaped by issues of sovereignty, national security, and economic development.

The Nile case therefore calls for rethinking transboundary water governance around three key pillars: acknowledging the specificities of each basin, fostering sustained and genuine political commitment from stakeholders, and strengthening regional institutional capacities for integrated water resources management. It also underscores the need to embed negotiation processes in a long-term perspective that addresses structural imbalances between states while promoting transparency, equitable benefit-sharing, and the inclusive participation of all stakeholders.

RESUME

La gestion des bassins fluviaux transfrontaliers représente un enjeu central pour la coopération régionale, la paix et le développement durable. Dans un contexte marqué par la raréfaction des ressources hydriques et l'accroissement des pressions climatiques, sociales et économiques, la gouvernance partagée de l'eau devient un impératif stratégique pour les États riverains.

Le présent travail s'intéresse au bassin du Nil, l'un des systèmes fluviaux les plus emblématiques et complexes au monde, partagé entre onze pays aux réalités politiques, économiques et institutionnelles très diverses. À travers une approche analytique et comparative, il s'agit d'examiner les dynamiques de gouvernance.

Si la complexité du bassin du Nil est perçue comme un frein à la coopération, elle peut, au contraire, constituer un levier stratégique. En effet, la diversité des intérêts et des priorités peut être une source de complémentarité, à condition que les cadres de gouvernance soient suffisamment flexibles, inclusifs et progressifs. L'analyse met également en lumière le rôle déterminant des facteurs politiques : les décisions relatives à la gestion de l'eau ne relèvent pas uniquement de considérations techniques ou environnementales, mais sont fortement influencées par des enjeux de souveraineté, de sécurité nationale et de développement économique.

Le cas du Nil invite ainsi à repenser les principes de gouvernance transfrontalière autour de trois axes fondamentaux : la reconnaissance de la spécificité de chaque bassin, la nécessité d'un engagement politique soutenu et sincère des parties prenantes, et l'importance de renforcer les capacités institutionnelles régionales en matière de gestion intégrée des ressources en eau. Il souligne également la nécessité d'inscrire les processus de négociation dans une logique de long terme, tenant compte des déséquilibres structurels entre États, tout en favorisant la transparence, le partage équitable des bénéfices, et la participation inclusive de l'ensemble des acteurs concernés.

1. INTRODUCTION

La gestion des bassins fluviaux transfrontaliers constitue un enjeu majeur de gouvernance à l'échelle régionale. Dans un contexte de changements climatiques, de pression démographique et de rareté accrue des ressources hydriques, les États riverains sont confrontés à la nécessité de coopérer pour garantir une gestion équitable, durable et pacifique des ressources partagées.

Le bassin du Nil, partagé par onze pays, comme le montre la figure ci-dessus, illustre à la fois les défis et les opportunités liés à cette gouvernance complexe dont les origines remontent aux accords de 1929 et de 1959, conclus sans la participation des États amont, constituant les bases d'un régime de répartition des eaux largement contesté aujourd'hui.
L'accord de 1929 fut signé entre le Royaume-Uni, agissant au nom de ses colonies d'Afrique de l'Est (Kenya, Ouganda, Tanganyika, etc.), et l'Égypte. Il reconnaissait à cette dernière des droits historiques sur les eaux du Nil et lui accordait un droit de veto sur tout projet hydraulique envisagé en amont susceptible de réduire le débit du fleuve. Cet accord consolidait ainsi une position privilégiée de l'Égypte dans l'accès et l'utilisation des eaux, sans consultation des autres États riverains.
L'accord de 1959, conclu entre l'Égypte et le Soudan après l'indépendance de ce dernier, est venu approfondir cette logique bilatérale. Il prévoit une répartition exclusive du débit annuel du Nil, estimé à 84 milliards de m³, entre les deux États : 55,5 milliards de m³ pour l'Égypte et 18,5 milliards de m³ pour le Soudan, le reste étant supposé perdu par évaporation. Aucun quota n'a été attribué aux autres pays du bassin, notamment l'Éthiopie, pourtant à l'origine de plus de 80 % du débit du Nil bleu.
Ces accords, souvent qualifiés de "coloniaux", sont perçus par de nombreux pays d'amont comme injustes, déséquilibrés et obsolètes. Leur validité juridique au regard du droit international contemporain est régulièrement remise en question, notamment au regard des principes de souveraineté des États, de l'équité dans l'utilisation des ressources partagées et de coopération entre riverains.

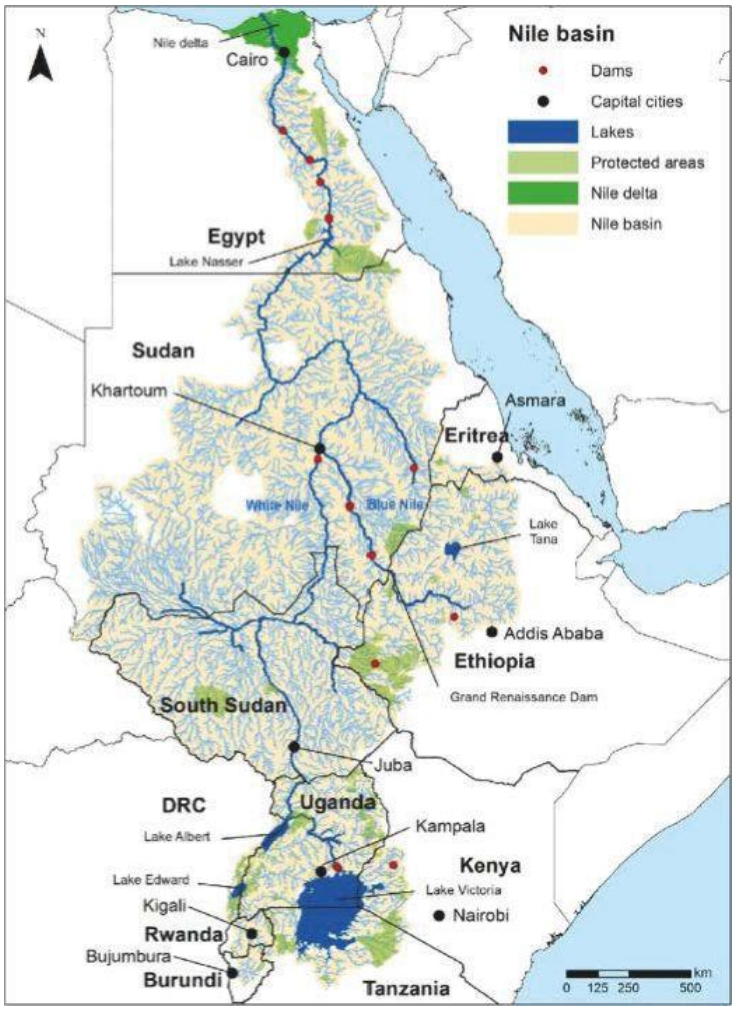


Figure 8: Carte du Bassin du Nil

La convergence des textes montre que la référence commune est désormais l'équité, non la domination historique. Après une longue période de négociation (Smith, in Scott O. McKenzie) l'Accord-cadre du Bassin du Nil (CFA 2010) a vu le jour, traduisant cette évolution mais, faute de ratification par l'Égypte et le Soudan, la mise en œuvre reste inachevée.

Il est préconisé d'harmoniser les législations nationales et de recourir systématiquement aux mécanismes de notification, d'échange d'informations et, en cas de blocage, de règlement pacifique des différends.

Par ailleurs, la Gestion Intégrée des Ressources en Eau (GIRE) constitue un cadre pertinent pour aborder la question des bassins transfrontaliers. Elle insiste sur la coordination entre les usages, la protection des écosystèmes et l'équité entre les usagers et entre les pays. La gouvernance implique également une pluralité d'acteurs allant des États aux collectivités locales, en passant par les ONG et les bailleurs.

Cette présentation explore les fondements théoriques de la gouvernance des eaux partagées, en mettant l'accent sur les dynamiques institutionnelles, les instruments juridiques, les enjeux de coopération et de conflits, tout en proposant une analyse appliquée au cas du Nil. Cette analyse s'inscrit dans une perspective comparative et interdisciplinaire mobilisant les apports du droit, des sciences politiques et de la géopolitique.

1.1. Le bassin du Nil : un cas emblématique de gouvernance différenciée

Le Nil, long de plus de 6 800 km, traverse des zones géographiques, politiques et socioéconomiques très diverses. Historiquement dominé par les intérêts de l'Égypte et du Soudan à travers les accords de 1929 et 1959, le régime de gouvernance du Nil a été remis en question avec la mouvance politique de la région, avec une instabilité marquée par les conflits, l'émergence de puissances régionales, le lancement de grands projets d'infrastructure hydraulique tel que le Grand Barrage de la Renaissance (GERD), (Zeitoun, M., et al. (2020)). Ce barrage est perçu par l'Éthiopie comme un levier de développement national, tandis que l'Égypte y voit une menace. Les négociations (Salman M. A. S., 2013) ont mobilisé des médiateurs internationaux, notamment l'Union africaine, les États-Unis et la Banque mondiale. Mais au-delà des tensions, cette situation révèle la nécessité d'une gouvernance adaptative prenant en compte les intérêts des parties prenantes dans une logique gagnant-gagnant.
A ces pressions géopolitiques viennent s'ajouter celles des effets du changements climatiques (Swain, A. (2021).) et à la perte de la biodiversité qui accentuent les crises sociales dans certaines régions du Bassin.

1.2. Cadre conceptuel de la gouvernance transfrontalière de l'eau

La gouvernance de l'eau dans les bassins transfrontaliers repose sur des principes tels que l'équité, la durabilité, la participation et la souveraineté. Les instruments juridiques internationaux, comme la Convention de 1997 sur les cours d'eau internationaux, fixent un cadre général, mais leur mise en œuvre varie fortement d'un bassin à l'autre et ce en raison de l'essence même de ces principes et leur évolution.
L'examen du cadre légal international applicable aux eaux partagées et montre comment les deux « piliers » du droit fluvial – l'utilisation équitable et raisonnable et l'obligation de ne pas causer de dommages significatifs – sont progressivement incorporés dans les instruments contemporains et, depuis peu, dans l'Accord-cadre du Bassin du Nil (CFA 14 mai 2010).

1.2.1. Des instruments globaux aux textes régionaux

La Convention de New York de 1997 (arts 5-7) pose la combinaison des deux principes et, à l'art. 6, énumère les facteurs relatifs à la géographie, l'hydrologie, la population, les besoins socio-économiques et la conservation qui guident la pesée des intérêts des États.
La Convention africaine de Maputo 2003 reprend cette logique en exigeant une gestion « non rivale », c'est-à-dire qui préserve quantité et qualité des eaux au profit des États d'aval.
Sur cette base, l'Accord-cadre du Nil (CFA 2010) inscrit dans son art. 3 les deux principes, puis dans ses arts 4 et 5 le droit de chaque État à « une part équitable et raisonnable » et le devoir d'éviter tout dommage significatif.

1.2.2. Le sens et la portée de l'« utilisation équitable et raisonnable »

La thèse dominante y voit un droit de tirage proportionné fondé sur les critères de l'art. 6 (1997) ; toutefois, la doctrine distingue ce droit individuel (« utiliser ») d'un véritable « partage équitable », démarche nécessairement collective et négociée (Caflisch ; Paquerot).
Le CFA innove en exprimant explicitement le « droit à une part », mais sans préciser de clé de répartition, si bien que la négociation reste indispensable.

1.2.3.Complémentarité avec le principe de non-préjudice

L'obligation de ne pas causer de dommages significatifs fonctionne comme garde-fou : l'État en amont peut utiliser l'eau s'il n'impose pas de préjudice appréciable à l'aval ; inversement, l'aval ne

saurait bloquer un projet en amont si le préjudice est mineur ou compensable (analyse reprise du commentaire de Smith).
En pratique, la hiérarchie entre les deux principes demeure flexible ; la jurisprudence (affaire Gabcíkovo-Nagymaros) et la doctrine plaident pour une approche de « balance of interests » au-cas-par-cas.

1.3. Initiatives et mécanismes de coopération dans le bassin du Nil

Malgré les tensions, plusieurs initiatives ont été mises en place pour promouvoir la coopération. L'Initiative du Bassin du (IBN), lancé en 1999, vise à instaurer une plateforme de dialogue et de projets communs. Elle a permis de développer une base de données partagée, des projets pilotes et un début d'appropriation régionale des enjeux hydriques.
Cependant, entre 2010-2024 : la CFA est signée par les six pays amont (Éthiopie, Ouganda, Rwanda, Tanzanie, Burundi, Uganda), puis ratifiée entre 2013 et 2024. Puis, le 13 octobre 2024 : la CFA entre officiellement en vigueur, transformant l'IBN en Nile River Basin Commission (NRBC), avec pour mission de régler les différends dans les 6 mois.
Les déséquilibres de pouvoir, les dynamiques nationales et les pressions géopolitiques rendent difficile la mise en place d'une gouvernance intégrée. Il est essentiel de renforcer la participation inclusive et de construire des régimes de confiance mutuelle fondés sur la transparence et l'échange de données.
A ce titre, en 2016 le premier Atlas hydraulique du bassin du Nil est paru présentant une analyse conjointe des ressources en eau, ayant constitué la base de l'élaboration d'un Plan de gestion adopté en 2022
Puis, en 2017 la stratégie décennale (IBN 10-Year Strategy) et l'organisation du 1er sommet des chefs d'État du bassin (2017), ont marqué une structuration politique plus affirmée (nilebasin.org).
Cette initiative du bassin du Nil a permis la montée en puissance des programmes de subvention régionale (ENTRO, NELSAP), notamment autour des réseaux électriques et des systèmes de prévision de crues et sécheresses Flash Flood, Drought Early Warning, SWRA.
Somme toute, la Nile River Basin Commission (NRBC), est dotée aujourd'hui, d'un mandat juridique renforcé grâce à l'entrée en vigueur du CFA (13 octobre 2024), lui octroyant une existence légale et personnalité juridique intergouvernementale. La commission a une visibilité politique accrue en endossant plus de responsabilités, notamment la promulgation de règles communes, la protection des écosystèmes, et la médiation des litiges liés au basin.
Néanmoins, certains défis persistent puisque l'absence de ratification par l'Égypte et le Soudan restreint son champ d'action, et les conflits autour du GERD complexifient la réalisation concrète des objectifs au niveau du bassin.

1.4. Enseignements et recommandations

L'analyse du bassin du Nil montre qu'il n'existe pas de modèle unique de gouvernance. Chaque bassin doit trouver des arrangements adaptés à son contexte spécifique. Cependant, certaines conditions paraissent essentielles : une volonté politique soutenue, des mécanismes institutionnels robustes, la transparence dans le partage de l'information, et la reconnaissance mutuelle des besoins.
Les Etat riverains, en s'appuyant sur un processus de concertation, facilitent la coordination. Les approches de diplomatie de l'eau, la coopération sud-sud et le développement de mécanismes d'arbitrage régional sont des pistes à renforcer. Enfin, la participation des sociétés civiles et des communautés locales peut enrichir la gouvernance et garantir une légitimité plus forte des politiques hydriques.

1.4.1. Instaurer une souveraineté commune sur l'eau

Il faut dépasser la souveraineté étatique classique, pour adopter une forme de « souveraineté commune sur l'eau ». Ce concept novateur vise à équilibrer les droits entre États en amont et en aval, en promouvant la mise en commun des compétences souveraines, la gestion collective des ouvrages hydrauliques, et la responsabilité partagée dans la gouvernance du bassin du Nil.

1.4.2. Adopter une qualification unifiée des eaux du Nil : Bien Public Régional (BPR)

Les eaux du Nil doivent être qualifiées de Bien Public Régional, ce qui permettrait :

- ✓ d'intégrer à la fois la dimension économique et humanitaire de l'eau ;
- ✓ de fonder une gouvernance transfrontalière sur la solidarité et l'intérêt commun ;
- ✓ de dépasser les conceptions unilatérales ancrées dans l'héritage colonial.

1.4.3. Harmoniser les régimes juridiques nationaux autour de principes communs

La nécessité d'harmoniser les systèmes juridiques des États riverains selon les standards du droit international de l'eau (équité, non-préjudice, coopération) est possible grâce à la mise en œuvre de la Gestion Intégrée des Ressources en Eau (GIRE) et de l'approche écosystémique. Cela implique :

- ✓ un alignement des législations internes ;
- ✓ une reconnaissance explicite du caractère interétatique de la ressource ;
- ✓ la création ou le renforcement d'institutions communes chargées de la gouvernance

1.4.4. Standardiser la conception juridique de l'eau

Face à la dualité d'une vision humaniste (l'eau comme droit fondamental) et d'une vision économique (l'eau comme marchandise), une conception hybride s'impose grâce à l'adoption d'une vision juridique qui concilie ces deux approches, reflétant la réalité des enjeux politiques, économiques et environnementaux dans le bassin.

1.4.5. Renforcer les mécanismes de coopération interétatique

Il est important de pousser à plus d'institutionnalisation des organes de coopération efficaces et autonomes ; à une limitation les décisions unilatérales par un cadre juridique contraignant ; à favoriser la diplomatie préventive et les modes pacifiques de résolution des différends (négociation, médiation). A ce titre, la composante Hydro-diplomatie & genre a bien été intégré en 2025, des ateliers régionaux sur l'égalité de genre et la diplomatie hydraulique ont eu lieu, reflétant des priorités transversales.

1.4.6. Éviter la reproduction des schémas coloniaux

Il est essentiel de rompre avec la « perpétuation d'accords hérités de l'époque coloniale » (comme ceux de 1929 et 1959), qui favorisent certains États au détriment d'autres. La rupture avec ces paradigmes favoriserait une gouvernance fondée sur la justice hydrique et la légitimité politique contemporaine.

2. CONCLUSION

L'étude de la gouvernance du bassin du Nil met en lumière la complexité croissante de la gestion des ressources hydriques transfrontalières dans un contexte marqué par les changements climatiques, les tensions géopolitiques et les inégalités historiques. Ce bassin, emblématique à plus d'un titre, révèle à la fois les limites des approches bilatérales héritées de l'époque coloniale et les potentialités offertes par une coopération multilatérale renouvelée.

Si des progrès notables ont été enregistrés, notamment à travers l'entrée en vigueur du Cooperative Framework Agreement et la transformation récente de l'Initiative du Bassin du Nil en Commission régionale, ces avancées majeures demeurent fragiles. L'absence d'adhésion de certains États clés, les déséquilibres persistants de pouvoir et les tensions autour de projets structurants comme le GERD continuent de freiner l'émergence d'un régime véritablement inclusif et équitable.

Face à ces défis, la mise en œuvre d'une gouvernance fondée sur une souveraineté partagée, la reconnaissance du Nil comme bien public régional, et l'harmonisation des régimes juridiques apparaissent comme des conditions essentielles pour dépasser les antagonismes et garantir la durabilité de la ressource. Cela suppose également de renforcer les mécanismes institutionnels, de promouvoir la transparence, d'impliquer l'ensemble des acteurs – des gouvernements aux communautés locales – et d'inscrire la coopération hydrique dans une logique de solidarité régionale.

En définitive, la gouvernance du Nil ne peut être pensée qu'à l'échelle du bassin, dans une dynamique de convergence des intérêts, de justice hydrique et de paix durable.

Défis	Opportunités
Rareté croissante des ressources en eau sous l'effet du changement climatique et de la croissance démographique	**Gestion intégrée et durable des ressources en eau** pour optimiser l'allocation et réduire les conflits
Rapports de pouvoir asymétriques entre États riverains (Égypte/Soudan en aval vs pays amont)	**Complémentarité des intérêts** : possibilité de coopérations « gagnant-gagnant » (énergie, irrigation, navigation)
Conflits de souveraineté et de sécurité nationale freinant la coopération	**Renforcement de la confiance politique** grâce à des cadres de gouvernance progressifs et inclusifs
Faiblesse des mécanismes institutionnels régionaux (CFA non ratifié, rôle limité de la NBI)	**Renforcement des capacités institutionnelles régionales** et harmonisation des politiques nationales
Manque de transparence et participation limitée des acteurs non étatiques	**Participation inclusive et transparente** favorisant l'appropriation par tous les acteurs
Risque de ruptures écologiques dues aux aménagements unilatéraux et non coordonnés	**Protection et restauration des écosystèmes** en intégrant l'environnement dans les accords de gestion

Figure 9 Transformer les défis en opportunité à l'échelle du bassin du Nil

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Accord-cadre sur la Coopération dans le Bassin du Nil (CFA), 14 mai 2010.
- Caflisch, L., « The law of international watercourses: achievements and challenges », in Boisson de Chazournes, L., Leb, C., & Tignino, M. (dir.), International Law and Freshwater: The Multiple Challenges, Brill, 2013, p. 30.
- Convention africaine sur la conservation de la nature et des ressources naturelles (Maputo, 2003).
- Convention sur le droit relatif aux utilisations des cours d'eau internationaux à des fins autres que la navigation, adoptée par l'Assemblée générale des Nations Unies le 21 mai 1997, entrée en vigueur le 17 août 2014.
- Paquerot, S., Eau douce, la nécessaire refondation du droit international, Éditions L'Harmattan, 2005, p. 58–59.
- Salman M. A. S, « The Nile Basin Cooperative Framework Agreement: a peacefully unfolding, African spring? », Water International, vol. 38, n° 1, 2013, p. 24,

- Smith, in Scott O. McKenzie, « Egypt's choice: from the Nile Basin treaty to the Cooperative Framework Agreement, an international legal analysis », Transnational Law & Contemporary Problems, vol. 21, n° 2, juin 2012, pp. 594–596.
- Swain, A. (2021). Water sharing and hydro-hegemony in the Nile basin. Third World Quarterly.
- Zeitoun, M., et al. (2020). The Grand Ethiopian Renaissance Dam: A catalyst for cooperation or conflict? International Journal of Water Resources Development.

IDENTIFICATION OF THE MAIN ISSUES OF WATER MANAGEMENT IN THE MEDJERDA WATERSHED: STAKEHOLDERS MAPPING FRAMEWORK AND A LIVING LAB APPROACH

Imen SOUISSI[*1], Oussama RHOUMA[1], Ahmed SKHIRI[2] and Khlifa RIAHI[3]

[1] Department of hydraulic, Sustainable Management of Soil and Water Resources (GDRES) laboratory / Higher School of Engineers of Medjez El Bab (ESIM), University of Jendouba, Medjez El Bab 9070, Tunisia

[2]Sustainable Management of Soil and Water Resources (GDRES) laboratory, Higher School of Engineers of Medjez El Bab, University of Jendouba. Medjez El Bab 9070, Tunisia

[3] Department of planning and environment, Sustainable Management of Soil and Water Resources (GDRES)laboratory / Higher School of Engineers of Medjez El Bab (ESIM), University of Jendouba, Medjez El Bab 9070, Tunisia

*Corresponding author: souissimen@gmail.com

Paper ID: 68

ABSTARCT

The Medjerda basin is a transboundary river shared between Tunisia and Algeria. Covering an area of 23 700 km², the Basin is considered as the largest watershed in Tunisia. The hydro system faces numerous challenges in water management, including inefficiencies in governance, poor water quality, inadequate infrastructure, and unsustainable practices. Its Governance involves a complex interplay of multiple stakeholders. Despite the efforts that have been made to manage water resources in the Medjerda watershed in Tunisia, there are still challenges and inefficiencies that need to be addressed.

The objective of this study is to map the actors involved in watershed management, beginning by identifying key stakeholders. By engaging these actors in focused discussions through the implementation of the Medjerda Living Lab (LL), main issues were raised and collaborative solutions, that address identified problems, were developed to ensure sustainable management of water resources at the watershed level. To identify the main issues in the Medjerda watershed, a LL approach has been set up. The implementation of the « Medjerda LL » was carried out through four workshops, to identify and prioritize the issues of water management and the appropriate solutions by addressing 4 Topics: 1) Water Governance, 2) Water Access; 3) Water Quality and 4) Soil and Water Conservation (SWC).

Stakeholders mapping allowed for the creation of a detailed stakeholder matrix, which classified stakeholders based on their level of interest and engagement in water resources management. The prioritization exercise has identified water governance as the principal issue that needs to be addressed through regulatory framework, monitoring and control tools, participatory approach to decision-making, and improved coordination between water users, research, and all stakeholders. The problems related to water access highlight the scarcity of water resources and recurring droughts, the inefficiency of water distribution networks, and the management of irrigation practices. The main problems identified for water quality are pollution, water salinity, climate change, and droughts. The problems faced in SWC highlight are soil erosion, siltation of dams, and maintenance of SWC structures. In the fourth workshop, various solutions were identified to address the problems raised.

KEYWORDS: water management, stakeholder mapping, living lab approach, problems, solutions.

RÉSUMÉ

Le bassin de la Medjerda est un fleuve transfrontalier partagé entre la Tunisie et l'Algérie. D'une superficie de 23 700 km², il est considéré comme le plus grand bassin versant de la Tunisie. Le système hydraulique est confronté à de nombreux défis en matière de gestion de l'eau, notamment des inefficacités en matière de gouvernance, une mauvaise qualité de l'eau, des infrastructures inadéquates et des pratiques non durables. Sa gouvernance implique une interaction complexe entre de multiples parties prenantes. Malgré les efforts déployés pour gérer les ressources en eau du bassin versant de la Medjerda en Tunisie, des défis et des inefficacités subsistent.

L'objectif de cette étude est de cartographier les acteurs impliqués dans la gestion du bassin versant, en commençant par identifier les principales parties prenantes. En engageant ces acteurs dans des discussions ciblées grâce à la mise en œuvre du Laboratoire Vivant de la Medjerda (LL), les principaux enjeux ont été soulevés et des solutions collaboratives, répondant aux problèmes identifiés, ont été élaborées pour assurer une gestion durable des ressources en eau à l'échelle du bassin versant.

Afin d'identifier les principaux enjeux du bassin versant de la Medjerda, une approche LL a été mise en place. La mise en œuvre de la « Medjerda LL » s'est déroulée au cours de quatre ateliers. L'objectif était d'identifier et de prioriser les problématiques de gestion de l'eau et les solutions appropriées, en abordant quatre thèmes : 1) Gouvernance de l'eau ; 2) Accès à l'eau ; 3) Qualité de l'eau ; et 4) Conservation des eaux et des sols (CES).

La cartographie des parties prenantes a permis de créer une matrice détaillée, classant les acteurs selon leur niveau d'intérêt et d'engagement dans la gestion, l'exploitation et la protection des ressources en eau. L'exercice de priorisation a identifié la gouvernance de l'eau comme le principal enjeu à traiter, notamment par le biais d'un cadre réglementaire, d'outils de suivi et de contrôle, d'une approche participative de la prise de décision et d'une meilleure coordination entre les usagers de l'eau, la recherche et l'ensemble des parties prenantes. Les problèmes liés à l'accès à l'eau mettent en évidence la rareté des ressources et les sécheresses récurrentes, l'inefficacité des réseaux de distribution et la gestion des pratiques d'irrigation. Les principaux problèmes identifiés pour la qualité de l'eau sont la pollution, la salinité, le changement climatique et les sécheresses. Les problèmes rencontrés en matière de CES sont l'érosion des sols, l'envasement des barrages et l'entretien des ouvrages de CES. Lors du quatrième atelier, diverses solutions ont été identifiées pour répondre aux problèmes soulevés.

MOTS-CLÉS : gestion de l'eau, cartographie des acteurs, laboratoire vivant, problèmes, solutions.

1. INTRODUCTION

Effective water management is challenging primarily due to conflicts that can arise among stakeholders, each with differing interests, priorities, and levels of influence. These conflicts often stem from competing needs for water resources, disparities in access, and differing visions for sustainable management and use, making consensus-building and equitable distribution complex.

There is an increasing recognition of the importance of stakeholder engagement in the decision-making process to better understand the needs of users to prioritize water resources between users (Reed and Curzon, 2015; D'agostino et al., 2020).

Therefore, with the aim to enhance understanding of stakeholder dynamics and foster collaboration, many authors showed the importance of stakeholder involvement in the decision-making process. For example, Freeman (1984) argues that involving stakeholders in decision-making enhances organizational legitimacy, trust, and long-term success. Also, Mitchell et al. (1997) state that engaging relevant stakeholders ensures that their concerns are addressed, leading to more ethical and effective

decisions. Eskerod and Huemann (2013) emphasize that stakeholder participation fosters transparency, accountability, and shared understanding, which are crucial for sustainable decision-making.

The concept of a living lab has been proposed as an effective tool for stakeholder engagement (Bergvall-Kareborn and Stahlbröst, 2009). Also, according to Hossain & Hossain (2019), successful implementation of Living Labs involves establishing collaborative governance structures, active stakeholder participation, and infrastructure development.

This paper aims to develop a stakeholder map for the Medjerda watershed, identifying key actors involved in the living lab process. The identification and categorization of stakeholders in the Medjerda watershed is considered as an important step, providing a clear understanding of who is impacted and how they can contribute to the sustainability of water management.

By integrating various stakeholders, including local communities, researchers, policymakers, and industry representatives, the implementation of the Medjerda Living Lab was made to identify the problems related to water management, distribution and use and find the appropriate solutions. This approach encourages an inclusive environment where innovative ideas can thrive. It also enables participants to collaboratively tackle real challenges, ensuring that solutions are practical, contextually relevant, and aligned with the needs of the community.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. System characterization

The Medjerda river is shared by Tunisia and Algeria and produces more than 1 Billion cubic meters (Bm3) of surface water per year, which irrigates an area of approximately 52,740 ha, in the basin, with additional irrigated areas outside the hydro-system through water transfer. The region experiences an average annual precipitation of 350-600 millimeters, with an average of rainy days per year 40 to 70 days (Rajosoa et al., 2021).

More than 70% of the watershed is used for agriculture, with a focus on rainfed crops such as cereals and fodder, while irrigated crops like vegetables and fruits are mostly limited to areas near dam reservoirs and the lower valley. Only about a quarter of the area is covered in wooded and pastoral lands, indicating a significant level of human impact on the environment, with a trend of declining natural vegetation.

The Wadi Medjerda remains the most vulnerable river due to its morphology, which favors overflows in the part downstream of Ghardimaou and approaching the towns crossed by the watercourse (MARHP, 2021).

The hydro-system faces numerous challenges in water management, including inefficiencies in governance, poor water quality, inadequate infrastructure, and unsustainable practices. The lack of coordination and information sharing among stakeholders hinders effective decision-making, while water pollution and poor treatment of wastewater threaten both ecosystems and human health. Moreover, the existing infrastructure is insufficient or poorly maintained, leading to water scarcity and waterlogging. The promotion of sustainable water use practices is also lacking, and climate change is exacerbating the problems, making it essential to develop a more adaptive and sustainable water management strategy.

2.2. Stakeholders mapping framework

The objective of the stakeholders mapping is to identify and visualize the roles, interests, and influence of the various actors involved in water resources management, distribution and use in the Medjerda watershed. The stakeholders' mapping was carried out using the following methodology:

- The completion of a comprehensive list of stakeholders through a review of scientific literature, followed by validation sessions with key players in the water sector and academic experts to ensure its accuracy.
- The creation of a detailed stakeholder matrix (adapted from Mendelow, 1991) to determine their level of influence and develop appropriate management strategies. Categorization of stakeholders

was based on two criteria (Power and interest) in the following clusters: high power/high interest, high power / low interest, low power/high interest, low power/low interest clusters. The clustering was made by assigning each stakeholder a number ranging from +1 to +7 for each criterion through an estimation of their involvement in the decision-making process (The power) and the interest given to each subject matter related to the water management in the Medjerda basin.

2.3. Living lab approach

To implement the Medjerda living lab, 7 meetings and interviews were organised with regional authorities (CRDAs[2]) in upstream, center and downstream of Medjerda watershed to raise the stakeholders' awareness, to define the objectives, the methodology, the engagement in the Living lab process and the main concerns related to water resources in Medjerda watershed.
Afterwards, four workshops (upstream, middle, and downstream valley) were organized to bring together multi-sectoral stakeholders and involve them in interactive participatory activities to identify and prioritize the issues of water management and to determine solutions to the different raised problems.

The workshops aimed to engage all stakeholders in the water sector within the Medjerda basin. Participants could be grouped into four categories:1) administration (101 participants); 2) Farmers (19 participants); 3) Professionals (15 participants), and 4) Academics (teachers and researchers) (42 participants).

During the first 3 workshops, interactive activities took place among the participants, where they were asked to plot the significant water resources information in the map of the Medjerda as well as to describe in a collaboration map the main problems identified in Medjerda watershed that may be developed among the 4 working groups for the 4 topics already identified during the meeting with regional authorities: Topic1: water governance; Topic 2: water access; Topic 3: Water quality and Topic 4: water and soil conservation.

Following the working groups, stakeholders were asked to prioritize the identified problems within the area. This prioritization process likely involved ranking issues based on their importance and urgency.

The fourth workshop was dedicated to the solution identification. The participants engaged in a collaborative feedback process by turnover around groups to comment on previous discussions and to add insights or address any overlooked issues, fostering a comprehensive and inclusive exchange of ideas.

Stakeholders were tasked to outline long-term objectives for each topic to be achieved over 20 years, identifying short- and medium-term actions to reach these goals, and analyzing the obstacles that may hinder their progress.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Stakeholders Mapping

Stakeholders mapping allowed for the creation of a detailed stakeholder matrix (table 1), which classified stakeholders based on their level of interest and engagement in water resources management, exploitation, and protection.

The decision-making structure and process for water use, management, and distribution in the Medjerda Basin involves multiple stakeholders and institutions at local, national, and international levels. However, the institutional organization of the sector is structured around the Ministry of Agriculture, Water Resources, and Fisheries (MARHP) for water strategy; the Ministry of Environment (ME) for sanitation policy and environment protection; Ministry of Equipment, Housing and Territories' Management (MEHAT) for flood protection; and the Ministry of Public Health (MSP) for water quality.

[2]Regional Agricultural services of Beja, Jendouba, Siliana, ElKef, Mannouba, Ariana, Bizerte

Table 1: List of Stakeholders classified based on their level of interest and engagement in the Medjerda watershed

Stakeholders	**Authority**	**Interest/Engagement in water management**
Ministry of Agriculture, Water Resources and Fisheries (MARHP)	National Authority	Impact of climate change on water resources in the Medjerda basin
Ministry of Environment (ME)	National Authority	Monitoring water quality and point focal for climate change
Ministry of Public Health (MSP)	National Authority	Water quality control
Ministry of Equipment, Housing, and Territories' Management (MEHAT)	National Authority	Flood management in urban areas
General Directorate of Water Resources (DGRE)	National Authority	Monitoring of water resources
General Directorate of Dams and Hydraulic Structures (DGBGTH)	National Authority	Dam Management
General Directorate for Management and Conservation of Agricultural Land (DGACTA)	National Authority	Soil and water conservation
General Directorate of Rural Engineering and Water Exploitation (DGGREE)	National Authority	Irrigation and drinking water in rural areas
Northern Water Canal, Adductions and Exploitation Company (SECADENORD)	National Authority	Water transfer
National Water Distribution Company (SONEDE)	National Authority	Drinking water
Regional districts of SONEDE	Regional Authority	Drinking water
National Office for Sanitation (ONAS)	Regional Authority	Waste water
National Agency for Environment Protection (ANPE)	National Authority	Monitoring water quality
Bureau of Water Planning and Hydraulic Equilibriums (BPEH)	National Authority	Hydraulic resources' planning
General Directorate of Investment, Funding, and Professional Organizations (DGFIOP)	National Authority	Investment in water sector
Academics	Research institutes	Research and development programs
Tunisian Union of Agriculture and Fisheries (UTAP)	National Authority	Interest in the multi-sectoral water management and climate change
National Institute of Field Crops (INGC)	Research institute	Impact of climate change on water resources in the Medjerda basin
Agricultural Extension and Training Agency (AVFA)	Public administrative establishment	Promotion of sustainable development
Northwest Office for Sylvo-Pastoral Development (ODESYPANO)	Public non administrative establishment	Promotion of sustainable development
Center Medjerda	Regional Authority	Dam operations
Regional Agricultural services of Beja, Jendouba, Siliana, ElKef, Mannouba, Ariana, Bizerte (CRDAs)	Regional Authority	Interest in the multi-sectoral water management and climate change
Agricultural Development Groups (7 governorates)	Local Authority	Irrigation or Rural Drinking Water resource management
Municipalities	Local Authority	Waste and drinking water supply authorization

FAO[3], GIZ[4], KfW[5], AFD[6], FFEM[7], ADB[8], IDB[9], MB-MIF[10], Arab Bank for Economic Development in Africa…	International organizations	Design, funding, technical support…
NGOs	NGO	Water preservation
Tunisian Water Observatory (OTE)	NGO	Water preservation
ONAGRI[11]	National Authority	Data sharing
Tunisian Agency for the Promotion of Investment in Agriculture (APIA)	National Authority	Funding and incitive
Assembly of People's Representatives (ARP)	National Authority	Regulation
Public Agricultural Land Office (OTD)	National company	Water use
Factories	Private sector	Water pollution and overexploitation
Farmers	Private sector	Water use

A cartesian graph (Figure 1) was drafted to semi-quantitatively evaluate the power and interest (high and low) of each stakeholder.

The differentiation per cluster provides a key insight and outlines the extent and imperative presence and power of the state and mainly the Ministry of Agriculture, Water Resources and Fisheries (MARHP) and the correspondent technical directorates; The various associated public agencies with specific mandates, such as North West Office for Sylvo-Pastoral Development (ODESYPANO), Northern Water Canal, Adductions and Exploitation Company (SECADENORD), APIA (Tunisian Union of Agriculture and Fisheries), AVFA (Agricultural Extension and Training Agency), ONAGRI and international organizations have limited power and interest. Civil society organizations such as non-governmental organizations (NGOs) and Tunisian Union of Agriculture and Fisheries (UTAP), farmers, academics and community groups advocating for water conservation and environmental protection (municipalities and water observatory) have limited or no power in the decision-making processes that govern water resources despite their high interests because it directly impacts their livelihoods. The parliament (ARP) is responsible for regulations and mainly the approbation of the new water code, National Institute of Field Crops (INGC), Medjerda Center and GDAs, have high power but limited interest.

[3] Food and Agriculture Organisation of the United Nations
[4] Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit
[5] Kreditanstalt für Wiederaufbau: is a German public development bank
[6] French Development Agency
[7]Fonds français pour l'environnement mondial
[8] African Development Bank
[9] Islamic Development Bank
[10] Mondial Bank-Monetary International Fund
[11] Observatoire National de l’agriculture

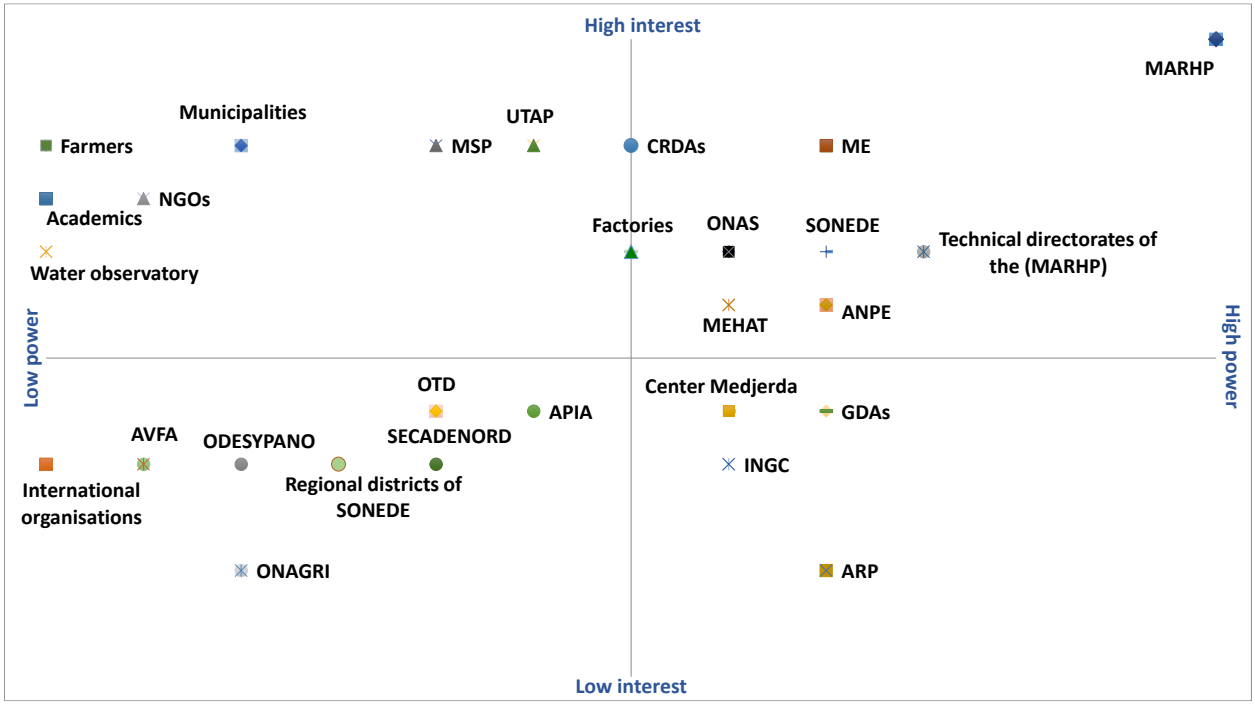


Figure 1: Stakeholder grid based on power/interest for Medjerda watershed

3.2. Problems' identification and prioritization

During workshops, different problems were raised. Prioritizing problems by topic helps to focus resources and efforts on the most critical issues facing water resource management. For each topic, some challenges were mapped by stakeholders as more relevant and should be addressed with high priority.

Topic 1. Water Governance: water governance as the principal problem that requires immediate attention and action. The challenges identified in water governance in the Medjerda watershed highlight several critical issues that need to be addressed for effective management of water resources. The regulatory framework, as outlined in the water code, needs to be updated to better align with the current situation and address gaps in enforcement. The absence of monitoring and control tools, coupled with centralized management, calls for a more participatory approach to decision-making and improved coordination between water users, research projects and administration. Additionally, the lack of qualified managers, financial resources, and adaptive agricultural policies underscores the need for capacity building, increased funding, and policy reform to better manage water stress in the watershed.

Topic 2. Water Access: the problems related to water access in the Medjerda watershed highlight critical issues such as the scarcity of water resources, particularly at the watershed level, and recurring droughts that underscore the importance of prioritizing water allocation and enhancing water productivity. The current structures, including the Agricultural Development Group (GDA), need to improve their water management practices to address issues such as the inefficiency of water distribution networks and the management of irrigation practices at the plot level. Additionally, addressing the debt of farmers to management structures can help improve access to water resources and promote sustainable agricultural practices in the watershed.

Topic 3. Water Quality: the main problems identified for Water Quality of the Medjerda and mapped as more important are the pollution from domestic and industrial wastewater treatment plant

discharges, as well as the high-water salinity levels in the river, that pose serious threats to water quality. Also, the drainage of agricultural land contributes to water pollution, while the impact of climate change and droughts further compounds the challenges faced.

Topic 4. Soil and Water Conservation (SWC): the problems faced in soil erosion and water conservation highlight the urgent need for interventions to address soil erosion and to control the high siltation rate of dams. Furthermore, improvements in the maintenance of SWC structures, increased commitment from farmers in implementing SWC practices, and better allocation of logistics and personnel are crucial for sustainable conservation efforts.

3.3. Solutions' identification

Collaborative solutions, actions and obstacles that address identified problems for each topic were developed to ensure sustainable management of water resources at the watershed level (Table 2).

Topic 1. Governance: To effectively govern the Medjerda watershed and address current challenges, participants emphasized the urgent need to establish a comprehensive water code that aligns with the concerns of both users and resource managers. This code should define clear procedures, management structures, and standards for treated wastewater use, while promoting the formation of hydraulic groups for small and medium scale management and laying out a robust water policy. Additionally, revitalizing the Medjerda Valley Development Office (OMVVM) and enhancing the skills of water managers is vital. Promoting rational water consumption among citizens, ensuring ecological flow in the river, and implementing sector-specific water taxation, alongside awareness campaigns for sustainable practices, will further support these objectives. However, serious obstacles remain, including the country's economic situation, delays in the water code's approval, challenges in human resource management, and a lack of coordination between research entities and administrative bodies, which must be addressed to facilitate successful implementation.

Topic 2. Water Access: To achieve long-term goals for water access in the Medjerda watershed, a strategic approach must be adopted that focuses on optimizing water management through updated land cover and irrigated areas maps, ensuring equitable access, and leveraging treated wastewater recovery. Interconnecting hydraulic structures across Tunisia can promote efficient water distribution, complemented by innovative management methods utilizing renewable energy for large, irrigated areas. Medium-term objectives should include the rehabilitation of distribution networks to enhance efficiency, implementing water pricing that reflects operational costs, and integrating advanced technologies alongside tertiary treatment in wastewater facilities. Actions such as collecting rainwater, restricting high-water-use crops, and promoting drought-resistant crops are essential. Establishing a crisis management plan for water surplus and deficits will help address fluctuations.

Topic 3. Water Quality: to effectively improve water quality in the Medjerda watershed, a comprehensive strategy should be implemented focusing on clear objectives such as water quality mapping and ensuring potability through treatment. Key actions include minimizing pollution at the source, enhancing monitoring and control networks, and expanding wastewater treatment infrastructure managed by ONAS. Nature-based solutions should also be integrated to restore ecosystems, while awareness campaigns can promote behavioral changes among local communities. Furthermore, fostering multidisciplinary collaborations, disseminating research findings, modeling water quality dynamics, and securing funding for initiatives are crucial to sustain improvements. Addressing obstacles like corruption and the presence of emerging contaminants requires stringent

legislation, enforcement of regulations, and the establishment of an early warning system to mitigate potential risks.

Topic 4. Soil and Water Conservation (SWC): Objectives for effective soil and water conservation encompass transitioning away from monoculture practices, conducting thorough reviews of current agricultural practices, promoting reforestation efforts, and enhancing the sustainability of hydraulic structures. The actions to be taken to reach these goals include strengthening administration with qualified personnel and updated regulations, incorporating nature-based solutions (NBS) and utilizing sediment in construction, enhancing agricultural advisor oversight, engaging farmers in conservation practices, reviewing SWC structure budgets and maintenance, and evaluating the effectiveness of these structures on water recharge, runoff, and erosion, farm resilience… along with revised regulations for construction.

To successfully enhance soil and water conservation efforts, it is essential to address several obstacles, including farmer reluctance to embrace new practices, slow administrative procedures that impede progress, and the frequent underestimation of the lifespan of conservation structures.

Table 2: Summary table of the proposed solutions for each problem by topic

Topic	Problems	Solutions
Water Governance	– Regulation not in line with the situation (water code) – Non-enforcement of the law – Absence of Police of water	Establishment of a comprehensive water code that aligns with the concerns of both users and resource managers
	– Absence of structure for the management of the Medjerda (the current structures are not efficient)	Revitalizing the Medjerda Valley Development Office (OMVVM)
	– Unqualified managers in the Medjerda watershed	Enhancing the skills of water managers
	– Centralized management (no participatory approach)	Participation of Stakeholders in the decision-making process
	– Lack of coordination between research projects and administration	Coordination between research entities and administrative bodies
Water Access	– Water scarcity at the watershed level and draughts	Ensuring equitable access, and leveraging treated wastewater recovery
	– Water resources prioritization	Optimizing water management through updated land cover and irrigated areas maps
	– Problem of management of irrigation practices at plot level	Promoting efficient water distribution, complemented by innovative management methods utilizing renewable energy for irrigated areas
	– Dilapidated water distribution networks and their low efficiency	The rehabilitation of distribution networks to enhance efficiency
	– Debt of farmers to management structures	Addressing the debt of farmers to management structures
Water Quality	– Water pollution of the	Minimizing pollution at the source

	Medjerda	
	– Non treated and poorly treated wastewater discharged into the stream network of Medjerda	Enhancing monitoring and control networks, and expanding wastewater treatment infrastructure managed by ONAS
	– High water salinity	Water quality mapping and ensuring potability through treatment
	– Impact of climate change and draughts on water quality of Medjerda	Establishment of an early warning system to mitigate potential risks.
SWC	– Erosion and high siltation rate of dams	Transitioning away from monoculture practices, conducting thorough reviews of current agricultural practices, promoting reforestation efforts, and enhancing the sustainability of hydraulic structures
	– Lack of maintenance of Soil and Water Conservation (SWC) structures	Incorporating nature-based solutions (NBS) and utilizing sediment in construction, enhancing agricultural advisor oversight,
	– Low commitment from farmers when implementing SWC	Engaging farmers in conservation practices, and evaluating the effectiveness of these structures on water recharge, runoff, and erosion, farm resilience
	– Lack of logistics and personnel	– Strengthening administration with qualified personnel and updated regulations – Reviewing SWC structure budgets and maintenance

4. CONCLUSION

Stakeholders mapping is a fundamental step in participatory governance of water resources, providing clarity on actor roles and relationships. The objective of this paper was to list the stakeholders involved in water management, use and distribution in the Medjerda basin. The mapping was carried out considering the levels of interest and power of each actor. Stakeholders are subsequently engaged in the Medjerda Living Lab process. The living lab successfully facilitated the gathering of stakeholders, fostering collaboration and dialogue that helped identify the main issues concerning water management in the Medjerda watershed. This collaborative approach was integral to co-constructing impactful pathways and addressing the issues identified. The insights gained allowed the identification of solutions and obstacles that will be transformed into actionable scenarios that will be further discussed and validated in upcoming workshops to perpetuate the actor's platform, ensuring that a comprehensive and collective approach is taken to address the challenges facing water governance effectively.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors extend their appreciation to the PRIMA Program. This work was partly supported by OurMED PRIMA Program project funded by the European Union's Horizon 2020 research and innovation under grant agreement No. 2222. This work was supported by the BRIDGE programme (Building River Dialogue and Governance) of the International Union for Conservation of Nature (IUCN), funded by the Swiss Agency for Development and Cooperation (SDC).

REFERENCES

Bergvall-Kåreborn, B., & Ståhlbröst, A. (2009). Living Lab: An open and Citizen-centric approach for innovation. International Journal of Innovation and Regional Development, 1(4), 356-370.

D'agostino, D., Borg, M., Hallett, S. H., Sakrabani, R. S., Thompson, A., Papadimitriou, L., & Knox, J. W. (2020). Multi-stakeholder analysis to improve agricultural water management policy and practice in Malta. Agricultural water management, 229, 105920.

Eskerod, P., & Huemann, M. (2013). Sustainable development and project stakeholder management: What standards say. International Journal of Managing Projects in Business, 6(1), 36-50.

Freeman, R. E., 1984, Strategic management, a stakeholder approach. Boston, MA: Pitman Publishing Inc.

Hossain, L., & Hossain, M. (2019). Implementation challenges of Living Labs: A systematic review. Technovation, 86-87, 102-121.

MARHP (2021). Ministère de l'Agriculture, des Ressources Hydrauliques et de la pêche. Rapport national du secteur de l'eau.

Mendelow, A. D. (1991). Spontaneous intracerebral haemorrhage. Journal of Neurology, Neurosurgery, and Psychiatry, 54(3), 193.

Mitchell, R. K., Agle, B. R., & Wood, D. J. (1997). Toward a theory of stakeholder identification and salience: Defining the principle of who and what really counts. Academy of management review, 22(4), 853-886.

Rajosoa, A. S., Abdelbaki, C., & Mourad, K. A. (2021). Water assessment in transboundary river basins: The case of the Medjerda River Basin. Sustainable Water Resources Management, 7(6), 88.

Reed, M. S., & Curzon, R. (2015). Stakeholder mapping for the governance of biosecurity: a literature review. Journal of Integrative Environmental Sciences, 12(1), 15–38. https://doi.org/10.1080/1943815X.2014.975723

NATURE BASED AND ECO-CENTRIC APPROACHES FOR USED WATER MANAGEMENT- A CASE OF PROTOTYPES UNDER THE INDIA-EU WATER COOPERATION PROGRAMME

Nadeem KHALIL[1*], Syed Muhammad SULAIMAN[1], Aryan UPADHYAY[1], Firaas Ahmad KHAN[2], Jamal BENGASSEM[3], Carlos A. ARIAS[4]

[1] Civil Engineering Department, Aligarh Muslim University, Aligarh-202001, India

[2] Interdisciplinary Centre for Artificial Intelligence, Aligarh Muslim University, Aligarh- 202001, India

[3]Sewerank Engineering, Ottawa, Canada

[4] Department of Biology, Ole Worms Allé 1, Bldg 1135 Aarhus University 8000 Aarhus C. Denmark

*Corresponding author: nkhalil.cv@amu.ac.in

Paper ID: 137

ABSTRACT

Nature-based solutions (NbS) or eco-centric approaches to wastewater management are gaining growing recognition globally as effective methodologies. This paper presents the findings from four technologies that harness natural processes to treat wastewater, specifically municipal sewage. These technologies were successfully tested under real-world conditions as part of significant collaborative research and development projects, SWINGS (2013-2018) and PAVITR (2019-2025), which fall under the Indo-Euro Water Technology Program within the FP7 and HORIZON2020 frameworks, respectively. The primary aim was to deploy and validate innovative strategies for treating municipal sewage using various natural processes to achieve high-quality effluent while exploring opportunities for resource recovery. The technologies evaluated at the demonstration scale included Integrated Constructed Wetlands (ICWs), a French Reed Bed (FRB) system, Short Rotation Plantations (SRP), and a High-Rate Algal Pond (HRAP). These prototypes were implemented in Aligarh, India, a region characterized by its subtropical climate. Over a one-year monitoring period, several physicochemical parameters, such as Biochemical Oxygen Demand (BOD), Chemical Oxygen Demand (COD), Total Kjeldahl Nitrogen (TKN), ammonium nitrogen (NH4-N), total phosphorus (TP), and total suspended solids (TSS), were analyzed. The results indicated that the average removal efficiencies and ranking as follows: ICWs (BOD 97.8%, COD 96.1%, TSS 98.9%, TKN 98.7%) > FRB (BOD 91.9%, COD 94.5%, TSS 90.3%) > SRP (BOD 97.5%, COD 90.5%, TN 80.8%, TP 70.1%) > HRAP (BOD 87.6%, COD 88.1%, TN 70.1%, TP 71.4%). These findings, coupled with a detailed economic evaluation of the technologies employed in these studies, highlight their significant potential for application in small-town communities. Notably, the ICW demonstration has generated considerable interest and is being widely adopted in India as a promising approach, aimed at large-scale successful replication. These methods not only help reduce pollution but also conserve water resources and facilitate the recovery of materials for beneficial uses. This approach aligns with sustainable development goals and supports the principles of a circular economy in India, and similar climatic conditions including semi-arid regions.

KEYWORDS: wastewater treatment, sub-tropical region, nature-based solutions, resource recovery, constructed wetlands, high-rate algal pond.

1. INTRODUCTION

The increasing global demand for water, coupled with limited wastewater treatment facilities, presents significant challenges to both environmental health and water sustainability. Currently, only about 24% of the world's wastewater undergoes treatment, leaving a substantial portion of untreated effluent discharged into water bodies, often without adequate regulation (Bhanu et al., 2023). In recent years, nature-based solutions (NbSs) and eco-centric approaches have emerged as promising alternatives to tackle these challenges.

Recognizing the benefits of NbSs and addressing water-related challenges in India, the European Union and the Indian government initiated a bilateral research program that funded the PAVITR and SWINGS projects. These projects aimed to implement and validate various systems in India by demonstrating prototypes in real-world conditions.

This paper evaluates the performance of four prototypes developed through these two projects, utilizing different technologies: Integrated Constructed Wetlands (ICWs), a French Reed Bed (FRB) system, Short Rotation Plantations (SRP), and a High-Rate Algal Pond (HRAP). These systems were designed and implemented in Aligarh, India. The results indicate that these solutions hold significant potential for replication in small towns and rural areas, especially in regions with comparable climatic conditions.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Site Description

All the four demonstrative systems for these projects were installed at Aligarh Muslim University (AMU) in Aligarh, India. Aligarh is a city located in the north-western part of Uttar Pradesh, situated between the two major rivers, the Ganges and the Yamuna (Figure 1). It is positioned at coordinates 27°55′15″ N and 78°03′39″ E, with an elevation of 178 meters above mean sea level. The region experiences a humid subtropical climate that is significantly influenced by the monsoon. Temperatures in the region range from a low of 2.0°C during winter to a high of up to 45°C in summer. The average annual rainfall is approximately 900 mm.

(a) (b)

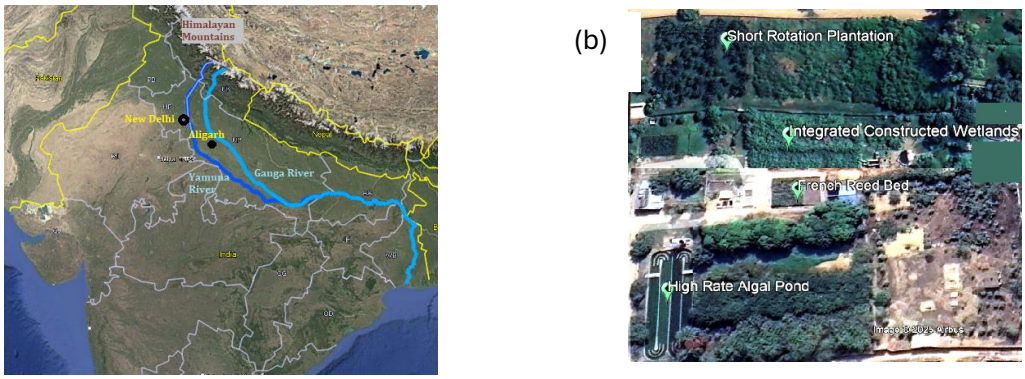
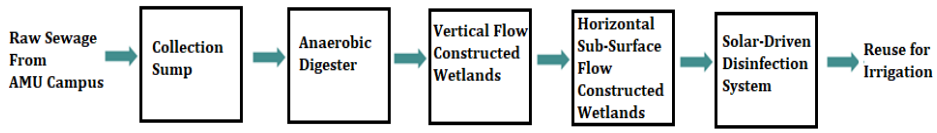


Figure 1: (a) Map of India showing Ganga and Yamuna Rivers, and (b) an aerial view of the research station where all the prototypes are located in Aligarh, Uttar Pradesh, India
(*Source; GoogleEarth*)

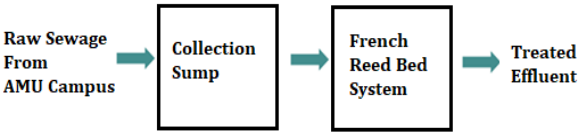
2.2. System Overview

The demonstration site in Aligarh showcases a variety of nature-based or eco-centric wastewater treatment technologies, each designed for specific treatment capacities and environmental functions. The Integrated Constructed Wetland (ICW) system includes an anaerobic digester followed by vertical and horizontal subsurface flow wetlands, which are further enhanced by solar-powered disinfection units. The French Reed Bed (FRB) system utilizes a vertical flow design divided into three treatment sections, specifically designed for efficient solids removal and biological treatment. This system operates in sequencing mode and does not require any primary treatment, which makes its footprint significantly smaller compared to the ICW. Another novel approach that has been validated is the short-rotation plantation (SRP), which incorporates species such as poplar (*Populus tremula*), willow (*Salix alba*), and bamboo (*Bambusa vulgaris, Bambusa bambos*). These plants are irrigated with treated wastewater, promoting biomass production while aiding in nutrient uptake and water polishing. Additionally, the High-Rate Algal Pond (HRAP) system consists of two shallow raceway ponds equipped with paddlewheel mixing. The HRAP system facilitates nutrient recovery through microalgae cultivation and photosynthetic oxygenation, contributing to both wastewater treatment and biomass generation. Figure 2 shows the process flow diagram of each prototype along with its actual view at Aligarh.



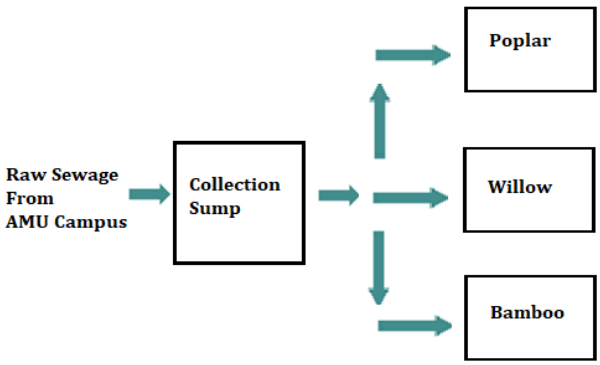


a. Integrated Constructed Wetlands Technology (under SWINGS)



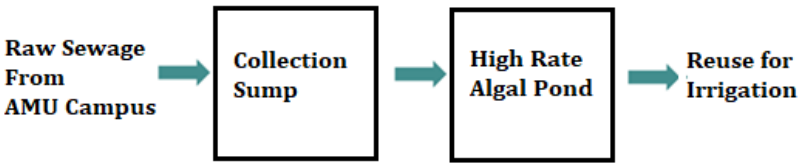


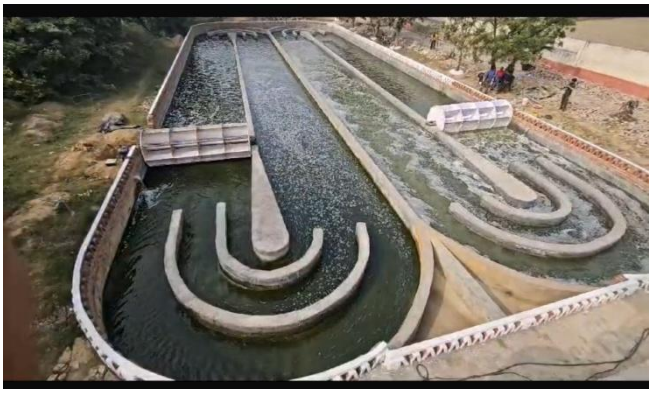
b. French Reed Bed System (under PAVITR)





c. Short-Rotation Plantation (under PAVITR)





c. High-Rate Algae Pond (under PAVITR)

Figure 2: Process Flow Scheme of the Prototypes and their actual views at AMU Aligarh, India

3. RESULTS AND DISCUSSIONS

The performances of each prototype used in this study were monitored over a period of one year. The finding and results are summarized in Table 1.

Table 3: Details and Performance Data of four demonstrative systems at AMU, India.

TECHNOLOGY	Size	Capacity (P.E.)	Parameters	Influent (mg/l)	Efficiency (%)	Salient features derived from the study
ICW	1900 m^2	1000	COD BOD TKN TSS	200 ± 40 110 ± 21 39±10 135 ± 16	96.1 ± 7.9 97.8 ± 6.4 98.7 ± 4.8 98.9 ± 4.6	• Highest removal efficiency. • Year-round stable performance. • Minimal operation complexity.
FRB	260 m^2	1000	COD BOD TSS	162 ± 42 81 ± 28 124 ± 12	94.5 ± 3.6 91.9 ± 5.1 90.3 ± 4.6	• Compact vertical flow design. • Low energy and land requirement. • Suitable for small communities.
SRP	7500 m^2	2500	COD BOD TN TP	199 ± 48 102 ± 17 60±10 11±4	90.5 ± 5.9 97.5 ± 1.7 80.8 ± 7.6 70.1 ± 8.3	• Combines wastewater treatment with biomass production. • Potential for circular bio-economy.
HRAP	667 m^2	750	COD BOD TN TP	197 ± 33 97 ± 17 24±10 14±6	88.1 ± 5.5 87.6 ± 5.6 70.1 ± 9.0 71.4 ± 9.7	• Algae based low energy treatment system. • Biomass as potential fertilizer. • Moderately high efficiency for nutrients removal.

The results indicate that the Integrated Constructed Wetland (ICW) has outperformed all other systems in terms of removal efficiency for all tested parameters. This highlights the advantages of combining anaerobic pre-treatment with both vertical and horizontal subsurface flows. Despite its smaller scale, the French Reed Bed System (FRB) consistently removes organic matter and suspended solids, demonstrating its suitability for decentralized applications. The Short-Rotation Plantation (SRP) offers additional benefits, including biomass production and nutrient recycling, although it has slightly lower treatment efficiency. However, variability in phosphorus removal raises concerns about potential long-term soil saturation. In contrast to other, the High-Rate Algal Pond (HRAP) system's overall efficiency is not very high. This can be attributed to possibly due to its reliance on environmental factors that influence algal activity, but it remains a viable option for low-cost, energy-efficient treatment and biomass valorization. Overall, all prototypes across different technologies have successfully achieved effluent quality that meets the Indian discharge standards.

4. TECHNO-ECONOMIC EVALUATION

The techno-economic evaluation of the technologies employed in these projects serves as a crucial tool for identifying sustainable and cost-effective solutions for wastewater management. This evaluation is specifically conducted under Indian conditions, utilizing data gathered from pilot plants implemented in Aligarh, India. It assesses various factors, including capital costs, operation and maintenance expenses, energy consumption, and revenue generation for each technological option explored in the

study. It is assumed that all technologies comply with discharge standards relevant to the Indian context. The results of the study, reflecting different flow conditions, are illustrated in Figure 3.

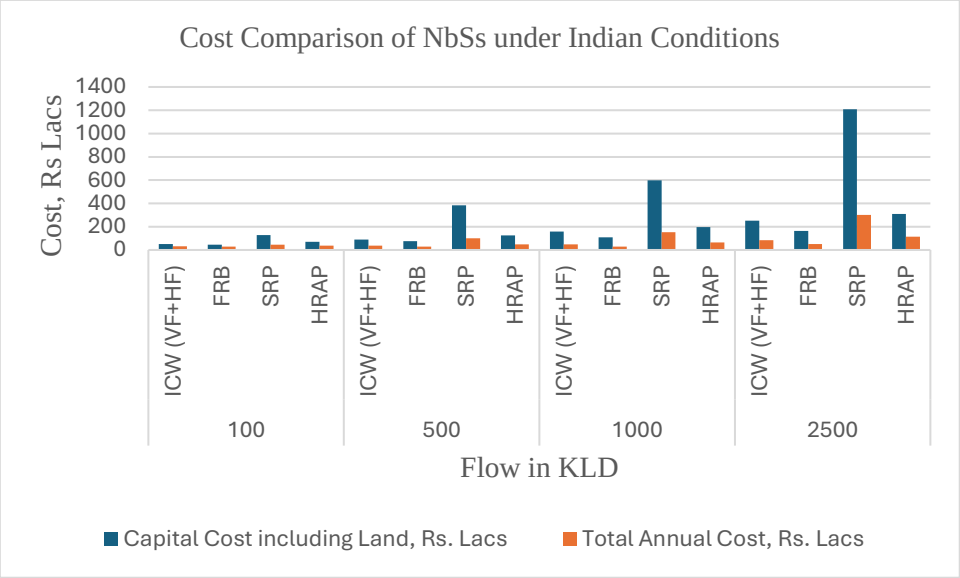


Figure 3: Cost Comparison of NbSs for different flows under Indian Condditions

5. CONCLUSION

The successful implementation and monitoring of prototypes from two major research programs demonstrate that Nature-based Solutions (NbS) offer sustainable, replicable, and cost-effective approaches to used water management. These methods can be easily applied across a variety of climates, ranging from warm to cold regions including semi-arid countries. Among the systems studied, constructed wetlands and French reed bed systems offer reliable treatment options that achieve high performance. The short-rotation plantation technique integrates ecological sanitation with resource recovery, making it particularly suitable for rural areas. The High-Rate Algal Pond method can be a viable treatment option, especially when by-products like microalgae are needed as biofertilizers. The economic evaluation of all the four prototypes implemented and interpolation of the results for different flow conditions shows that the ICW offers cheap proposition followed by FRB and HRAP to achieve same level of the effluent quality. However, when it comes to resource recovery potential, the SRP offer advantages over the other methods. It is concluded that with proper policy support, these technologies can help achieve the targets set by Sustainable Development Goal 6 (SDG 6) and promote circular water economies.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank the Department of Science and Technology, Government of India, and the European Union for their financial support to the R&D Projects (SWINGS and PAVITR), and the Aligarh Muslim University, India for setting-up of the prototypes in their premises.

REFERENCES

Bhanu Pratap, Saroj Kumar, Sampurna Nand, Iqbal Azad, Ram Naresh Bharagava, Luiz Fernando Romanholo Ferreira, Venkatesh Dutta. (2023). Wastewater generation and treatment by various eco-friendly technologies: Possible health hazards and further reuse for environmental safety. Chemosphere, Volume 313, 2023, 137547, ISSN 0045-6535, https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137547

DECISION TREE MODEL AND GIS TO IDENTIFY GROUNDWATER POTENTIAL ZONES CASE OF STUDY: MIDDLE SEYBOUSE WATERSHED

ZITOUNE Lamia[1*], BOUGUERRA Hamza[2], ARRAR Jazia[1]

[1]Department of Hydraulics, Water Sciences Research Laboratory, National Polytechnic School – Algiers, Algeria

[2]Department of Geology, Water Resources and Sustainable Development Laboratory, Badji Mokhtar University – Annaba, Algeria

*e-mail: lamia.zitoune@g.enp.edu.dz

Paper ID: 27

ABSTRACT:

Due to factors including population growth in middle Seybouse sub-catchment area in North-East Algeria, the expansion of irrigated agricultural areas, and economic development, there is a constant rise in the demand for this resource worldwide.

In this study we aim to produce accurate groundwater potential maps and to delineate recharge zones using a multidisciplinary approach integrating geographic information systems (GIS), remote sensing (RS) and machine learning (ML) method. we chose to discuss a specific model from the many machine learning models used which is Decision Treesand deeper is Gradient Tree Boosting (GTB). The groundwater potential zones (GWPZs) are identified by considering 20 essential factors such as lithology, lineament density, Sinks/Depressions, Drainage density, Runoff, Elevation, Rainfall, Slope, aspect, Distance from river, Fault distance, Fault density, LULC, Topographic wetness index (TWI), Soil type, Texture, Permeability, Roughness, Curvature, and Topographic Position Index (TPI).

The results of The Decision Tree model's prediction classify into five classes (very Low to Very high classes) based on the standard deviation classification with respective percentages of 8.19%, 17.74% and 22.52%, the very low and low potentiality classes are the least prevalent in the study area, the high class is the most represented groundwater potential class (26.44%), while the very high potentiality class is roughly 25.08%.

The results can support decision-makers in planning, water resource management, and aquifer protection.

Keywords: machine learning, GIS, middle Seybouse, Decision Tree, groundwater potential zones (GWPZs), Gradient Tree Boosting (GTB).

1. INTRODUCTION

Due to water scarcity issues, the Guelma basin in northeastern Algeria is an agricultural rural area where groundwater from the plains and mountains is used to meet the various needs of the populace (Nouar and Brahmia 2016). A deeper comprehension of the recharge zones and exploitable groundwater potential is necessary for sustainable water resource management (Al Saud 2010).

The spatially distributed estimation of a location's physical capacity to produce enough groundwater based on a number of indirect variables is known as groundwater potential mapping.
With the help of a multidisciplinary approach that combines geographic information systems (GIS), remote sensing (RS), and machine learning (ML) techniques, we hope to create precise maps of groundwater potential and define recharge zones.

2. STUDY AREA

The watershed of the Oued Seybouse is located in the Northeast of the national territory. The Oued Seybouse is the main watercourse, draining a vast watershed of 6,471 km². It originates in the high plains of Heractas and Sellaoua and ends in the coastal plain of Annaba, where it flows into the Mediterranean Sea. The meeting of Oued Charef and Oued Bouhamdane gives birth to Oued Seybouse at the level of Medjez Amar.
The Seybouse basin is a mountainous region made up of six sub-basins: Upper Charef (14-01), Lower Charef (14-02), Bouhamdane (14-03), the Middle Seybouse (14-04), which represents our study area, Mellah (14-05),and Maritime(14-06). The Seybouse medium basin, also known as the Guelma basin (14-04), is located between latitudes 36º14' and 36°35' North and longitudes 7°16' and 7°44' East. It covers the entire Guelma province and drains an area of 823.21 km² (Figure 1) .

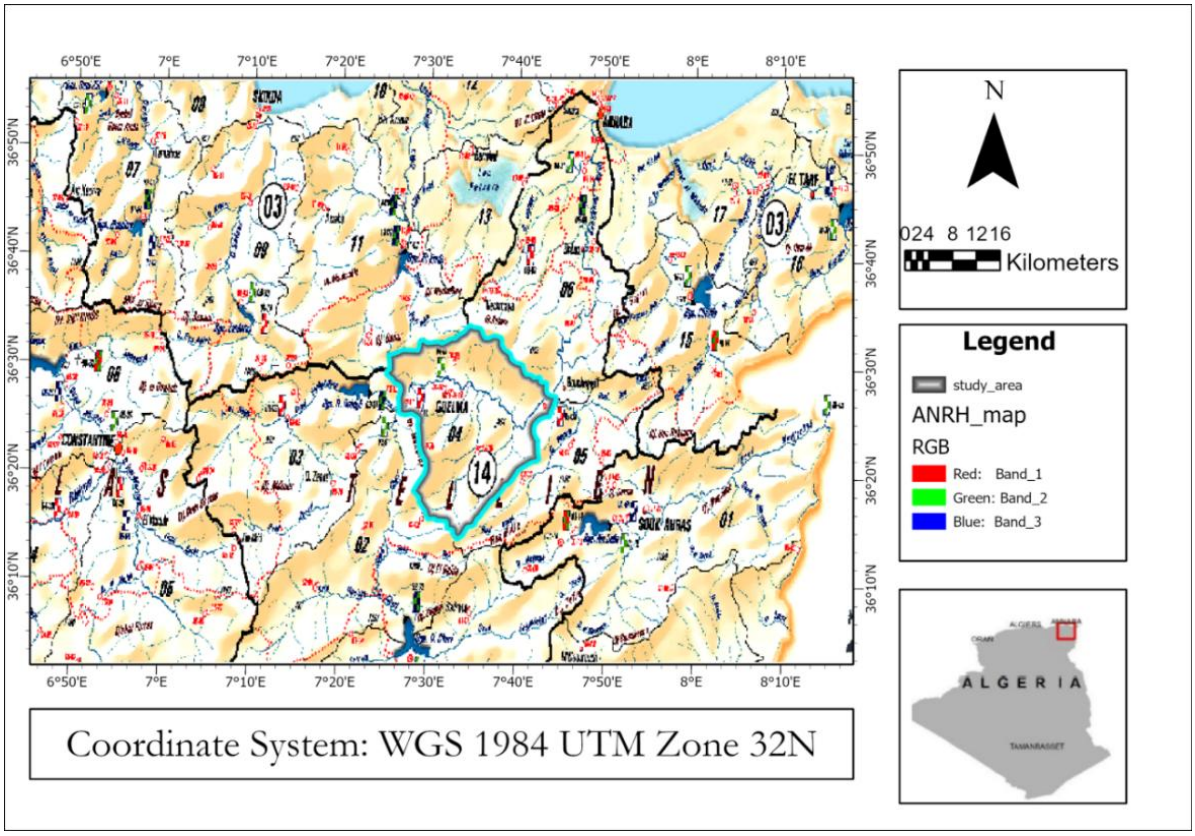


Figure 1: geographic location map of the middle Seybouse watershed

3. MATERIALS AND METHODS

Decision tree models are supervised machine learning models that can be used for both regression (when the variables are continuous or numerical) and classification (for categorical variables). DT is an informative algorithm that makes it simple to visualize and represent information in an intuitive

way. By splitting each decision node into straightforward decision true or false rules (i.e., 1 or 0), its procedure is based on binary partitioning rules, which produce a binary tree (Quinlan 1986). Consequently, the internal nodes determine a prediction value based on the input data set.

In DT models, the best input attribute with the highest purity or producing the most Information Gain (IG) represents a root node (or parent node). At the leaf or terminal node, a final prediction (q) is made. Internal nodes act as intermediary splitting nodes between the root node and the leaves. The informational interference of the independent variables X results in a decrease of the entropy E(Y) of the groundwater point inventory named Y and comprising j classes, which is represented by the Information Gain (IG). Next, purity is computed as follows:

$$\boldsymbol{IG(X,Y) = E(Y) - E(Y,X)}$$

With $$\boldsymbol{E(Y) = -\sum_{i=1}^{i} P_i log_2 P_i}$$

And $$\boldsymbol{E(Y,X) = \sum_{V\{F_1,\ldots m\}} \frac{|Y_V|}{Y} E(Y_V)}$$

In the whole dataset, Pi is the percentage of a given class values that introduce a factor m classes with values (V1, V2,…, Vm). Weighted by the subset proportion to Y, the sum of the entropies of YV subsets of Y is matched with the class value v of the factor. Generally speaking, as the tree gets deeper, the decision rules get more intricate, and the prediction gets more precise on fresh data that fits the data better.

Moreover, data overfitting may result from a single DT learning from a single decision-making process which we specific the Gradient Tree Boosting. As a result, when applied to fresh data, the predictions generated by a single Decision Tree did not produce accurate predictionsand.

To find groundwater potential zones using a Decision Tree model (GTB) with GIS, first we extract the values of the 20 spatial factors (lithology, slope, rainfall…..) from raster maps at known groundwater locations, then train the Decision Tree to learn the rules that distinguish high from low potential areas. Finally, we apply these learned rules back to the entire set of 20 factor maps across the study area in GIS, generating a new raster map that classifies every pixel as having high or low groundwater potential.

4. RESULT

The GTB (Decision Tree model) achieved the highest performance with an AUC of 0.8468, indicating a strong predictive capability and accurate classification.

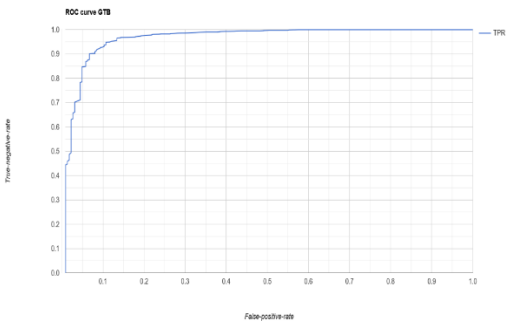


Figure 2: The evaluation of the model using the AUC-ROC indicator

The results of This model's prediction classify into five classes (very Low to Very high classes) based on the standard deviation classification with respective percentages of 8.19%, 17.74% and 22.52%, the very low and low potentiality classes are the least prevalent in the study area, the high class is the most represented groundwater potential class (26.44%), while the very high potentiality class is roughly 25.082%.

Table 1: percentage of each class

Classes	%
Very low	8.19858146
Low	17.74865943
Moderate	22.52506828
High	26.44499114
Very high	25.08269969

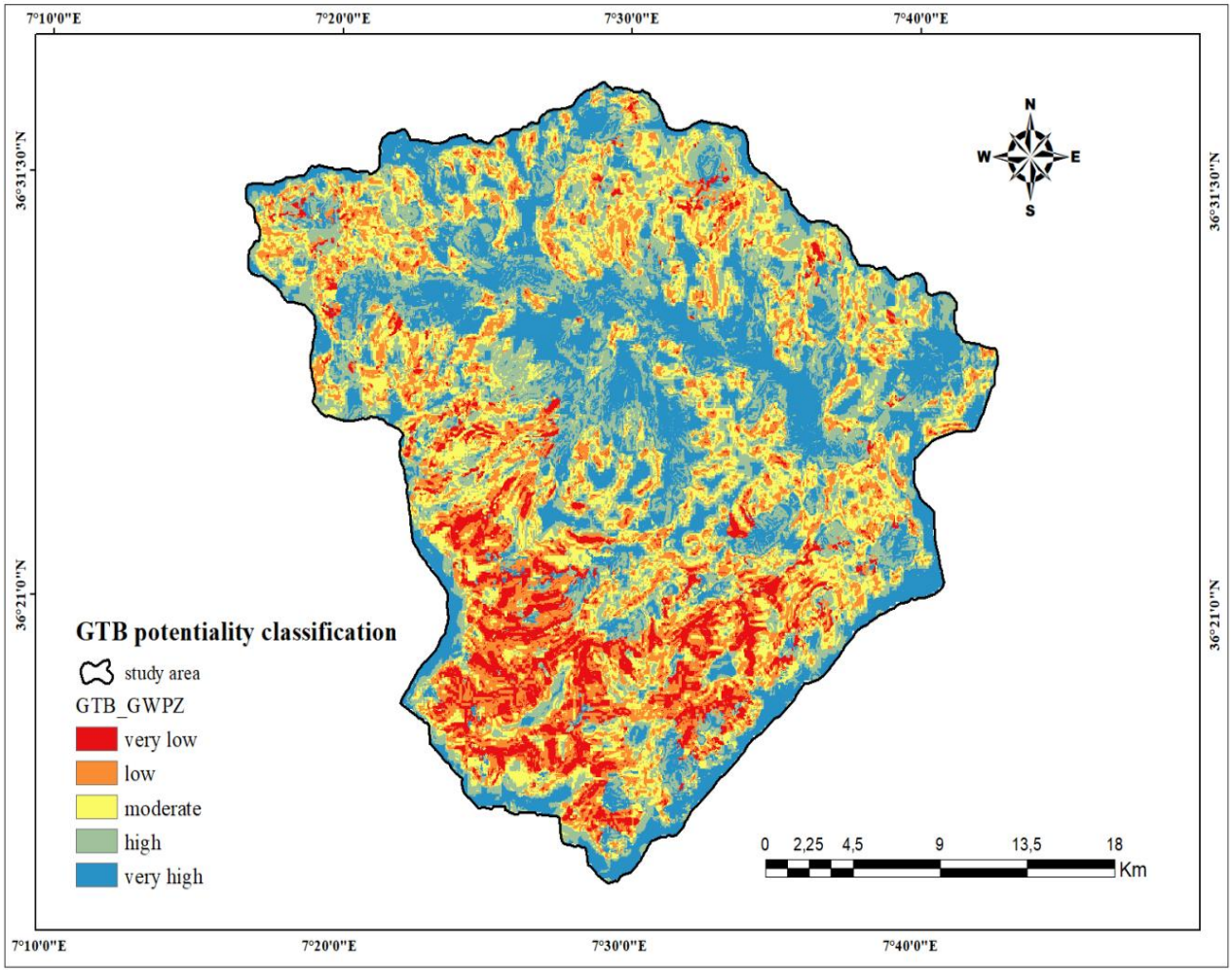


Figure 3: Groundwater potential map

5. CONCLUSION

This study successfully demonstrated the effectiveness of integrating Geographic Information Systems (GIS), Remote Sensing (RS), and machine learning—specifically the Gradient Tree Boosting (GTB) Decision Tree model—to accurately delineate groundwater potential zones in the middle Seybouse watershed. By analyzing 20 essential hydrogeological and topographical factors, the model achieved a strong predictive performance with an Area Under the Curve (AUC) score of 0.8468, indicating its robust capability to classify and map potential areas.

The results provide a detailed, data-driven map that classifies the watershed into five distinct classes of potentiality. The analysis reveals that high and very high potential zones are the most prevalent in the study area, representing over half of the total area. This finding is of significant importance for local water resource management.

Ultimately, this research provides a powerful, objective, and efficient tool that can be used by decision-makers and regional planners to guide sustainable water resource management. The findings are crucial for optimizing the placement of future boreholes, protecting vital aquifers from over-extraction, and ensuring water security in the face of population growth and increasing agricultural demand in northeastern Algeria. The methodology serves as a valuable framework that can be applied to other basins facing similar water scarcity challenges.

REFERENCES

Al saud .M.(2010). Mapping Potential Areas for Groundwater storage in wadi aurnah basin, Western Arabian Peninsula, using Remote Sensing and Geographic Information System Techniques. Hydrogeol j.18(6):1481–1495

Al-Abadi AM, Handhal AM, Al-Ginamy MA.(2020). Evaluating the Dibdibba Aquifer Productivity at the Karbala–Najaf plateau (Central Iraq) using GIS-based Tree Machine Learning Algorithms. Nat Resour Res. 29(3):1989–2009.

Boufekane A, Meddi H, Meddi M. 2020. Delineation of Groundwater Recharge Zones in the Mitidja Plain,North Algeria, using Multi-Criteria analysis. J Hydroinformatics. 22(6):1468–1484.

Lee S, Hong S-M, Jung H-S. 2018. GIS-based Groundwater Potential Mapping using Artificial Neural Network and Support Vector Machine Models: The case of Boryeong city in Korea. Geocarto Int. 33(8):847–861

Mouassa S, Moulla AS, Benhadj Tahar A, Teffahi M, Zaagane M, Benyoucef M, Brahmia N. 2020. Geochemical and Isotopic Characterization of Groundwater in The Alluvial Aquifer of Guelma (northeastern Algeria). Arabian J. Geosci. 13(5):218. doi:10.1007/s12517-020-5212-4.

Naghibi, S. A., & Pourghasemi, H. R. (2015). A comparative Assessment between three Machine Learning Models and their Performance Comparison by Bivariate and Multivariate Statistical Methods in Groundwater Potential Mapping. Water Resources Management, 29, 5217. https://doi.org/10.1007/s11 269-015-1114-8.

Nait Amara B, Aissa DE, Maouche S, Braham M, Machane D, Guessoum N. (2019). Hydrothermal Alteration Mapping and Structural Features in the Guelma Basin (Northeastern Algeria): Contribution of Landsat-8 Data. Arab J Geosci. 12(3):94.

Nouar T, Brahmia A. (2016). Hydrochemistry and Assessment on Groundwater Quality of the aquifer of Heliopolis in North of Guelma-Algeria. Int J Sci Eng Res. 7(11):318–324.

Quinlan JR. (1986). Induction of Decision Trees. Mach Learn. 1(1):81–106.

Saad R, Nawawi MNM, Mohamad ET.(2012). Groundwater Detection in Alluvium using 2-D Electricalresistivity Tomography (ERT). Electron J Geotech Eng. 17:369–376.

MODELING HYDROLYTIC DEGRADATION OF PLA PLASTICIZED WITH EPOXIDIZED SUNFLOWER OIL FOR ENVIRONMENTAL APPLICATIONS USING COMSOL MULTIPHYSICS®

Mohamed BOUTI[1,2], Naima BELHANECHE-BENSEMRA[1]

[1]Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement, Ecole Nationale Polytechnique, BP 182, El-Harrach, Algiers, Algeria
[2]Engineering and Environment Technology Laboratory, Abdelhafid Boussouf University Center, Mila, Algeria
*Corresponding author: bouti.m@centre-univ-mila.dz
Paper ID: 111

ABSTRACT

Poly (lactic acid) (PLA) is a leading biodegradable polymer with growing applications in packaging. However, its practical use is limited by its brittleness and sensitivity to hydrolytic degradation. The use of bio plasticizers, such as epoxidized sunflower oil (ESO), can improve the flexibility and processability of PLA, but it also raises concerns regarding the long-term stability of the material. Present models of PLA degradation often overlook the dynamic influence of plasticizers on mass transport ability, resulting in a significant knowledge gap in understanding and predicting PLA's environmental performance. This study aims to **develop a mechanistic understanding of how ESO plasticization influences the hydrolytic degradation of PLA** by focusing on the underlying mass transport phenomena. Using COMSOL Multiphysics®, we developed a 2D–3D diffusion–reaction model based on Fick's laws to simulate two interrelated processes: water penetration and plasticizer migration. The model considers the influence of ESO on PLA's free volume and diffusion coefficients, alongside environmental boundary conditions that reflect real-word exposure. Results show spatial and temporal concentration profiles of water and plasticizer within the PLA matrix, indicating that plasticizer loss affects local diffusivity and increases water penetration. This directly influences the **availability of water for ester bond hydrolysis**, confirming that plasticizer migration contributes to the progression of degradation by hydrolysis. Comparative analysis with literature data demonstrates agreement with reported experimental trends, providing partial validation of the model. The study also highlights limitations, such as the absence of direct experimental validation and the assumption of no ESO release. This work provides a predictive modeling framework linking transport phenomena with hydrolysis kinetics, offering knowledge for the design of PLA-based materials with tailored degradation performance for sustainable applications.

KEYWORDS: poly (lactic acid) (PLA), plasticization, epoxidized sunflower oil (ESO), hydrolytic degradation, COMSOL Multiphysics®.

1. INTRODUCTION

Poly(lactic acid) has emerged as one of the most promising biodegradable polymers for environmental applications, particularly within the food-packaging sector, due to its origin from renewable resources, inherent composability, and favourable mechanical properties **(Swetha et al., 2023)**.However, despite these benefits, PLA suffers from notable limitations such as brittleness, low impact resistance, and restricted thermal stability, which limit its wider use in flexible or durable applications**(Rajan et al.,**

2018). To mitigate these drawbacks, researchers have investigated the incorporation of various plasticizers to improve PLA's ductility and processability while maintaining its biodegradability **(Huang et al., 2024)**.Among these, epoxidized sunflower oil (ESO) has gained attention due to its bio-based origin and ability to enhance flexibility through interactions with the PLA matrix **(Bouti et al., 2022)**. However, the incorporation of plasticizers may affect the polymer's susceptibility to degradation, particularly under hydrolytic conditions **(Brdlík et al., 2023)**.By enhancing chain mobility reduced crystallinity and increasing free volume, plasticizers promote water diffusion into the polymer matrix(Leonés et al., 2020; Leu & Chow, 2011; Rivero et al., 2016), thereby accelerating hydrolytic chain scission through ester bonds hydrolysis**(Magazzini et al., 2021)**. Understanding the influence of ESO on the hydrolytic degradation behaviour of PLA is therefore critical for predicting its long-term performance in environmental applications.

A solid understanding of the coupled transport and degradation dynamics within plasticized PLA systems is crucial. Mathematical modelling, particularly through finite element tools such as COMSOL Multiphysics®, facilitates the simulation of water diffusion and hydrolytic degradation kinetics, providing predictive insights into the material's long-term behaviour under various environmental conditions. Previous modelling studies have primarily employed coupled diffusion-reaction mechanisms, in which water that penetrates the polymer matrix is described by Fick's law, and the subsequent degradation is represented through either first or second-order kinetics or autocatalytic mechanisms**(Han et al., 1995; Rothstein et al., 2009; T. Zhang et al., 2018)**.However, few studies have extended this approach to plasticized PLA systems, where the presence of additives alters hydrolytic degradation **(Watai et al., 2020; P. Zhang et al., 2018)**.Accurately representing these interactions requires time-dependent partial differential equations that integrate mass transport, chemical kinetics, and the evolving physical properties of the material.While significant progress have been made in modeling the hydrolytic degradation of neat PLA**(Limsukon et al., 2023)**, there has been insufficient focus on systems modified with bio-based plasticizers like epoxidized sunflower oil (ESO).The influence of such plasticizers on water diffusion and degradation kinetics remains largely unaccounted for in existing computational models, which predominantly focus on unplasticized PLA. Moreover, there is a notable lack of spatially resolved Multiphysics models that capture the coupled dynamics of water transport and hydrolysis in plasticized PLA systems.

In this context, the present study aims to develop a mechanistic model using COMSOL Multiphysics® to simulate the hydrolytic degradation of PLA plasticized with ESO. The model couples water diffusion with ester bond scission kinetics, while incorporating the influence of plasticizer content on key transport and degradation parameters. This work seeks to fill a critical gap in the literature by providing a predictive framework for evaluating the long-term behaviour of plasticized PLA under environmentally relevant conditions.

2. THREE-DIMENSIONAL MULTIPHYSICS MODELING OF HYDROLYTIC DEGRADATION

A three-dimensional finite element model was developed in COMSOL Multiphysics® 6.2 to simulate the spatially resolved degradation behaviour of PLA modified with epoxidized sunflower oil (ESO), accounting for the coupled effects of water diffusion, plasticizer migration, and ester bond hydrolysis. The model geometry, a parallelepiped domain (20 mm × 20 mm × 0.1 mm), represents a typical biodegradable packaging film. A refined tetrahedral mesh was employed, particularly in regions with steep concentration and reaction gradients, while geometric symmetry was utilized to reduce computational cost without compromising solution accuracy.

2.1. Governing Equation and Model Setup :

The degradation model employs a coupled approach that integrates water diffusion, plasticizer migration, and ester bond hydrolysis to exhibit the dynamic evolution of ESO-plasticized PLA system under hydrolytic conditions. This coupling is crucial for predicting environmental degradation behaviour. The governing equations are implemented using the Transport of Diluted Spices interface to model water and plasticizer, and the Domain Ordinary Differential Equations (ODEs) interface to represent the hydrolytic reaction kinetics.

In this model, the diffusion of water into the PLA matrix follows Fick's second law in three dimensions **(Momeni et al., 2021)**.

$$\frac{\partial C_w}{\partial t} = \nabla(D_w(C_p).\nabla C_w) \tag{1}$$

With water diffusivity D_w dependent on the plasticizer concentration C_p, which explain the increased free volume, and enhanced permeability induced by ESO **(Turco et al., 2019)**, and can be described as

$$D_w = D_{w0}.(1 + \alpha.C_p) \tag{2}$$

WithD_{w0} is the initial concentration water diffusivity, and α is a positive empirical diffusion coefficient.

The migration of the ESO plasticizer also responds to Fick's second law of diffusion, with changes to adjust concentration**(Wei et al., 2019)**.

$$\frac{\partial C_p}{\partial t} = \nabla\left(D_p(C_w).\nabla C_p\right) - k_p.C_p \tag{3}$$

With k_p is the first-order constant decay of ESO (time^{-1}). The dependence between the diffusivity $D_p$and water concentration $C_w$can be represented as follows:

$$D_p = D_{p0}.(1 + \beta.C_w) \tag{4}$$

With D_{p0} is the initial concentration ESO plasticizer diffusivity, and β is a positive empirical diffusion coefficient of plasticizer, which relates to the plasticization efficiency of the ESO. The hydrolysis reaction occurring within the plasticized PLA can be expressed as:

$$H_2O + RCOOR' \leftrightarrow COOH + OH \tag{5}$$

The ester bond scission follows first-order kinetics; the hydrolysis rate is proportional to the concentration of ester bonds $[RCOOR']$remaining in the polymer matrix. The rate of ester bond cleavage is expressed as**(Klimczuk et al., 2024; Vieira et al., 2023)**:

$$\frac{d[RCOOR']}{dt} = -k.[RCOOR'] \tag{6}$$

With k is the first-order constant (time^{-1}).

As PLA chains break occurs, the average molecular weight M_w decreases; thus, monitoring M_w over time indirectly reflects the cumulative number of cleaved ester bonds, which cannot be directly observed**(Grizzi et al., 1995; Li & McCarthy, 1999)**. The modelling of hydrolytic degradation of PLA can be described in terms of the remaining molecular weight or mass fraction as follows:

$$\frac{dM_w}{dt} = -k.M_w \tag{7}$$

The hydrolytic degradation behaviour of PLA is governed by the combined effects of water availability and ESO-induced plasticization. Water contributes directly to ester bond scission, while ESO enhances the polymer's free volume and chain mobility, increasing structural accessibility to water. To capture this interaction, the degradation rate constant k is expressed as a function of both water and plasticizer concentrations. This approach, supported by **(Tsuji, 2005)**, reflects how moisture content and polymer mobility collectively accelerate hydrolysis, justifying the use of concentration-dependent kinetic models.

$$k(C_w, C_p) = k_0(1 + \alpha C_w)(1 + \beta C_p) \tag{8}$$

This formulation covers the synergistic role of water as a reactive agent and ESO as a structural enabler of chain scission, facilitating spatially resolved predictions of degradation advancement in plasticized PLA.

2.2. Environmental Boundary and Initial Conditions:

At time t = 0, the PLA matrix is dry with a uniform water concentration ($C_w = 0$), while the ESO is uniformly distributed at concentration $C_p = C_{p0}$. The polymer is represented in an un-degraded state with a normalized molecular weight fraction ($M_w = 1$).

Boundary conditions facilitate water ingress from the top and lateral surfaces of the PLA sample, simulating hydrolytic degradation under humidity. Dirichlet conditions set the water concentration at $C_w = C_{w,surff}$ on these surfaces, while the bottom surface is insulated with a zero-flux (Neumann) condition to prevent water entry.

ESO migration is modelled as an internal redistribution process, with no environmental exchange, leading to no-flux conditions for C_p at external boundaries. This reflects the simplifying assumption that ESO remains stable and does not leach out. While this aids computational tractability, the limitation is acknowledged in the discussion.

3. SPATIOTEMPORAL COMSOL ANALYSIS OF SURFACE-DRIVEN HYDROLYSIS IN ESO-PLASTICIZER PLA FILMS

3.1. Spatial and Temporal Water Concentration Distributions

Figures 1–4 illustrate 2D contour representations of water diffusion in the ESO-plasticized PLA matrix over time intervals of t = 1 seconds, 1 day, 7 days, and 30 days, respectively. Captions were expanded for clarity.

The data depict the spatial and temporal progression of water concentration (C_w) as it infiltrates the exposed boundaries (top and lateral surfaces) of the PLA matrix, in accordance with the Fickian diffusion model Eq. (1).

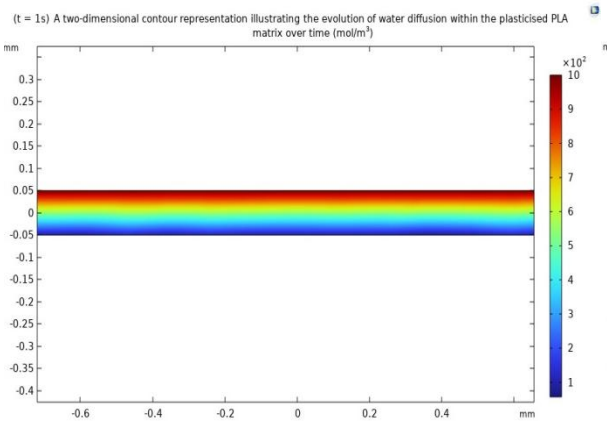


Figure 1: A 2D contour representation illustrating the evolution of water diffusion within the plasticized matrix over time at t = 1 s.

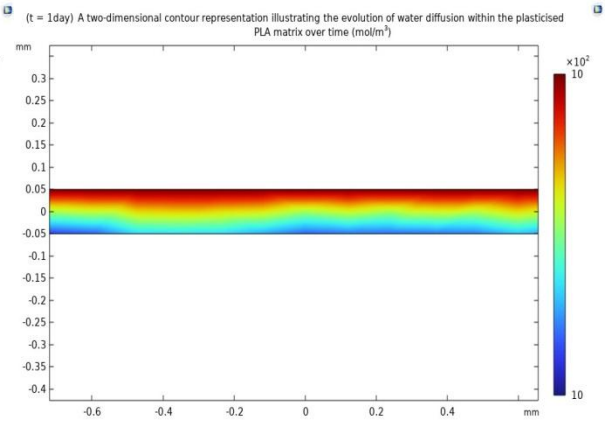


Figure 2: A 2D contour representation illustrating the evolution of water diffusion within the plasticized matrix over time at t = 1 day.

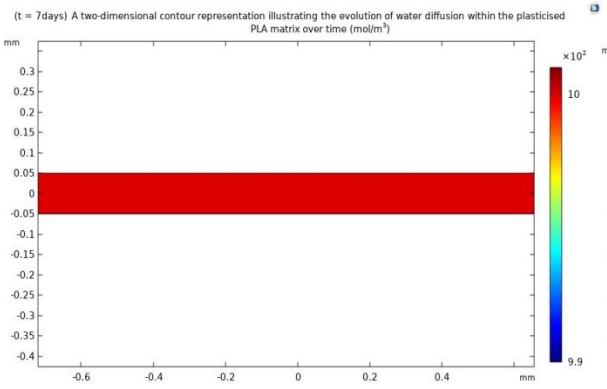


Figure 3: A 2D contour representation illustrating the evolution of water diffusion within the plasticized matrix over time at t = 7 days.

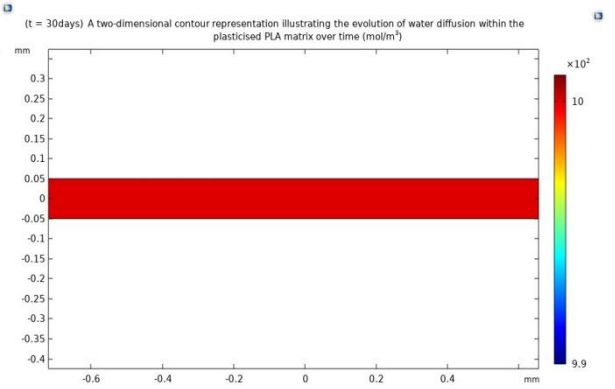


Figure 4: A 2D contour representation illustrating the evolution of water diffusion within the plasticized matrix over time at t = 30 days.

At t = 0, the matrix is desiccated ($C_w \approx 0$ mol/m³), indicating the beginning state of a water-free PLA specimen. At t = 1 day (Figure 2), water penetration is apparent around the boundaries, with elevated concentrations at the surface resulting from the Dirichlet boundary condition (C_w=$C_{w,0}$). The penetration intensifies at t = 7 days (Figure 3) and t = 30 days (Figure 4), demonstrating a gradient of rising $C_w$from the core to the surface, indicative of diffusion-driven water transport. The enhanced water penetration supports the claim that ESO increases water diffusivity through improving free volume Eq. (2), as the incorporation of ESO likely promotes greater water absorption at the surface relative to unplasticized PLA.

3.2. Plasticizer Migration and its Effect on Diffusivity

Figure 5– 6show the distribution of ESO concentration (C_p) over time. The concentration is homogeneously distributed, as expected. However, by the end of the simulation period, the plasticizer concentration had dropped uniformly to near zero across the entire film.

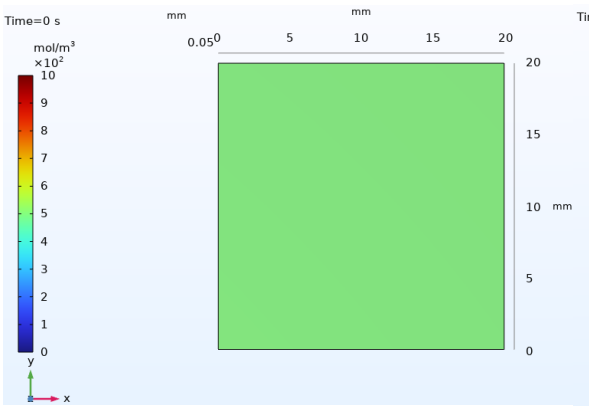


Figure 5: Distribution of ESO concentration at t = 0s.

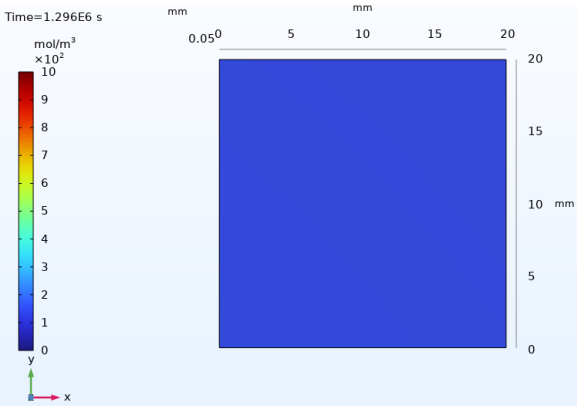


Figure 6: Distribution of ESO concentration at t = 15days.

The loss of plasticizer over time improves chain mobility and free volume, which in turn elevates water diffusivity (D_w). The plot appears to indicate a positive relationship between D_w and C_p as cited in Eq. (2), suggesting that elevated ESO levels enhance D_w, thereby promoting water ingress. As ESO transitions from specific areas, localised decreases in C_p result in modified diffusivity, subsequently enhancing water penetration. This supports the assertion that "plasticizer loss affects local diffusivity and increases water penetration."

3.3. Effects on Hydrolytic Degradation

The relationship between water penetration and hydrolytic degradation is illustrated in Figures 7 and 8. Figure 7shows the correlation between water concentration (C_w) and normalized molecular weight (M_w/M_{w0}) in ESO-plasticized PLA.

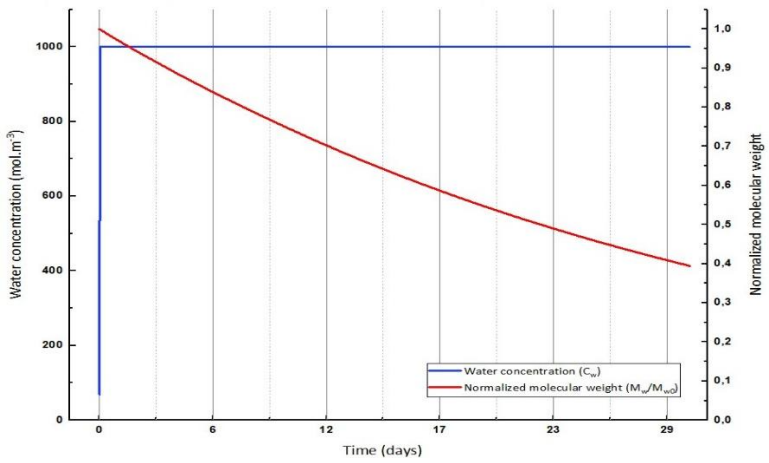


Figure 7: Correlation between water concentration and normalized molecular weight in ESO-plasticized PLA.

Regions with elevated water concentration (C_w)exhibit more significant decreases in (M_w/M_{w0}), indicating enhanced ester bond hydrolysis Eqs. (5) – (6) as a result of increased water availability. This is consistent with the first-order kinetics assumption, in which the hydrolysis rate is directly proportional to the concentration of ester bonds ([E]) remaining in the polymer matrix. The presence of ESO facilitates this process by enhancing water diffusion and chain mobility.

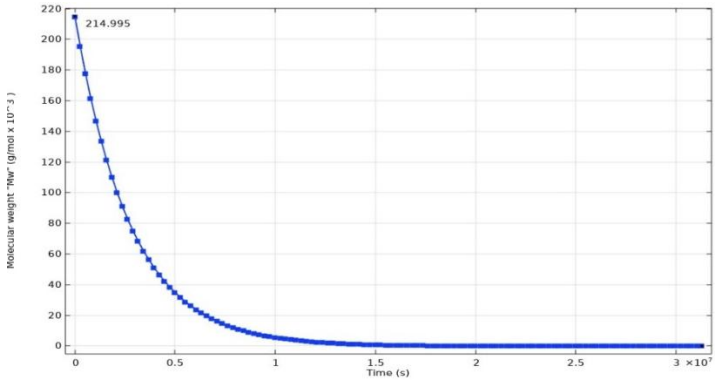


Figure 8: Time-dependent changes in the molecular weight on ESO-plasticized PLA.

Figure 8 presents the time-dependent decrease of M_w/M_{w0}in ESO-plasticized PLA, demonstrating a gradual molecular weight reduction as hydrolysis progresses. The results indicate that degradation is faster in ESO-plasticized PLA compared to unplasticized PLA, confirming that plasticizer migration contributes to the progression of hydrolytic degradation by increasing free volume and water accessibility.

These trends align with experimental observations reported in the literature. (**Li & McCarthy,1999**)described water-induced chain scission in PLA following first-order kinetics, while (**Brdlík et al., 2023)**demonstrated that the presence of plasticizers accelerates PLA degradation under composting conditions. The agreement between our simulated results and these independent studies provides indirect validation of the model, supporting its robustness and predictive capacity.

3.4. Comparative Discussion and Model Validation

To provide partial validation of the proposed model, the simulation results were compared qualitatively with published experimental studies on PLA degradation.(**Bouti et al., 2022**) reported that ESO incorporation enhances chain mobility and reduces crystallinity in PLA, which is consistent with our findings that ESO accelerates water diffusion and hydrolysis. (**Limsukon et al., 2023**)demonstrated that hydrolytic degradation of PLA follows temperature-dependent molecular weight reduction trends, in agreement with the time-dependent M_w decrease predicted by our model. Similarly, (**Brdlík et al., 2023**)showed that the presence of plasticizers accelerates PLA degradation under composting conditions, supporting our observation that ESO migration increases water penetration and promotes ester bond cleavage.

Although direct experimental validation of our model is not yet available, these qualitative comparisons with independent studies confirm that the predicted trends are physically consistent with experimental evidence. This alignment strengthens the credibility of the modeling framework and demonstrates its capacity to capture the essential mechanisms governing PLA hydrolytic degradation in the presence of ESO.

3.5. Mechanistic insights, implications, and future directions

The COMSOL Multiphysics® model highlights the dual role of ESO in PLA degradation, showing that ESO migration increases water diffusivity by expanding free volume, which accelerates ester bond hydrolysis and molecular weight loss. This behaviour, evident in spatial concentration profiles and degradation patterns, emphasizes ESO's contribution to both flexibility enhancement and increased degradation susceptibility. While the model offers a valuable predictive tool for designing biodegradable packaging with controlled degradation rates, its assumptions—such as neglecting ESO leaching—limit its real-world applicability. Experimental validation and future model extensions, including environmental effects and plasticizer loss, are essential to improve accuracy and applicability.

3.6. Limitations and Future Work

Despite its contributions, the model presents some limitations: it assumes no leaching of ESO into the environment, autocatalytic effects of lactic acid oligomers are not included, and direct experimental validation is absent. Future work should couple the model with experimental hydrolysis studies, introduce ESO leaching mechanisms, and extend to temperature- and pH-dependent environments for improved predictive power.

4. CONCLUSION

The findings provided detailed insight into the mechanisms by which ESO affects water diffusion and hydrolytic degradation in PLA. The spatiotemporal analysis of water and ESO distributions, along with their influence on diffusivity and the molecular weight reduction, highlights the significant importance of plasticizer migration in hastening degradation. Comparisons with literature provide partial validation of the model, reinforcing its predictive reliability. While assumptions limit direct applicability, the framework offers a valuable resource for designing PLA-based materials with controlled degradation tailored for environmental applications.

REFERENCES

Benali, S., Aouadi, S., Dechief, A., Murariu, M., & Dúbois, P. (2015). Key Factors for Tuning Hydrolytic Degradation of Polylactide/Zinc Oxide Nanocomposites. In *Nanocomposites*. https://doi.org/10.1179/2055033214y.0000000007

Bouti, M., Irinislimane, R., & Belhaneche-Bensemra, N. (2022). Properties Investigation of Epoxidized Sunflower Oil as Bioplasticizer for Poly (Lactic Acid). *Journal of Polymers and the Environment*, *30*(1), 232–245. https://doi.org/10.1007/s10924-021-02194-3

Brdlík, P., Novák, J., Borůvka, M., Běhálek, L., & Lenfeld, P. (2023). The Influence of Plasticizers and Accelerated Ageing on Biodegradation of PLA under Controlled Composting Conditions. *Polymers*, *15*(1). https://doi.org/10.3390/polym15010140

Fabiola Maria Iñiguez Franco. (2018). *Hydrolytic degradation of neat and modified poly(lactic acid) with nanoparticles and chain extenders by water-ethanol solutions*. Michigan State University.

Grizzi, I., Garreau, H., Li, S., & Vert, M. (1995). Hydrolytic degradation of devices based on poly(DL-lactic acid) size-dependence. *Biomaterials*, *16*(4), 305–311. https://doi.org/10.1016/0142-

9612(95)93258-f

Han, H., Gryte, C. C., & Ree, M. (1995). Water Diffusion and Sorption in Films of High-Performance Poly(4,4′-Oxydiphenylene Pyromellitimide): Effects of Humidity, Imidization History and Film Thickness. In *Polymer*. https://doi.org/10.1016/0032-3861(95)99012-j

Huang, N., Wang, F., Zhang, R., Cao, Z., Sun, W., Ma, Y., Tan, J., & Zhu, X. (2024). Biodegradable Hydrogenated Dimer Acid-Based Plasticizers for PLA with Excellent Plasticization, Thermal Stability and Gas Resistance. *Molecules*, *29*(11). https://doi.org/10.3390/molecules29112526

Klimczuk, B., Rudnicka, A., Owczarek, O., Puszkarz, A. K., Szparaga, G., & Puchalski, M. (2024). Investigation of the Hydrolytic Degradation Kinetics of 3D-Printed PLA Structures under a Thermally Accelerated Regime. *Materials*, *17*(5). https://doi.org/10.3390/ma17051043

Leonés, A., Peponi, L., Lieblich, M., Benavente, R., & Fiori, S. (2020). In Vitro Degradation of Plasticized PLA Electrospun Fiber Mats: Morphological, Thermal and Crystalline Evolution. *Polymers*, *12*(12). https://doi.org/10.3390/polym12122975

Leu, Y. Y., & Chow, W. S. (2011). Kinetics of Water Absorption and Thermal Properties of Poly(lactic Acid)/Organomontmorillonite/Poly(ethylene Glycol) Nanocomposites. In *Journal of Vinyl and Additive Technology*. https://doi.org/10.1002/vnl.20259

Li, S., & McCarthy, S. (1999). Further investigations on the hydrolytic degradation of poly (DL-lactide). *Biomaterials*, *20*(1), 35–44. https://doi.org/10.1016/s0142-9612(97)00226-3

Limsukon, W., Rubino, M., Rabnawaz, M., Lim, L.-T., & Auras, R. (2023). Hydrolytic degradation of poly(lactic acid): Unraveling correlations between temperature and the three phase structures. *Polymer Degradation and Stability*, *217*, 110537. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2023.110537

Magazzini, L., Grilli, S., Fenni, S. E., Donetti, A., Cavallo, D., & Monticelli, O. (2021). The Blending of Poly(glycolic Acid) With Polycaprolactone and Poly(l-Lactide): Promising Combinations. In *Polymers*. https://doi.org/10.3390/polym13162780

Momeni, S., Rezvani Ghomi, E., Shakiba, M., Shafiei-Navid, S., Abdouss, M., Bigham, A., Khosravi, F., Ahmadi, Z., Faraji, M., Abdouss, H., & Ramakrishna, S. (2021). The Effect of Poly (Ethylene glycol) Emulation on the Degradation of PLA/Starch Composites. *Polymers*, *13*(7). https://doi.org/10.3390/polym13071019

Rahmat, M., Ghasemi, I., Karrabi, M., Azizi, H., Zandi, M., & Riahinezhad, M. (2015). Silane Crosslinking of Poly(lactic Acid): The Effect of Simultaneous Hydrolytic Degradation. In *Express Polymer Letters*. https://doi.org/10.3144/expresspolymlett.2015.101

Rajan, K. P., Thomas, S. P., Gopanna, A., Al-Ghamdi, A., & Chavali, M. (2018). Polyblends and composites of poly (lactic acid) (PLA): a review on the state of the art. *Journal of Polymer Science and Engineering*. https://api.semanticscholar.org/CorpusID:116691142

Rivero, S., Damonte, L. C., García, M. Á., & Pinotti, A. (2016). An Insight Into the Role of Glycerol in Chitosan Films. In *Food Biophysics*. https://doi.org/10.1007/s11483-015-9421-4

Rothstein, S. N., Federspiel, W. J., & Little, S. R. (2009). A Unified Mathematical Model for the

Prediction of Controlled Release From Surface and Bulk Eroding Polymer Matrices. In *Biomaterials*. https://doi.org/10.1016/j.biomaterials.2008.12.002

Swetha, T. A., Bora, A., Mohanrasu, K., Balaji, P., Raja, R., Ponnuchamy, K., Muthusamy, G., & Arun, A. (2023). A comprehensive review on polylactic acid (PLA) - Synthesis, processing and application in food packaging. *International Journal of Biological Macromolecules*, *234*, 123715. https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2023.123715

Tsuji, H. (2005). Poly(lactide) stereocomplexes: formation, structure, properties, degradation, and applications. *Macromolecular Bioscience*, *5*(7), 569–597. https://doi.org/10.1002/mabi.200500062

Turco, R., Ortega-Toro, R., Tesser, R., Mallardo, S., Collazo-Bigliardi, S., Chiralt Boix, A., Malinconico, M., Rippa, M., Di Serio, M., & Santagata, G. (2019). Poly (Lactic Acid)/Thermoplastic Starch Films: Effect of Cardoon Seed Epoxidized Oil on Their Chemicophysical, Mechanical, and Barrier Properties. *Coatings*, *9*(9). https://doi.org/10.3390/coatings9090574

Vieira, A. F. C., Da Silva, E. H. P., & Ribeiro, M. L. (2023). Numerical Approach to Simulate the Mechanical Behavior of Biodegradable Polymers during Erosion. *Polymers*, *15*(9). https://doi.org/10.3390/polym15091979

Watai, J. S., Calvão, P. S., Rigolin, T. R., Bettini, S. H. do P., & Souza, A. M. C. de. (2020). Retardation Effect of Nanohydroxyapatite on the Hydrolytic Degradation of Poly (Lactic Acid). In *Polymer Engineering \& Science*. https://doi.org/10.1002/pen.25459

Wei, X.-F., Linde, E., & Hedenqvist, M. S. (2019). Plasticiser loss from plastic or rubber products through diffusion and evaporation. *Npj Materials Degradation*, *3*(1), 18. https://doi.org/10.1038/s41529-019-0080-7

Zhang, P., He, Y., Gao, D., Cai, Y., & Liu, B. (2018). Hydrolytic and Thermal Degradation of Polyethylene Glycol Compatibilized Poly(lactic Acid)-nanocrystalline Cellulose Bionanocomposites. In *Journal of Applied Polymer Science*. https://doi.org/10.1002/app.46933

Zhang, T., Wang, H., Zhou, B., Ji, X., Wang, H., & Du, A. (2018). One-Dimension Diffusion Preparation of Concentration-Gradient Fe2O3/SiO2 Aerogel. In *Molecules*. https://doi.org/10.3390/molecules23071502

INTEGRATED DLNN-AHP FRAMEWORK FOR ENHANCED SOIL EROSION SUSCEPTIBILITY ASSESSMENT: A CASE STUDY OF THE WADI ISSER WATERSHED

Mohammed Amine GUELMANE*[1], Oussama DERDOUS[2], Djamel BOUTOUTAOU[3]

[1] Laboratoire de Recherche des Sciences de L'Eau / National Polytechnic School, El Harrach, Algeria

[2] Faculty of Earth Sciences, Geography and Territory Planning / University of Constantine, Constantine, Algeria

[3] Department of Hydraulics and Civil Engineering / University of Kasdi Merbah, Ouargla, Algeria

*Corresponding author: mohammed_amine.guelmane@g.enp.edu.dz

Paper ID: 33

ABSTRACT

Soil erosion poses a significant threat to agricultural productivity, water resources, and ecosystem stability, particularly in areas with complex topography and variable climates. This study presents an integrated framework that combines Deep Learning Neural Networks (DLNN) with the Analytical Hierarchy Process (AHP) to assess erosion susceptibility in the Wadi Isser watershed, Northern Algeria. Seven erosion conditioning factors, namely, slope, rainfall, slope aspect, elevation, land cover, soil classification, and stream power index, were evaluated using a deep learning approach. The DLNN, optimized via the Adadelta algorithm with early stopping and grid search over various network architectures, objectively derived factor weights, then transformed into a pairwise comparison matrix. The final weights were computed, indicating that slope is the most influential erosion conditioning factor. Validation yielded an average AUC score of 93.90%, underscoring the robustness and reliability of the proposed framework. The resulting soil erosion susceptibility map, classified from very low to very high risk, reveals that 41.70% of the study area is located within high to very high susceptibility zones. These findings provide valuable insights for sustainable land management and environmental protection in erosion-prone areas.

KEYWORDS: Soil Erosion, Deep Learning Neural Networks, Analytical Hierarchy Process, Wadi Isser Watershed.

RÉSUMÉ

L'érosion des sols constitue une menace majeure pour la productivité agricole, les ressources en eau et la stabilité des écosystèmes, en particulier dans les zones à topographie complexe et à climat variable. Cette étude propose un cadre intégré combinant les réseaux de neurones profonds (DLNN) et le processus hiérarchique analytique (AHP) afin d'évaluer la susceptibilité à l'érosion dans le bassin versant de l'oued Isser, au nord de l'Algérie. Sept facteurs conditionnant l'érosion, la pente, les précipitations, l'exposition des versants, l'altitude, l'occupation du sol, la classification des sols et l'indice de puissance des cours d'eau, ont été analysés par une approche d'apprentissage profond. Le DLNN, optimisé via l'algorithme Adadelta avec arrêt anticipé et recherche par grille sur diverses architectures, a permis de dériver objectivement les poids des facteurs, ensuite transformés en matrice de comparaison par paires. Les poids finaux ont été calculés, révélant que la pente est le facteur conditionnant l'érosion le plus influent. La validation a fourni un score AUC moyen de 93,90 %, soulignant la robustesse et la fiabilité du cadre proposé. La carte de susceptibilité à l'érosion des sols obtenue, classée du risque très faible au risque très élevé, montre que 41,70 % de la zone d'étude se situe dans des secteurs à susceptibilité élevée à très élevée. Ces résultats offrent des informations

précieuses pour la gestion durable des terres et la protection de l'environnement dans les zones sujettes à l'érosion.

MOTS-CLÉS : Érosion des sols, Réseaux de neurones profonds, Processus hiérarchique analytique, Bassin versant de l'Oued Isser.

1. INTRODUCTION

Soil erosion is a critical environmental challenge that poses serious threats to agricultural productivity and the stability of ecosystems (Sharma, 2024). It is widely recognized as one of the major sources of land degradation globally (Friedlingstein et al., 2023). Algeria faces serious soil erosion challenges that threaten agronomic productivity and environmental stability due to massive annual losses of fertile soil (Khodja et al., 2025).

Modelling soil erosion is essential for comprehending the dynamics of land degradation and serves as a fundamental tool for guiding sustainable land management decisions (Anthony et al., 2024). Traditionally, empirical and physically based models such as the Universal Soil Loss Equation (USLE), Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), and Water Erosion Prediction Project (WEPP) have been widely used to estimate soil loss (Renard, 1997; Flanagan & Nearing, 1995). While these models have contributed substantially to erosion assessment, they often suffer from limitations in data requirements, and their limited ability to represent the spatial heterogeneity and dynamic complexity inherent to natural catchment systems (Kinnell, 2010).

In the other hand, multi-criteria decision-making (MCDM) approaches, particularly the Analytic Hierarchy Process (AHP), have emerged as effective tools for integrating expert judgment and diverse spatial factors in erosion susceptibility mapping (Saaty, 1980; Mfondoum et al., 2023).

In recent years, the application of artificial intelligence, particularly Deep Learning Neural Networks (DLNNs), has emerged as a powerful approach for data-driven soil erosion modelling. DLNNs are adept at capturing complex, nonlinear interactions among environmental variables and can autonomously extract high-level spatial features from raw geospatial datasets (Band et al., 2020). The combination of decision-making approach like AHP and advanced machine learning techniques such as DLNN offers a robust and scalable approach for erosion prediction, particularly in data-scarce environments and heterogeneous terrains (Costache et al., 2020).

This study introduces a hybrid DLNN-AHP framework for soil erosion susceptibility (Figure 01). In this integrated approach, a DLNN is trained on a set of erosion conditioning factors data to affect factor importances, and these learned weights are then introduced into an AHP decision-making framework. Thus, the AHP aggregated pairwise-comparison matrix is no longer purely expert-driven but informed by data. The aim of the study is to develop and validate this hybrid model in the Wadi Isser watershed, and to produce an erosion susceptibility map.

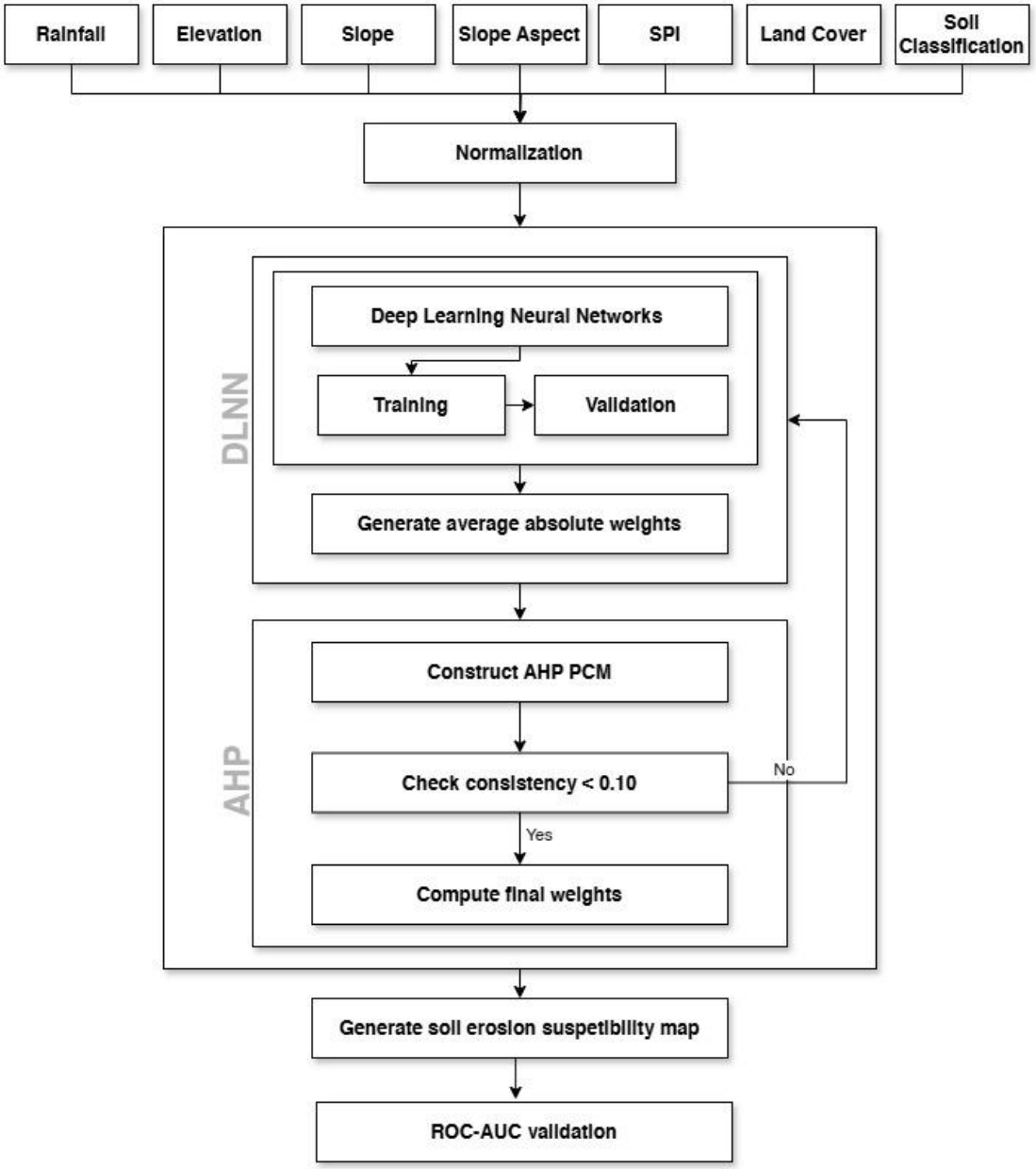


Figure 01: Flowchart of the proposed methodology.

2. MATERIALS AND Methods

2.1. Study area

The Wadi Isser watershed (Figure 02) lies in northern Algeria, with an area of over 4100 km² and elevations ranging from sea level to 1700 meters. It exhibits a Mediterranean climate in the north and a semi-arid climate in the south. Geologically, much of the watershed is underlain by soft marly and calcareous formations (Touahir et al., 2017). Its dendritic drainage network and steep slopes amplify runoff, particularly in areas with sparse vegetation and bare soils. Land cover includes agriculture, shrubland, and remnants of forest (Roose, 1977).

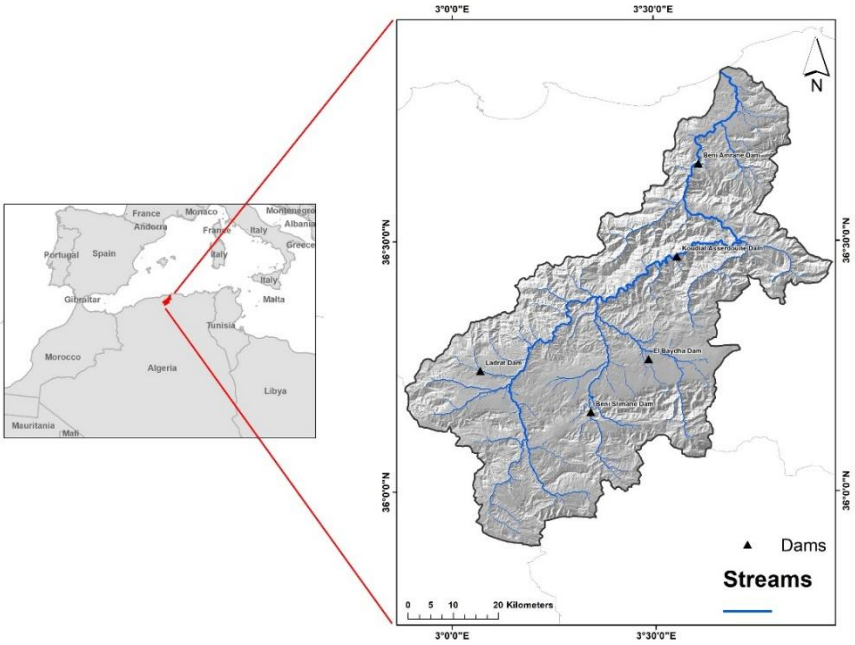


Figure 02: Study area: Wadi Isser watershed.

2.2. Data sources

Seven erosion conditioning factors were chosen according to literature (Figure 03), and each factor raster was normalized to a common scale prior to modelling (Bouguerra et al., 2019). The min–max scaling was applied to rescale continuous factors into [0,1]:

$$f' = \frac{f - \min(f)}{\max(f) - \min(f)} \quad (1)$$

where $f'$is the normalized factor value and $\min(f)$, $\max(f)$ are the global minimum and maximum of that factor over the watershed.

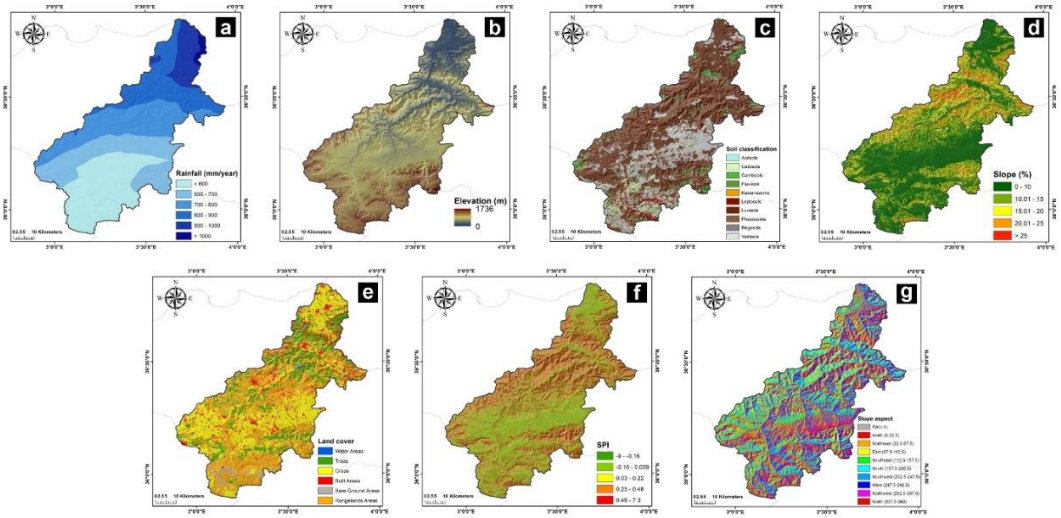


Figure 03: Soil erosion conditionning factors (a) rainfall; (b) elevation; (c) soil classification; (d) slope; (e) land cover; (f) stream power index; (g) slope aspect.

2.3. Deep learning neural networks

In this study, a DLNN–AHP framework was implemented using the PyTorch deep learning library in Python. The model was trained to predict erosion susceptibility based on seven erosion conditioning factors (Figure 03).

Instead of relying on expert judgment, the average absolute weights of the input features from the first hidden layer were extracted and used to construct the pairwise comparison matrix in the AHP method.

To ensure robustness, the entire training and evaluation procedure was repeated ten times, and the final weights used for AHP were obtained by averaging the results across all runs.

The Adadelta optimizer was adopted due to its adaptive learning rate capabilities and stable convergence (Bouamrane et al, 2024). ReLU activation was applied in the hidden layers, while a sigmoid function was used at the output to classify eroded and non-eroded points. Multiple architectures were evaluated through grid search, and the best model was selected based on AUC and RMSE metrics using early stopping and 5-fold validation. The optimal DLNN architecture (Figure 04) consisted of seven input neurons (one node per factor), two hidden layers with 35 neurons each, and one output node (binary output, eroded or non-eroded).

2.4. Transforming DLNN weights to AHP

After training, the DLNN model yielded importance weights for each input factor. The AHP pairwise comparison matrix A is build, where each entry aij represents the relative importance of factor i versus j.

$$A = \begin{pmatrix} 1 & a_{12} & \cdots & a_{1m} \\ 1/a_{12} & 1 & \dots & a_{1m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 1/a_{1m} & 1/a_{2m} & \cdots & 1 \end{pmatrix} \quad (2)$$

We set $a_{ij} = w_i / w_j$. Thus A is reciprocal and incorporates the DLNN-derived weights. This constructs the initial pairwise matrix.

The weights w_i (from DLNN) correspond to the principal eigenvector of A. We calculated the principal eigenvalue $\lambda_{\max}$ of A and checked consistency. The Consistency Index (CI) was computed as (Eq. 3):

$$CI = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1} \quad (3)$$

Where n is the number of factors, in our case equal to seven. The Consistency Ratio (CR) was then calculated as (Eq. 4):

$$CR = \frac{CI}{RI} \quad (4)$$

With RI the Random Index for an $n \times n$ matrix (Table 1). A $CR \leq 0.1$ indicates acceptable consistency. If $CR > 0.1$, the matrix is inconsistent.

Finally, the AHP weights were re-normalized ($sum = 1$) to obtain final factor weights. The final erosion susceptibility index for each pixel was computed by a weighted linear combination (WLC) of the factor maps:

$$S_{erosion}(x, y) = \sum_{i=1}^{n} w_i F_i(x, y) \quad (5)$$

Where $F_i(x, y)$ is the normalized value of factor i at pixel (x, y) and w_i is its AHP weight. Thes produced susceptibility map was then classified into susceptibility classes (very low, low, moderate, high, very high).

Table 1: Random index (RI) values (Saaty, 2013).

n	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**
RI	0.0	0.0	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45

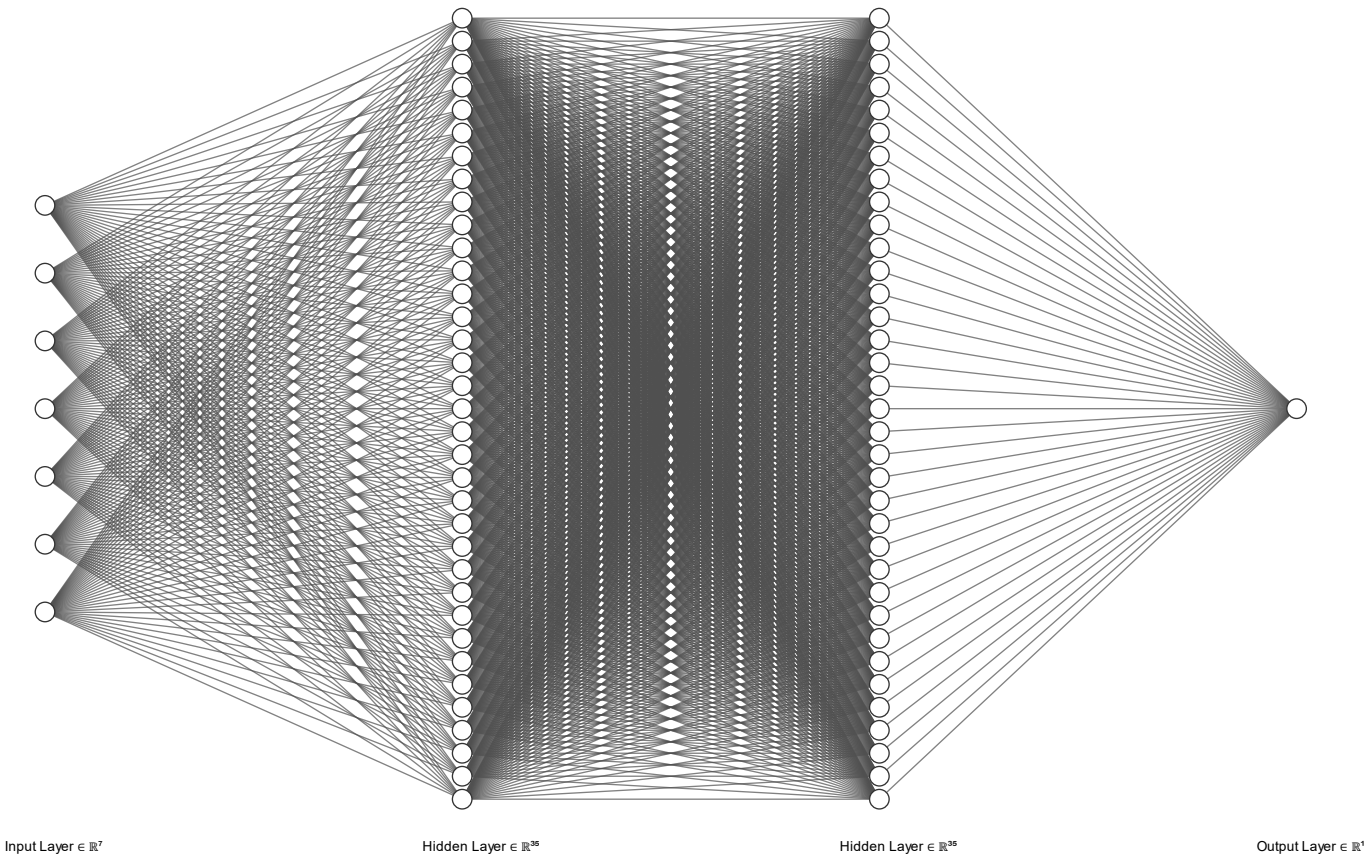


Figure 04: DLNN architecture diagram

3. RESULTS

The DLNN model converged after approximately 80 epochs, achieving a test-set ROC–AUC of 0.92, a balanced accuracy of ~90%, and stable loss curves indicative of minimal overfitting (early stopping at epoch 85) .

The final weights yielded importance scores for each conditioning factor. Slope accounted for 24% of the total weight, followed by elevation, land cover, and rainfall, each contributing approximately 14%. Stream power index, soil classification, and slope aspect each contributed around 11% (Table 2).

Table 2: Factor weights from DLNN-AHP framework.

Factor	Weight
Rainfall	0.1331733
Slope	0.2363414
Stream power index	0.1225848
Land cover	0.1382261
Slope aspect	0.1111395
Elevation	0.1443004
Soil classification	0.1142342

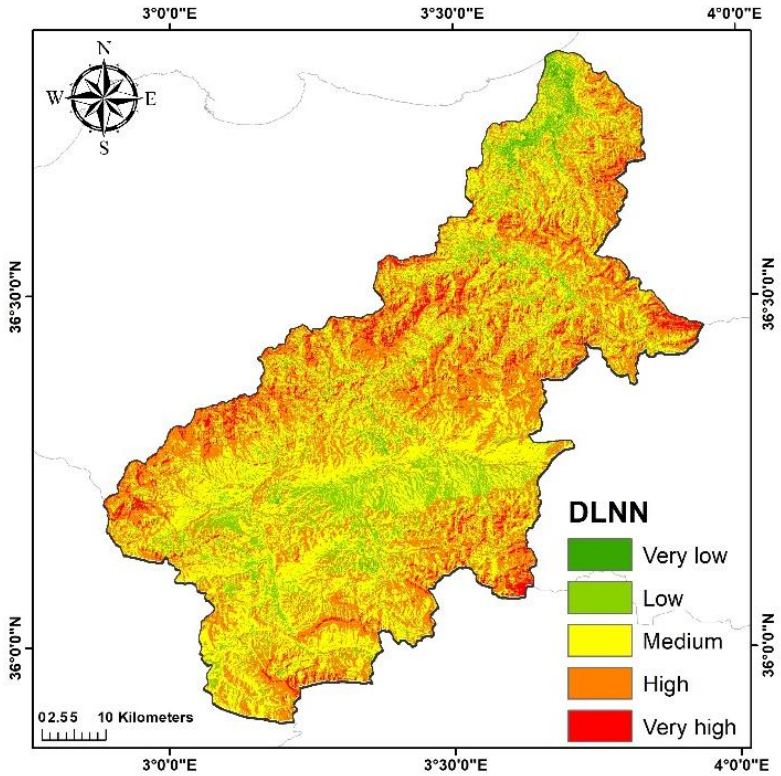


Figure 5: Erosion susceptibility map of Wadi Isser.

Applying the resulting weights in a weighted linear (WLC) combination yielded an erosion susceptibility map (Figure 5), which was classified into five susceptibility classes by natural breaks. Approximately 40% of the basin area fell into the High and Very High susceptibility classes. Moderate susceptibility covered 45%, while Low and Very Low areas comprised the remaining ~15% (Table 3).

Table 3: Susceptibility classes area.

Susceptibility class	Area
Very low	00.77%
Low	13.21%
Medium	44.32%
High	36.07%
Very high	05.62%

4. DISCUSSION

The hybrid DLNN–AHP approach integrates the nonlinear modeling capacity of deep learning with the consistency-checked weight synthesis of AHP. Compared to conventional expert-based AHP, the data-driven generation of the pairwise matrix substantially reduces subjective bias in factor weighting. Relative to pure DLNN models, the inclusion of AHP ensures formal validation via consistency indices and yields a hierarchical framework.

Slope is identified as the most influential erosion conditioning factor, consistent with findings from similar watersheds in North Africa (Bouamrane et al., 2024). The spatial delineation of high-susceptibility zones in the northern parts of the study area aligns with previous RUSLE-based and machine learning–driven erosion susceptibility maps.

5. CONCLUSION

This study presents an integrated DLNN–AHP methodology for mapping soil erosion susceptibility in the Wadi Isser watershed. The DLNN learned relative factor importances, identifying slope as dominant factor. Embedding DLNN weights into an AHP framework produced a highly consistent comparison matrix, yielding final weights that closely match the neural network outputs. The resultant map delineates high and very high risk across ~40% of the watershed, in agreement with field observations and precedent studies.

The DLNN–AHP framework thus combines the predictive strength of deep learning with the quality control of multicriteria decision analysis. It offers a rigorous tool for prioritizing conservation measures in data-scarce, variable terrains. To enhance its applicability, future research should integrate additional environmental and land-use variables, and evaluate performance under climate-change and land-cover dynamics scenarios.

REFERENCES

Anthony, T., Hakeem, A., Similoluwa, J., & Samuel, B. (2024). Assessing land use/cover changes to soil erosion vulnerability using machine learning and RUSLE model. Transactions in Earth, Environment, and Sustainaility, 2754124X251331943.

Band, S. S., Janizadeh, S., Chandra Pal, S., Saha, A., Chakrabortty, R., Shokri, M., & Mosavi, A. (2020). Novel ensemble approach of deep learning neural network (DLNN) model and particle swarm optimization (PSO) algorithm for prediction of gully erosion susceptibility. Sensors, 20(19), 5609.

Bouamrane, A., Boutaghane, H., Bouamrane, A., Dahri, N., Abida, H., Saber, M., ... & Sumi, T. (2024). Soil erosion susceptibility prediction using ensemble hybrid models with multicriteria decision-making analysis: Case study of the Medjerda basin, northern Africa. International Journal of Sediment Research, 39(6), 998-1014.

Bouguerra, H., Tachi, S. E., Derdous, O., Bouanani, A., & Khanchoul, K. (2019). Suspended sediment discharge modeling during flood events using two different artificial neural network algorithms. Acta Geophysica, 67(6), 1649-1660.

Costache, R., Ngo, P. T. T., & Bui, D. T. (2020). Novel ensembles of deep learning neural network and statistical learning for flash-flood susceptibility mapping. Water, 12(6), 1549.

Flanagan, D. C., & Nearing, M. A. (1995). USDA-Water Erosion Prediction Project (WEPP): Hillslope profile and watershed model documentation, NSERL Report 10. US Department of Agriculture, Agricultural Research Service, National Soil Erosion Research Laboratory, Purdue University, West Lafayette, Indiana, USA.

Friedlingstein, P., O'sullivan, M., Jones, M. W., Andrew, R. M., Bakker, D. C., Hauck, J., ... & Zheng, B. (2023). Global carbon budget 2023. Earth System Science Data, 15(12), 5301-5369.

Khodja, Z. Y., Khanchoul, K., Altschul, R., Belkendil, A., & Djamai, Z. (2025). Assessing soil erosion and sediment yield in the Bou Rouina watershed (Northeast of Algeria): a RUSLE-SDR modeling approach. RBRH, 30, e19.

Kinnell, P. I. A. (2010). Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: A review. Journal of Hydrology, 385(1-4), 384-397.

Mfondoum, A. H. N., Nguet, P. W., Seuwui, D. T., Mfondoum, J. V. M., Ngenyam, H. B., Diba, I., ... & Beni, L. M. (2023). Stepwise integration of analytical hierarchy process with machine learning algorithms for landslide, gully erosion and flash flood susceptibility mapping over the North-Moungo perimeter, Cameroon. Geoenvironmental Disasters, 10(1), 22.

Renard, K. G. (1997). Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). US Department of Agriculture, Agricultural Research Service.

Roose, E. J. (1977). Use of the universal soil loss equation to predict erosion in West Africa. In Soil erosion: prediction and control (Vol. 21, pp. 60-74). Ankeny, Iowa: Soil Conservation Society of America.

Saaty, T. L. (2013). Analytic hierarchy process. In Encyclopedia of operations research and management science (pp. 52-64). Springer, Boston, MA.

Sharma, P. (2024). Biochar application for sustainable soil erosion control: a review of current research and future perspectives. Frontiers in Environmental Science, 12, 1373287.

Touahir, S., Khenter, K., Remini, B., & Saad, H. (2017, August). Prediction of soil water erosion risk within GIS-case study of Beni Amrane Dam catchment (North of Algeria). In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science (Vol. 82, No. 1, p. 012011). IOP Publishing.

SCALABILITY OF NANOSECOND PULSED DISCHARGE IN GAS BUBBLES FOR WASTEWATER TREATMENT

Nadir ALOUI*[1,2], Ibtissem BELGACEM[1]& Ahmad HAMDAN[2]

[1] Département d'hydraulique, Laboratoire de Recherches des Sciences de l'Eau / Ecole nationale Polytechnique, Alger, Algérie

[2] Département de Physique, Groupe de physique des plasmas / Université de Montréal, Montréal, Canada

*Corresponding author: nadir.aloui@g.enp.edu.dz

Paper ID: 19

ABSTRACT

Plasma-based wastewater treatment techniques have been extensively studied at the laboratory scale in recent years due to their strong potential for the removal of organic contaminants from water. However, scaling up these technologies to larger systems operating under real-world conditions remains a significant challenge. To assess the effect of scale-up on treatment performance, this study investigates the degradation of Methylene Blue (MB) using nanosecond pulsed discharges generated in argon (Ar) and oxygen (O_2) gas bubbles. Two experimental configurations were investigated: (i) a single-electrode setup and (ii) a four-electrode setup. The results revealed that employing a four-electrode setup reduces discharge current and power on every electrode, leading to a decrease in reactive species production. At low initial MB concentrations and low electrical conductivity, both configurations exhibit comparable treatment efficiency, suggesting the feasibility of scaling up. However, at higher electrical conductivities and elevated MB concentrations, the performance of the four-electrode setup drops significantly as compared to the single-electrode system. These results highlight the importance of carefully optimizing operating parameters for the effective implementation of plasma-based reactors at larger scales.

Key words: In-liquid discharge, scale up, electrical conductivity, methylene blue.

RÉSUMÉ

Les techniques de traitement des eaux usées par plasma ont été largement étudiées à l'échelle de laboratoire ces dernières années en raison de leur fort potentiel pour l'élimination des contaminants organiques présents dans l'eau. Toutefois, le passage à l'échelle vers des systèmes de plus grande taille fonctionnant dans des conditions réelles reste un défi majeur. Afin d'évaluer l'effet du passage à grande échelle sur les performances de traitement, cette étude s'intéresse à la dégradation du Bleu de Méthylène (BM) à l'aide de décharges impulsionnelles générées dans des bulles de gaz d'argon (Ar) et d'oxygène (O_2). Deux configurations expérimentales ont été examinées : (i) un réacteur à une seule électrode et (ii) un réacteur à quatre électrodes. Les résultats ont montré que l'utilisation de la configuration à quatre électrodes réduit le courant et la puissance de décharge sur chaque électrode, ce qui entraîne une diminution de la production d'espèces réactives. À faible concentration initiale de BM et à faible conductivité électrique, les deux configurations présentent une efficacité de traitement comparable, ce qui suggère la faisabilité d'un changement d'échelle. En revanche, à des conductivités plus élevées et à des concentrations initiales de BM plus importantes, les performances du réacteur à quatre électrodes diminuent de manière significative par rapport à celles du système à une seule électrode. Ces résultats soulignent l'importance d'optimiser avec soin les paramètres de fonctionnement pour une mise en œuvre efficace des réacteurs à plasma à grande échelle.

Mots clés : Décharge dans le liquide, passage à l'échelle, conductivité électrique, Bleu de Méthylène.

1. INTRODUCTION

In recent decades, the removal of emerging pollutants has gained significant attention due to their harmful effects on both the environment and human health. Among the various wastewater treatment technologies explored for this purpose, plasma-based processes have emerged as a promising approach for the degradation of persistent contaminants (Magureanu et al., 2010; Magureanu et al., 2013)

When plasma comes into contact with water, it generates a variety of reactive species such as hydrogen peroxide (H_2O_2) (Aloui et., 2024), hydroxyl radicals (OH•) (Shih & Locke., 2011), and ozone (O_3) (Lukes et al., 2005), among others, which contribute to the degradation of emerging pollutants through oxidoreduction reactions. Plasma-based water treatment encompasses several techniques and plasma sources, including nanosecond pulsed discharge generated inside gas bubbles (Malik, 2010). This specific approach offers several advantages: (i) a lower energy consumption due to plasma formation within gas bubbles (Shih & Locke., 2010), (ii) efficient mass transfer (Wright et al., 2019), and (iii) controllable chemistry through the adjustment of gas composition (Bourbeau et al., 2022). As a result, such systems show strong potential for effective wastewater treatment (Malik., 2010). However, despite these benefits, scaling up plasma reactors remain a significant challenge and necessitates further research.

In this work, we investigate the degradation of methylene blue (MB) using nanosecond pulsed discharge generated in gas bubbles, employing both single-electrode and four-electrode configurations. The primary objective is to assess the impact of scaling up the nanosecond pulsed discharge system on the overall treatment performance.

2. METHODS AND MATERIALS

Two configurations were employed to investigate the degradation of MB using nanosecond pulsed discharge in gas bubbles: (i) a single electrode setup and (ii) a four-electrode system, designed to evaluate the scalability of the process. In the single-electrode system (Figure 1a), the discharge was generated in a quartz cylindrical cell (10 cm height, 3.2 cm outer diameter) filled with 200 mL of water. A stainless-steel plate (2 cm diameter) was placed at the top as the ground electrode, while a hollow needle (0.3 mm inner diameter) at the bottom served as the high-voltage electrode. A nanosecond pulsed power supply (-20 kV, 500 ns pulse width, 1 kHz frequency) was used to produce the discharge. Ar and O_2 gas mixture was injected through the hollow needle at a total flow rate of 1 L/min, forming a continuous stream of ∼1 mm diameter gas bubbles essential for plasma ignition.

To scale up the process, a second setup was implemented using four high-voltage needles (Figure 1b) facing a grounded stainless-steel wire (1 mm diameter) positioned 8 mm above. This configuration allowed the generation of four simultaneous discharge zones. The reactor volume was increased to 300 mL, with continuous liquid recirculation between the discharge chamber and a measurement cell using peristaltic pumps at 50 mL/min. The same discharge conditions (-20 kV, 1 kHz, 500 ns) were applied, and the gas flow rate was adjusted to 4 L/min to maintain 1 L/min per electrode.

In both setups, electrical diagnostics (voltage and current waveforms) and hydrogen peroxide (H_2O_2) concentrations were used to characterize plasma behavior and reactive species generation. MB degradation was monitored using UV-Vis spectrophotometry at 664 nm under various gas compositions: initial concentrations of 5 and 20 mg/L and electrical conductivities of 5 and 200 µS/cm.

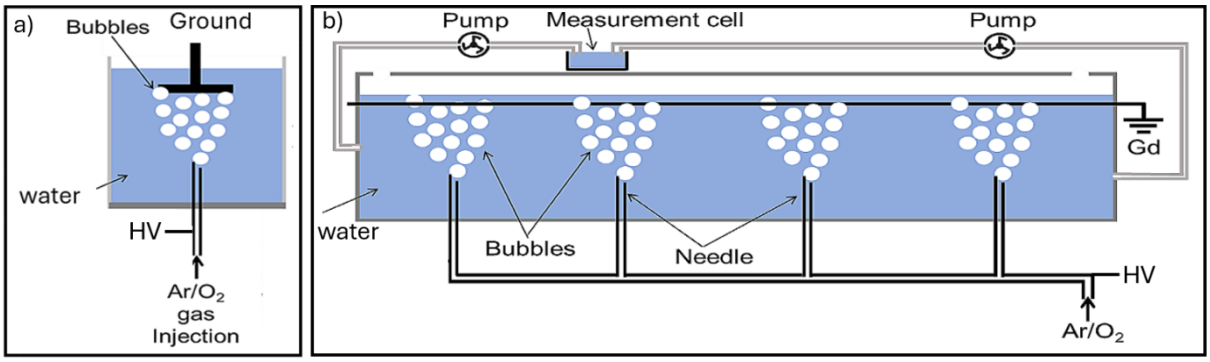


Figure 1: Scheme of experimental setups: (a) the single electrode reactor, (b) the four-electrode reactor

3. RESULTS AND DISCUSSION

Coupling of a discharge with liquid involves many physical and chemical phenomena. In the context of MB degradation, it occurs though reaction with reactive radicals, namely OH•. In plasma environment, different pathways can produce OH•, and the most important reaction is water dissociation via electron impact ($e + H_2O \xrightarrow{} OH\bullet + H + e$). OH• recombine relatively quickly to produce H_2O_2, i.e. reaction (1) (Locke & Shih., 2011). Therefore, the H_2O_2 concentration serves as a reliable indicator of OH• generation. H_2O_2 concentration of this latter was measured in both the single electrode and four electrode configurations.

$$OH\bullet + OH\bullet \xrightarrow{} H_2O_2 \quad (1)$$

To evaluate the generation of reactive species, the H_2O_2 production rates were determined for both setups and under various gas compositions as shown in Figure 2. In the single electrode setup, the production rate increased from approximately 2.3 mg/L/min with pure Ar to 2.9 mg/L/min with 70% O_2 in Ar. Similarly, in the four-electrode setup, the rate increased from 1.2 mg/L/min in Ar to 1.9 mg/L/min in pure O_2. These results highlight the beneficial role of oxygen in enhancing the generation of OH•, which subsequently recombine to form H_2O_2. Indeed, when the oxygen is present in the feeding gas, oxygen atoms (O) are generated (2) (Magureanu et al., 2018) to enhance OH• production via reaction (3) (Miichi et al., 2002). Interestingly, the four-electrode system consistently showed lower production rates compared to the single electrode configuration. This reduction is likely due to the division of current among multiple electrodes, resulting in lower power and current density per discharge. Consequently, OH• production is reduced, leading to a lower H_2O_2 yield.

$$e + O_2 \xrightarrow{} 2O \quad (2)$$

$$O + H_2O \xrightarrow{} 2OH\bullet \quad (3)$$

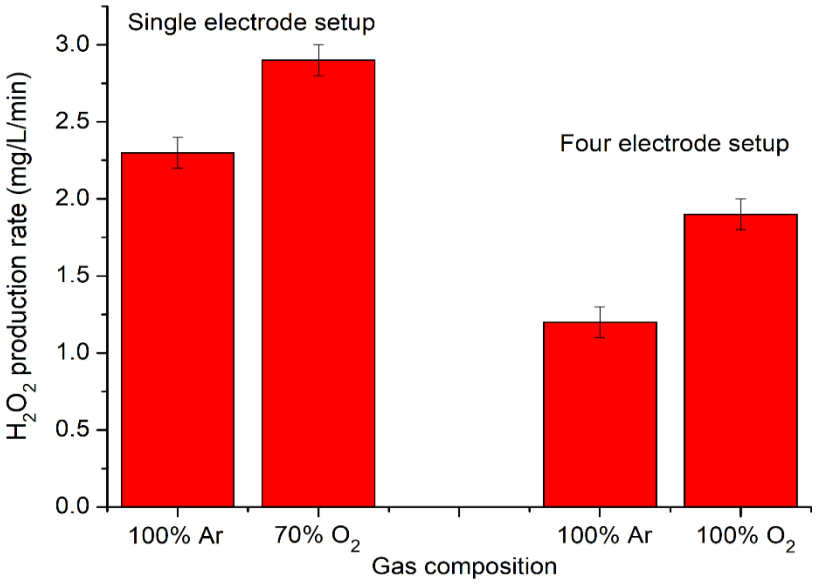


Figure 2: H_2O_2 production rate in the single electrode and the four electrode setups under various gas compositions.

The performance of the single electrode and four electrode setups was evaluated at two initial concentrations of MB (5 and 20 mg/L) as shown in Figure 3. Given that oxygen plasma provides better degradation efficiency than argon, the experiments were conducted using 70% O_2 in the single electrode setup and pure O_2 in the four-electrode configuration.

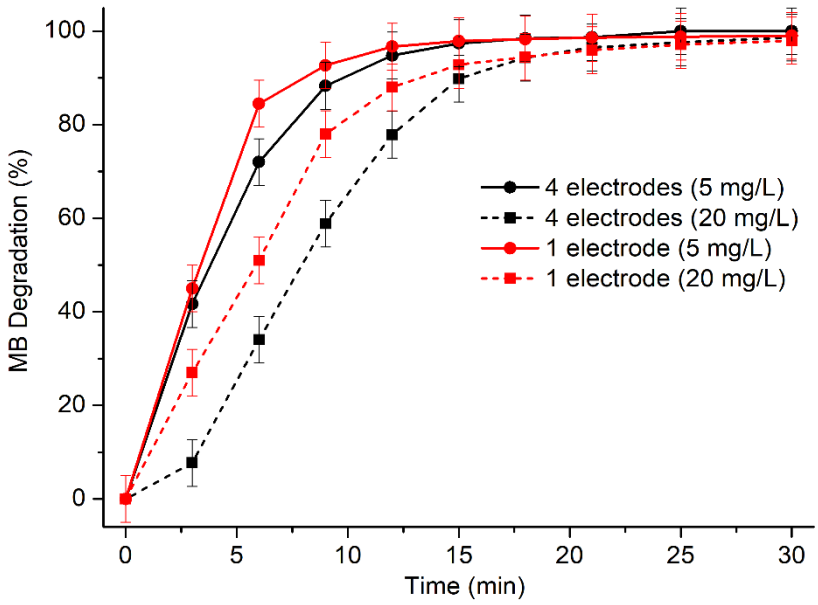


Figure 3: MB degradation at different initial concentrations (5 and 20 mg/L) using 70% O_2 in Ar in the single electrode system and O_2 in four electrodes setup.

The results in Figure 3 show that MB degradation rates are comparable in both systems at low initial concentrations (i.e. 5 mg/L). However, at a higher initial concentration of 20 mg/L, the efficiency drops of the four electrode setup is more significant compared to single electrode system. This reduction in performance can be attributed to the lower generation of reactive species in the four-electrode system, as previously demonstrated in Figure 2.

Figure 4 presents the MB degradation in the single electrode and four electrode setups at two electrical conductivities, namely 5 and 200 µS/cm. The experiments were conducted using 30% of O_2 in Ar in the single-electrode system and 100% O_2 in the four-electrode setup. In both cases, the results indicate that increasing the electrical conductivity of the solution leads to a reduction in treatment efficiency. This decline in MB degradation can be attributed to changes in the electrical characteristics of the discharge. Specifically, higher conductivity was observed to reduce discharge current and probability while increasing discharge delay. These effects produce discharges with lower energy and shorter lifetimes, thereby diminishing the production rate of reactive species and reducing the degradation efficiency. Interestingly, the degradation efficiency drop was more pronounced in the four-electrode system. This is likely due to the distribution of discharge current (or power) across multiple electrodes. This distribution makes the discharge behavior more sensitive to the electrical conductivity of the solution, leading to a lower discharge probability, particularly at higher conductivity levels and during longer treatment durations.

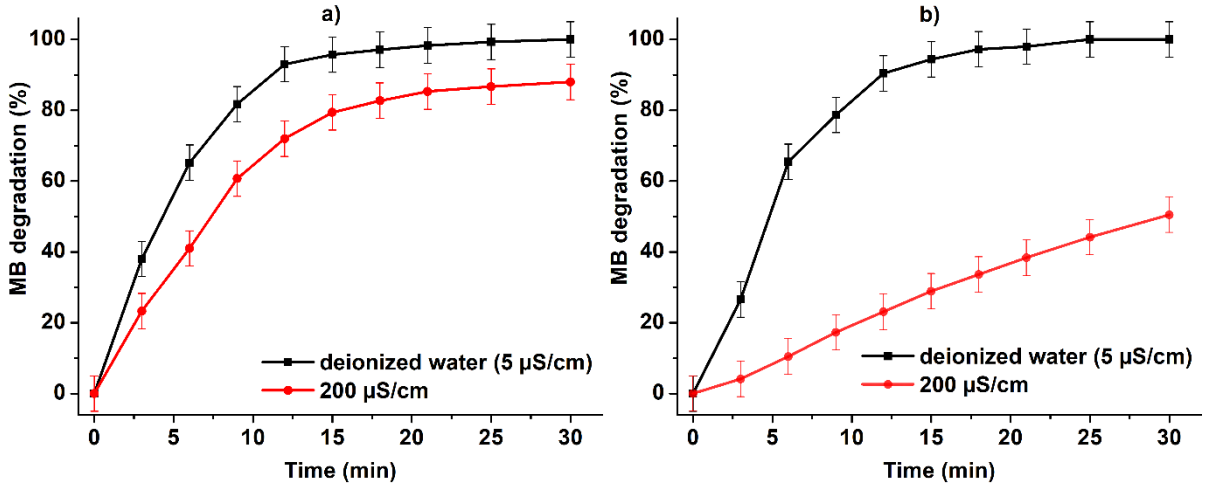


Figure 4: MB degradation at two electrical conductivities (5 and 200 µS/cm) in : (a) the single-electrode setup using 30% of O_2 in Ar, and (b) the four-electrode setup using pure O_2.

The above findings reveal that scaling up the nanosecond pulsed discharge in gas bubbles system reduces the production of reactive oxygen species approximately by factor of 2. This reduction is primarily attributed to the lower current and power density resulting from the distribution of energy across multiple electrodes. At low initial MB concentrations and low electrical conductivity, both setups exhibited comparable degradation efficiency, suggesting the feasibility of scale up. However, under conditions of high electrical conductivity and elevated MB concentrations, the four-electrode system showed a lower efficiency than the single electrode setup.

These results highlight the critical challenges associated with scaling up plasma-based water treatment systems. In particular, the reactor's sensitivity to operating parameters (e.g. as initial pollutant concentration, electrical conductivity, solution pH, treated volume, and input power) that must be carefully addressed in the design and optimization of large-scale systems. To evaluate the energy efficiency of the single-electrode and four-electrode reactors, the energy yield ($Y_{50\%}$) at 50% of MB degradation was calculated using the following expression (equation 4):

$$Y_{50\%} = \frac{V \times C_0 \times \frac{C_0 - C}{C_0}}{P \times t} \qquad (4)$$

where V (L) represents the volume of the solution, C_0 (g/L) is the initial concentration of MB, C (g/L) is the concentration of MB solution after 50% degradation, t (h) is the time required to reach 50% of MB conversion and P(kW) is the input power (20 W in our study).

Figure 5 shows the $Y_{50\%}$ under different operating conditions for both setups. As the results indicate, at a low initial concentration of MB (i.e. 5 mg/L), the four-electrode system demonstrates a slightly higher energy efficiency (592 mg/kWh), which corresponds to an improvement of approximately 11% compared to the single-electrode reactor (526 mg/kWh). However, when the initial concentration is increased to 20 mg/L, the $Y_{50\%}$ in the four-electrode reactor becomes slightly lower than the single-electrode setup (1184 vs 1268 mg/kWh), corresponding to a 7% decrease.

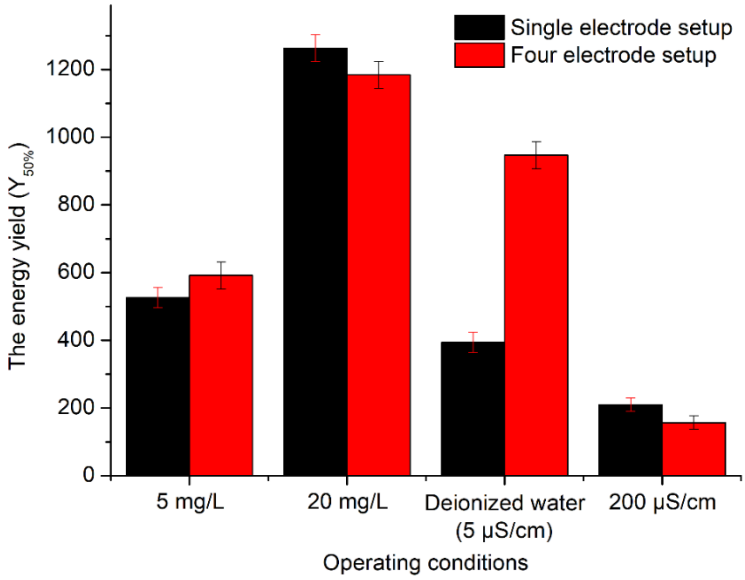


Figure 5: The energy yield ($Y_{50\%}$) values of the single electrode and four electrode setups at different operating conditions.

Regarding the electrical conductivity, the energy efficiency of the four-electrode setup in deionized water is significantly higher than that of the single-electrode reactor (947 vs 394 mg/kWh). However, at a conductivity of 200 µS/cm, the energy yield in the four-electrode system drops considerably to reach 157 mg/kWh, falling below the value observed in the single-electrode system (210 mg/kWh).

These results support the earlier observations, suggesting that scale up is feasible under conditions of low initial pollutant concentration and low electrical conductivity. Nonetheless, challenges persist when treating solutions with high conductivity and elevated contaminant levels, emphasizing the need for careful optimization during the scale-up process.

4. CONCLUSION

This study aimed to evaluate the impact of scale up on treatment efficiency by investigating MB degradation using nanosecond pulsed discharge in gas bubbles within two reactor configurations: (i) a single-electrode setup and (ii) a four-electrode system. The results showed that the use of a multiple needles setup reduces the reactive species production, particularly OH• and H_2O_2 due to decrease in current and power density per needle. Consequently, the treatment efficiency at high initial concentration of MB drops compared to the single-electrode reactor. However, at low initial MB

concentrations, both setups achieved comparable degradation rates, indicating that scale up is feasible under such conditions. Furthermore, the study revealed that the MB degradation rate in the four-electrode system decreases more sharply with increasing electrical conductivity than in the single-electrode reactor, highlighting a greater sensitivity of the scaled-up configuration to solution properties.

REFERENCES

Aloui, N., Belgacem, I., & Hamdan, A. (2024). Degradation of Methylene Blue by Using an Argon Microwave Plasma Jet in Humid Environment. Plasma Chemistry and Plasma Processing, 44(5), 1971-1989.

Bourbeau N, Soussan L, Hamdan A (2022) Degradation of methylene blue by pulsed nanosecond discharge in Ar, O2, and N2 gaseous bubbles in water: evaluation of direct and postprocessing modes. JVacuum Sci &Technology A, 40(5)

Locke, B. R., & Shih, K. Y. (2011). Review of the methods to form hydrogen peroxide in electrical discharge plasma with liquid water. Plasma Sources Science and Technology, 20(3), 034006.

Lukes, P., Clupek, M., Babicky, V., Janda, V., & Sunka, P. (2005). Generation of ozone by pulsed corona discharge over water surface in hybrid gas–liquid electrical discharge reactor. Journal of Physics D: Applied Physics, 38(3), 409.

Magureanu, M., Piroi, D., Mandache, N. B., David, V., Medvedovici, A., & Parvulescu, V. I. (2010). Degradation of pharmaceutical compound pentoxifylline in water by non-thermal plasma treatment. Water research, 44(11), 3445-3453.

Magureanu, M., Bradu, C., Piroi, D., Mandache, N. B., & Parvulescu, V. (2013). Pulsed corona discharge for degradation of methylene blue in water. Plasma Chemistry and Plasma Processing, 33, 51-64.

Magureanu, M., Bradu, C., & Parvulescu, V. I. (2018). Plasma processes for the treatment of water contaminated with harmful organic compounds. Journal of Physics D: Applied Physics, 51(31), 313002.

Malik, M. A. (2010). Water purification by plasmas: which reactors are most energy efficient? Plasma Chemistry and Plasma Processing, 30, 21-31.

Miichi, T., Hayashi, N., Ihara, S., Satoh, S., & Yamabe, C. (2002). Generation of radicals using discharge inside bubbles in water for water treatment. Ozone: science & engineering, 24(6), 471-477.

Shih KY, Locke BR (2010) Chemical and physical characteristics of pulsed electrical discharge within gas bubbles in aqueous solutions. Plasma Chem Plasma Process 30:1–20

Shih, K. Y., & Locke, B. R. (2011). Optical and electrical diagnostics of the effects of conductivity on liquid phase electrical discharge. IEEE Transactions on Plasma Science, 39(3), 883-892.

Wright A, Taglioli M, Montazersadgh F, Shaw A, Iza F, Bandulasena HH (2019) Microbubble-enhanced DBD plasma reactor: design, characterisation and modelling. Chem Eng Res Des 144:159–173

INVESTIGATION OF THE CAPABILITIES OF THE MOUNTAIN GAZELLE OPTIMIZATION AND SECRETARY BIRD OPTIMIZATION ALGORITHMS FOR SOLVING THE PROBLEM OF WATER RESOURCE MANAGEMENT.

Nadjib MILIANI[1*] and Doudja SOUAG-GAMANE[1]

[1]LEGHYD Laboratory, Department of Civil Engineering, University of Science and Technology Houari Boumediene, BP 32 El-Alia, Bab-Ezzouar, 16024, Algiers, Algeria.
*Corresponding author: milianinadjib@gmail.com
Paper ID: 99

ABSTRACT

Today's highly variable climatic conditions call for optimal water resource planning to effectively manage socio-economic and environmental needs. The development of an optimal reservoir operation strategy is essential to maximize overall benefits due to the stochastic nature of inflow, diverse demands and downstream environmental flow. Non-convex, non-linear, multi-objective and discontinuous functions exist in real life, making these problems more challenging and requiring more promising techniques to solve them. Over the last few decades, metaheuristic optimization techniques have played an important role in managing and delivering better solutions. The popularity of metaheuristic optimization techniques has grown among researchers due to their many advantages and possibilities. The aim of this study is to evaluate and compare the ability of the Mountain Gazelle Optimization (MGO) and Secretary bird optimization algorithms (SBOA) to solve these problems. The performance of the proposed algorithms is compared to that of two of the most powerful state-of-the-art algorithms. The results indicate that the MGO and FDA algorithms offer better performance within a reasonable time frame, while the SBOA algorithm performs poorly. Les conditions climatiques très variables d'aujourd'hui exigent une planification optimale des ressources en eau afin de gérer efficacement les besoins socio-économiques et environnementaux. L'élaboration d'une stratégie optimale d'exploitation des réservoirs est essentielle pour maximiser les avantages globaux en raison de la nature stochastique des apports, de la diversité des demandes et du débit environnemental en aval. Dans la vie réelle, il existe des fonctions non convexes, non linéaires, multi-objectifs et discontinues, ce qui rend ces problèmes plus difficiles à résoudre et nécessite des techniques plus prometteuses pour y parvenir. Au cours des dernières décennies, les techniques d'optimisation métaheuristiques ont joué un rôle important dans la gestion et la fourniture de meilleures solutions. La popularité des techniques d'optimisation métaheuristiques s'est accrue parmi les chercheurs en raison de leurs nombreux avantages et possibilités. L'objectif de cette étude est d'évaluer et de comparer la capacité des algorithmes d'optimisation Mountain Gazelle (MGO) et Secretarybird (SBOA) à résoudre ces problèmes. Les performances des algorithmes proposés sont comparées à celles de deux des algorithmes les plus puissants à la pointe de la technologie. Les résultats indiquent que les algorithmes MGO et FDA offrent de meilleures performances dans un délai raisonnable, tandis que l'algorithme SBOA est peu performant.

KEYWORDS: Metaheuristics, Optimization, Water resources management, Swarm intelligence, Reservoir operation.

1. INTRODUCTION

The long-term optimal operation of dams and reservoirs and surface water management have attracted considerable interest in recent decades in the field of water resources management.Due to the direct or indirect impacts of stochastic hydrological parameters, such as reservoir inflow, on water supply quality, developing appropriate reservoir operation policies is the most common way to help decision-makers adequately meet water demand during periods of low inflow(Jalilian et al., 2022). These problems are considered as high-constraint problems with many decision variables, which are classified as NP-hard problems.

Metaheuristic optimization techniques have lately been widely employed to address the majority of these challenges problems(Dahmani and Yebdri, 2020; Liu et al., 2020; Turgut et al., 2019). Meta-heuristic algorithms belong to a category of intelligent search algorithms inspired by natural phenomena and mechanisms, designed to find solutions to optimization problems through stochastic methods(Fu et al., 2024).These algorithms provide acceptable solutions within a reasonable time frame, but do not guarantee that they will find the optimal solution for a given optimization problem(Abdollahzadeh et al., 2022).To this end, identification and development of the most effective optimization technique for resolving this particular issue constitutes a significant challenge.

In this paper, the performance of the Mountain Gazelle Optimizer (MGO) and Secretary bird optimization algorithm (SBOA) in the elaboration of the operation policies of Cheffia reservoir has been examined. The evaluation is based on a comparative analysis, assessing the performance, running time, and the convergence ability of the examined algorithms. Moreover, the performance of thePuma optimizer (PO)(Abdollahzadeh et al., 2024) and the Flow Direction Algorithm (FDA)(Karami et al., 2021)are also taken into consideration.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Optimization Techniques

Secretary bird optimization algorithm (SBOA)

The Secretary Bird optimization algorithm (SBOA) is population-based metaheuristic approach inspired by the life style and survival behaviour of secretary birds in their environment (Fu et al., 2024). In other words, SBOA uses the survival skills of secretary birds, which consist of relentlessly hunting their prey and escaping their predators, to solve concrete real-word optimization problems. The exploration phase of the algorithm simulates the secretaries' hunting style for snakes, while the exploitation phase models their escape from predators. During this process, the secretaries observe their environment and choose the most appropriate means of reaching a safe refuge. The correspondence between the Secretary Bird’s behaviour and the secretary bird optimization algorithm (SBOA) is illustrated in Figure 10.

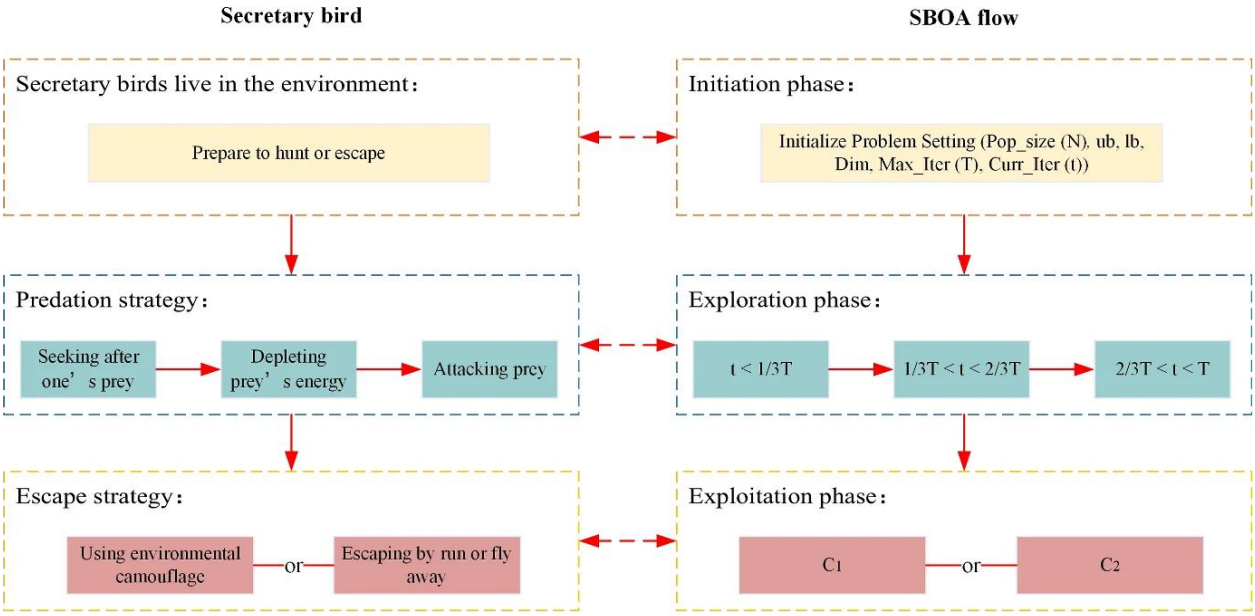


Figure 10: Secretary bird hunting and escape strategies correspond to SBOA.

The SBOA process begins with the random initialization of the positions of a set of N birds $X_i = (x_i^1, x_i^2, \ldots x_i^d)$ in the d-dimensional search space. It should be noted that each secretary represents a candidate solution to a given problem that must be analysed effectively in order to determine the best candidate solution during the optimization process. The SBOA uses two distinct natural behaviours to update the set of birds, namely the secretary bird's hunting strategy (exploration phase) and the secretary bird's escape strategy (exploitation phase). The exploration phase mimics the hunting behaviour of the secretary bird, including searching, consuming, and attacking prey, while the exploitation phase mimics the escape strategy to protect themselves or their food.

Mountain Gazelle Optimizer (MGO)

Mountain Gazelle Optimizer is another population-based optimization algorithm inspired by the social life and hierarchy of wild mountain gazelles (Abdollahzadeh et al., 2022). The basic concepts of social and group life of mountain gazelles have been used to create a mathematical model for the MGO algorithm. According to the hierarchy of wild mountain gazelles, each gazelle ($X_i = (x_i^1, x_i^2, \ldots x_i^d)$) can become a member of one of the maternity herds, solitary herds and territorial herds during the optimization operation. A new gazelle can be born (new solution) from one of these three herds. MGO's best global solution is adult male gazelle in the herd territory. The MGO optimization algorithm performs optimization operations using four main factors in the life of mountain gazelles: bachelor male herds, maternity herds, solitary, territorial males, and migration to search for food. **Figure 11** shows an overview of the optimization process based on the agents in the MGO.

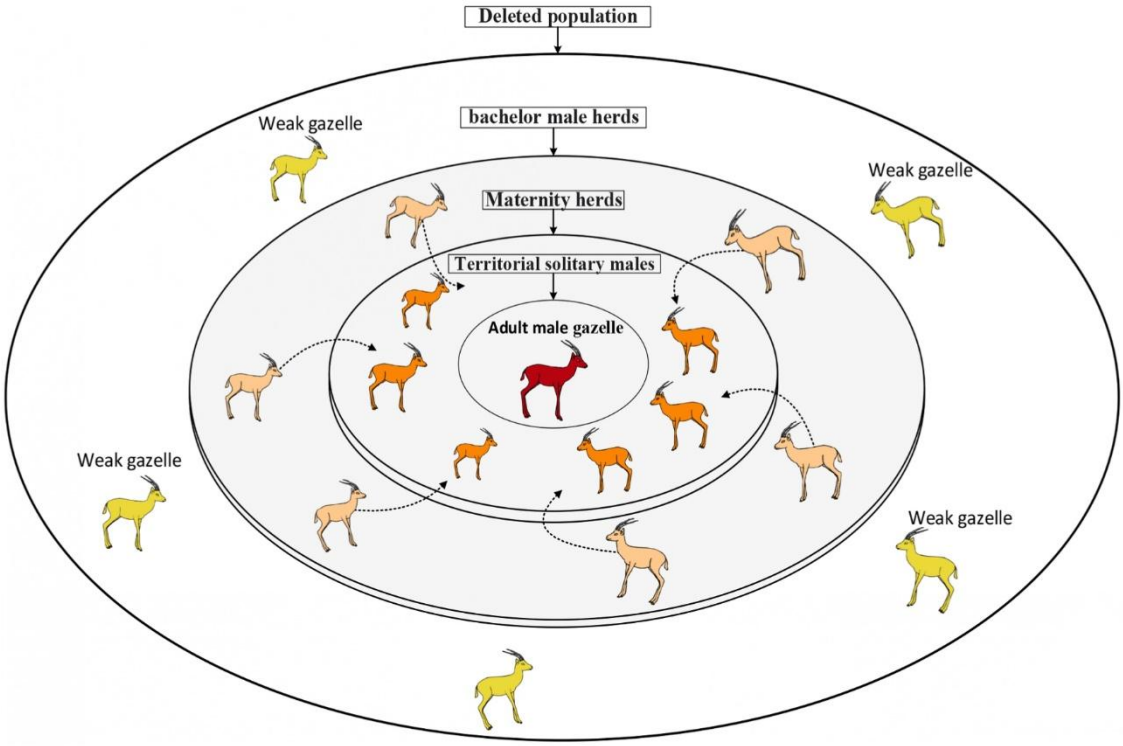


Figure 11:MGO optimization procedure.

In this algorithm, the exploitation and exploration phases are performed in parallel. In addition, each gazelle seeks to find the best new position by using the four possible processes mentioned above, all at the same time. make it is possible for a solution to move towards the best solution and also perform the exploration operation according to the four mechanisms of the proposed model.

2.2. Case Study of Cheffia Reservoir

The Cheffia reservoir is the most important reservoir in El-Tarf Wilaya (far Northeast of Algeria). It is located 50 kilometres southeast of the city of Annaba. The reservoir is characterized by 171,96 million cubic meters (MCM). The proposed dam is mainly fed by the BouNamoussa River, with a catchment area covering 575 km². The Cheffia reservoir is intended to supply potable water to the cities of Annaba and Bouhadjar, industrial water to El-Hadjar, and irrigation to the BouNamoussa perimeter. In this study, all data were recorded between 1981 and 1996, over a period of 192 months. In order to determine the reservoir's operating rules, the dam's water supply and demand were estimated and used. In addition, the evaporation and infiltration data were also taken into account.

2.3. Reservoir Optimization Model

This study aims to minimize water supply deficits from the reservoir. As a result, volumes of release are considered decision variables. By applying penalties, the optimization function is expressed as follows:

$$min(Z) = \sum_{t=1}^{T} \left(\left(\frac{R_t - D_t}{D_t} \right)^2 + P_{1,t} + P_{2,t} + P_{3,t} \right) \quad (2)$$

where T is considered 192 months,R_t is release considered in each month, D_t is the downstream demandduring time period t, $P_{1,t}$, $P_{2,t}$ and $P_{3,t}$ are the penalties function. **Figure 12** shows the monthly inflow, downstream demand, monthly infiltration loss and evaporation loss curves from September 1981 to August 1996 (192 months). These data are used as input to the optimization model.

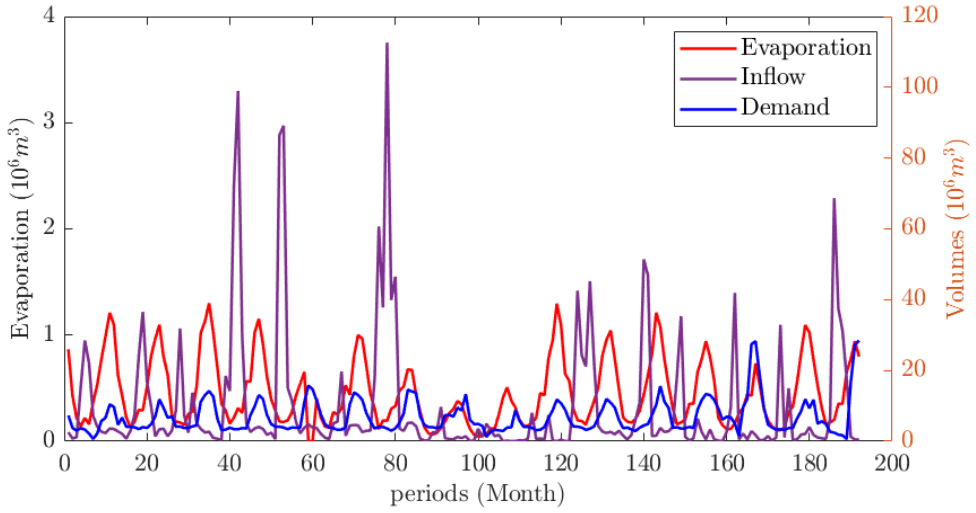


Figure 12: Monthly inflow, evaporation, and downstream demand of Cheffia reservoir (September 1980 to August 1996)

In general, the operation of the reservoir is governed by the following constraints:

Mass Balance Constraints:

$$S_{t+1} = S_t + Q_t - R_t - Ev_t - I_t - O_t \quad (2)$$

where S_t and $S_{t+1}$are the starting and ending reservoir storage (in MCM), respectively, at time period t. Q_t , R_t , Ev_t , I_t , and O_t are inflow, release, evaporation, infiltration, and overflow (MCM), respectively, during time period t. T pertains to operating duration.

Storage Constraints:

$$S_{min} \leq S_t \leq S_{max} \qquad t = 1,\dots T \quad (3)$$

where S_{min}d S_{max}e the minimum and maximum storage volumes, respectively, of the reservoir (MCM).

Release Constraints:

$$0 \leq R_t \leq D_t \qquad t = 1,\dots T \quad (4)$$

where D_t is downstream demand (MCM) at time period t.

Overflow Constraints:

During the operating period of the reservoir, overflow O_t is estimated as follows.

$$0 \leq R_t \leq D_t \qquad t = 1,\dots T \quad (5)$$

PenaltiesApplication:

If constraints (Eqs. (1) - (2)) are not satisfied, then the following penalties are applied.

$$P_{1,t} = \begin{cases} \dfrac{(S_{min} - S_{t+1})^2}{S_{min}} & if:\ S_{t+1} < S_{min} \\ 0 & Otherwise \end{cases} \quad (6)$$

$$P_{2,t} = \begin{cases} \dfrac{(S_{max} - S_{t+1})^2}{S_{max}} & if:\ S_{t+1} > S_{max} \\ 0 & Otherwise \end{cases} \quad (7)$$

$$P_{3,t} = \begin{cases} \dfrac{(S_{max} - O_t)^2}{S_{max}} & if:\ O_t > 0 \\ 0 & Otherwise \end{cases} \quad (8)$$

where D_{max} is the maximum downstream demand (MCM) over the considered operating duration T.

3. RESULTS AND DISCUSSION

In this section, the performance of MGO and SBOA was evaluated in the context of providing high-level solutions aimed at determining the optimal operating rule for the Cheffia reservoir.In order to achieve this objective, a comparative study was conducted between the proposed algorithms and other popular optimization algorithms, such as the Puma optimizer (PO)(Abdollahzadeh et al., 2024) and the Flow Direction Algorithm (FDA)(Karami et al., 2021). The comparison is based on the minimization of the objective function (Eq. 1) to determine the water supply deficit. The execution of all algorithms was conductedusing 30 populations over 150 000 function evaluations.

Table 4: Statistical results of the compared algorithms.

	SBOA		MGO		PO		FDA	
	Obj.F	Satis.R	Obj.F	Satis.R	Obj.F	Satis.R	Obj.F	Satis.R
Best	14.00	88.70%	4.79	93.77%	3.07	93.57%	**3.04**	**93.70%**
Worst	75.86	57.37%	5.42	92.88%	11.93	88.83%	**3.06**	**93.48%**
Mean	35.14	79.54%	5.01	93.34%	4.82	92.55%	**3.05**	**93.66%**
STD	12.96	6.68%	0.15	0.18%	2.56	1.25%	**0.00**	**0.05%**

Table 4shows the statistical comparison of solutions obtained from 30 executions. The results indicate that the FDA outperformed the other compared algorithms in generating the optimal operating rules for the Cheffia dam, with satisfaction rates of 93.70%. In addition, the MGO algorithm demonstrates a satisfactory solution that merits consideration. Conversely, the SBOA algorithm exhibits unsatisfactory results with acceptable rate. This i ndicates that the reservoir constraints (storage constraint and release constraint) have not been satisfied. Finally, the results confirm the ability of these algorithms to combine exploitation and exploration phases throughout the optimization process.
As demonstrated in Figure 4, which presents the convergence curve, the FDAprovides a fast and continuous descent pattern compared to the other algorithms. This confirms the convergence capability of the FDA, as it requires only a limited number of iterations to attain optimal performance.
Table 5:Execution time of comparable algorithms over 150 000 FEs.presents the execution times of the various algorithms. The results show that the SBOA is the faster. The FDA and the MGO algorithms demonstrate significant performance in terms of time.

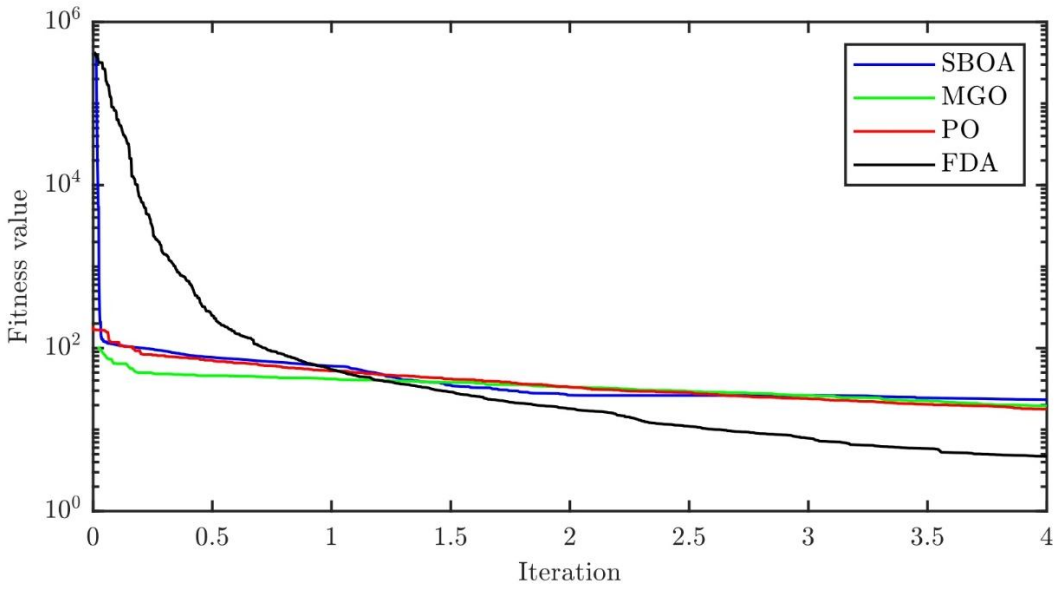


Figure 13: Convergence curves of the compared algorithms.

Table 5: Execution time of comparable algorithms over 150 000 FEs.

	SBOA	MGO	PO	FDA
Best	4.361	10.902	15.163	10.423
Worst	4.588	11.654	15.965	10.752
Mean	4.434	11.141	15.479	10.525
STD	0.053	0.179	0.179	0.070

4. CONCLUSION

Metaheuristics techniques have great potential in optimizing complex systems. This article evaluates the performance of two well-known algorithms called Mountain Gazelle Optimization (MGO) and Secretary Bird Optimization Algorithms (SBOA) in the field of water resource management. The Cheffia dam was chosen as the site for the comparative study.

The Puma Optimizer (PO) and the Flow Direction Algorithm (FDA) was used as benchmark to the two suggested algorithm. The results indicate:

- The MGO and FDA algorithms achieved better results than the other compared algorithms, confirming their ability to balance between exploitation and exploration phases.

- Despite its superior execution time, the SBOA algorithm exhibits sub-optimal performance.

- MGO and FDA have demonstrated satisfactory performance with reasonable execution times, making them a suitable option for this type of optimization problems.

ACKNOWLEDGEMENTS

There is no Sponsorship and financial support acknowledgments in this paper

REFERENCES

Abdollahzadeh, B., Gharehchopogh, F.S., Khodadadi, N., Mirjalili, S., 2022. Mountain Gazelle Optimizer: A new Nature-inspired Metaheuristic Algorithm for Global Optimization Problems. Adv. Eng. Softw. 174, 103282. https://doi.org/10.1016/j.advengsoft.2022.103282

Abdollahzadeh, B., Khodadadi, N., Barshandeh, S., Trojovský, P., Gharehchopogh, F.S., El-kenawy, E.-S.M., Abualigah, L., Mirjalili, S., 2024. Puma optimizer (PO): a novel metaheuristic optimization algorithm and its application in machine learning. Clust. Comput. 27, 5235–5283. https://doi.org/10.1007/s10586-023-04221-5

Dahmani, S., Yebdri, D., 2020. Hybrid Algorithm of Particle Swarm Optimization and Grey Wolf Optimizer for Reservoir Operation Management. Water Resour. Manag. 34, 4545–4560. https://doi.org/10.1007/s11269-020-02656-8

Fu, Y., Liu, D., Chen, J., He, L., 2024. Secretary bird optimization algorithm: a new metaheuristic for solving global optimization problems. Artif. Intell. Rev. 57, 123. https://doi.org/10.1007/s10462-024-10729-y

Jalilian, A., Heydari, M., Azari, A., Shabanlou, S., 2022. Extracting Optimal Rule Curve of Dam Reservoir Base on Stochastic Inflow. Water Resour. Manag. 36, 1763–1782. https://doi.org/10.1007/s11269-022-03087-3

Karami, H., Anaraki, M.V., Farzin, S., Mirjalili, S., 2021. Flow Direction Algorithm (FDA): A Novel Optimization Approach for Solving Optimization Problems. Comput. Ind. Eng. 156, 107224. https://doi.org/10.1016/j.cie.2021.107224

Liu, Dong, Huang, Q., Yang, Y., Liu, Dengfeng, Wei, X., 2020. Bi-objective algorithm based on NSGA-II framework to optimize reservoirs operation. J. Hydrol. 585, 124830. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124830

Turgut, M.S., Turgut, O.E., Afan, H.A., El-Shafie, A., 2019. A novel Master–Slave optimization algorithm for generating an optimal release policy in case of reservoir operation. J. Hydrol. 577, 123959. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.123959

COUPLAGE DU PROCÉDÉ FENTON (FE^{2+}/H_2O_2) ET DU TRAITEMENT BIOLOGIQUE POUR ÉLIMINATION DU PARACÉTAMOL

N. Ouazene[1,2], F. Boumechhour[1,2] and H. Hammad[2]

[1]Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement, École Nationale Polytechnique

[2]Departement Génie des Procédés, Université M'Hamed Bougara, Boumerdès, Algérie
E-mail: n.ouazene@univ-boumerdes.dz

ID de l'article: 29

ABSTRACT

This study focuses on the elimination of paracetamol by coupling advanced oxidation by the Fenton process and biological treatment by activated sludge, has chosen paracetamol because it is the most widely consumed pharmaceutical product and therefore among the most polluting for water and environment. The Fenton process was operated under optimized parameters pH =2.6 , [Fe^{2+}] =15 mg/l [H_2O_2]= 15.6 mg/l for an initial paracetamol concentration [Paracetamol]=100 mg/l. In this study, about 60% of the paracetamol was eliminated, and then this study was continued by the biological treatment with activated sludge, which gives a total elimination of the pollutant.
Keywords: Fenton process. Biological treatment, paracetamol removal, biodegradability, DCO/DBO_5.

1. INTRODUCTION

La contamination de l'eau par des composés pharmaceutiques fait l'objet de préoccupation au sein de la communauté scientifique depuis plusieurs années. En effet, des niveaux croissants de substances actives telles que les stéroïdes, les hormones, les antibiotiques, les analgésiques et autres ont été trouvés dans un certain nombre de systèmes d'eau publique en Europe, aux États-Unis et en Australie (Kaniou et al, 2005). D'autre part, les contaminants pharmaceutiques sont persistants dans les milieux aqueux et résistent à la dégradation.

Dans ce travail, le paracétamol a été choisi comme polluant type car il s'agit de l'un des analgésiques et antipyrétiques les plus courants dans le monde. Il a été détecté à des concentrations allant jusqu'à 11,30 $\mu g.l^{-1}$ dans des stations d'épuration européennes, mais aussi dans des eaux naturelles à des concentrations supérieures à 65,00 $\mu g.l^{-1}$ dans la rivière Tyne, au Royaume-Uni (Audino et al, 2019).

De plus des études ont montré que 2,6 à 5 tonnes sont jetées annuellement dans les ordures ménagères et les eaux usées (Abdedaim and M'zouri, 2020).

Par ailleurs, lorsque les stations d'épuration utilisent le procédé de chloration, le paracétamol est transformé, sous l'action de l'hypochlorite, en 1,4-benzoquinone et en N-acétyl-p-benzoquinone imine. Il semble que la première molécule soit mutagène, tandis que la seconde est hépatotoxique (Abdedaim and M'zouri, 2020).

Cette étude porte sur l'élimination du paracétamol en couplant l'oxydation avancée par le procédé Fenton et le traitement biologique par boues activées.

2. MATERIEL ET MÉTHODES

Le paracétamol (PC) a été choisi vu son utilisation courante dans différentes spécialités médicamenteuses pour le soulagement de la fièvre, des maux de tête et de certaines douleurs mineures. La molécule de paracétamol présente une formule brute $C_8H_9NO_2$, comprend les groupes alcool et amide, sa structure est présentée dans la figure 1

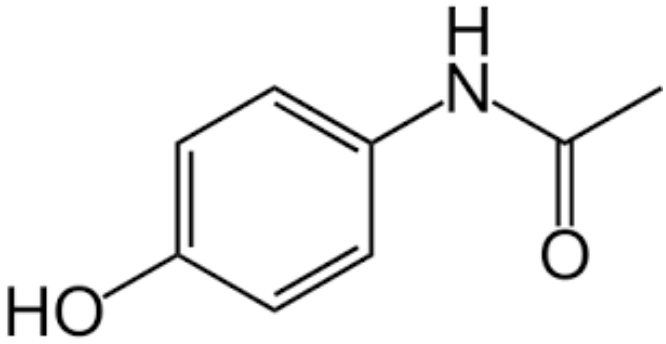


Figure 1. : Formule chimique de l'acétaminophène (N-(4-hydroxyphenyl) Ethan-amide (Mameri, 2018).

L'indice de biodégradabilité du paracétamol DCO⁄DBO_5= 164, indique que cette molécule n'est pas biodégradable, le procédé Fenton (H_2O_2/Fe^{2+}) a été opéré dans un premier temps, pour le traitement d'une solution de paracétamol de concentration initiale 100mg/l.
Pour cela, des volumes de 250 ml ont été mis en contact, sous agitation continue à température ambiante ~ 20C°, avec un volume défini de H_2O_2 en présence d'une quantité connue de catalyseur Fe^{2+} .
Les paramètres retenus dans ce travail pour la réaction Fenton ont fait l'objet d'une optimisation dans une précédente étude (Khalouiati et Nasri, 2016) : pH=2.6, [H_2O_2] =15, 6 mg/l , [Fe^{2+}]=15mg/l, [Paracétamol]=100 mg/l.
Des prélèvements ont été effectués à des temps réguliers pour analyser la DCO, la DBO_5 et la concentration de paracétamol par spectroscopie a la longueur d'onde du maximum d'absorption λ max = 245 nm. Les objectifs ciblés dans cette première partie sont :

- Suivi de la Demande Chimique en Oxygène DCO en fonction du temps.
- Suivi du rapport DCO/DBO_5, en fonction du temps
- Suivi de la concentration du paracétamol, en fonction du temps
- Application d'un procédé de traitement biologique, par boues activées, sur des solutions prétraitées par oxydation Fenton.

L'avancement de la réaction d'oxydation a été suivi dans le temps par l'analyse du paramètre global DCO et le taux d'élimination de la DCO : τ (%), calculé est par l'équation n°1

$$\tau(\%) = \frac{DCOo - DCOt}{DCOo}.100 \qquad \text{Eq 1}$$

Où DCO0 et DCOt sont respectivement la valeur de la DCO initial à t=0 et la valeur de la DCO au temps t.

3. RESULTATS ET INTERPRETATIONS

3.1 Application du procédé Fenton

La figure 2 donne évolution de la DCO et de la concentration du paracétamol, en fonction du temps.

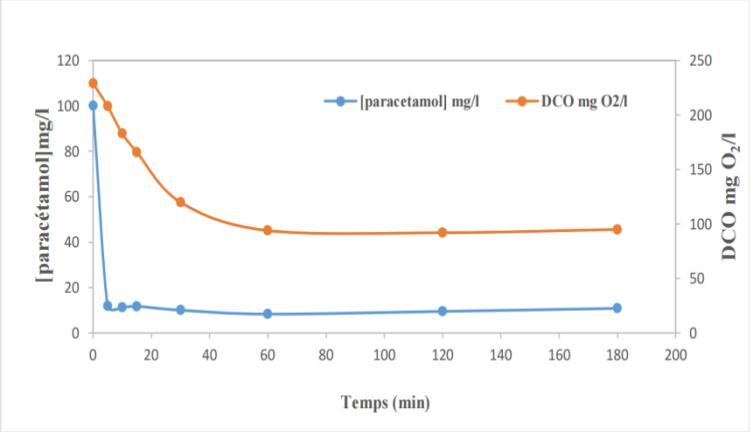


Figure 2 évolution de la concentration du paracétamol et de la DCO en fonction de temps.

Une diminution très rapide de la concentration du paracétamol (100 mg/l à ~ 12 mg/l) a été constatée au cours des cinq premières minutes de réaction. Au-delà de ce temps la concentration du paracétamol dans le milieu réactionnel reste pratiquement constante.

Par ailleurs, le tracé de l'évolution au cours du temps de la DCO et de la concentration du paracétamol, montre l'effet compétitif des sous-produits de dégradation au cours de temps en effet, après cinq minutes de réaction la concentration en paracétamol reste constante ; alors que celle de la DCO diminue jusqu'à t=60 minutes et donc les radicaux hydroxyles OH° dégradent prioritairement les sous-produits de dégradation au profit de la molécule cible. Le taux d'élimination du paracétamol τ(%) est représenté sur la figure 3

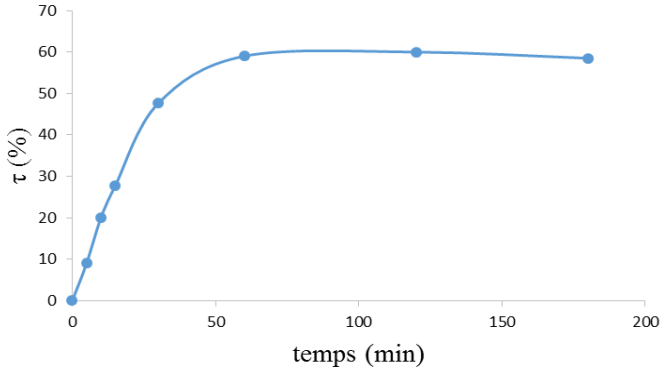


Figure 3: Taux élimination de la DCO en fonction du temps

pH =2.6, [Paracetamol] = 100 mg.l^{-1}, [H_2O_2] =15, 6 mgl^{-1} and [Fe^{2+}] = 15 mg.l^{-1}.

Cette courbe montre que le taux d'élimination de la DCO en fonction du temps augmente rapidement au cours des premiers moments de la réaction d'oxydation, il passe de 0 % à 59 % au bout d'une heure de réaction. Au-delà de ce temps le taux d'élimination reste constant. L'efficacité du procédé Fenton dans ce cas ne présente pas l'élimination complète de la molécule de paracétamol. Cette tendance de l'évolution du taux d'élimination par le procédé Fenton a été également constatée au cours de l'étude de l'élimination des rejets pharmaceutiques par les procédés d'oxydation avancée (Slamani, 2018).

D'autre part, pour étudier l'évolution de la biodégradabilité des sous-produits issus de l'oxydation Fenton du paracétamol, la demande biologique en oxygène DBO_5 est mesurée pour des prélèvements réguliers des échantillons oxydés. Les résultats sont présentés dans le tableau 1.

Tableau 1 Évolution de rapport DCO/DBO5 en fonction de temps

Temps (min)	0	5	10	15	30	60	120
DCO (mgO_2/l)	229	208	183	166	120	94	92
DBO_5 (mgO_2/l)	1.4	/	66.2	59.2	50.7	55	/
DCO/DBO_5	164	/	2.8	2.8	2.36	1.27	/

La molécule de paracétamol est non biodégradable, en effet le rapport DCO/DBO_5 à t=0 donne une valeur de 164. Ce qui classe cette molécule parmi les polluants récalcitrants au traitement biologique.
Par ailleurs, on constate une chute très intéressante du rapport DCO/DBO_5 au cours des premiers moments de la réaction puisque ce rapport passe de 164 à 2.8 au bout de dix (10) minutes de réaction, ce qui laisse supposer que les sous-produits formés au cours de l'oxydation du paracétamol s'apprêtent bien à un traitement biologique.

3.2 Application du traitement biologique

Pour ce traitement, des béchers de 1 litre ont été utilisés comme réacteurs biologiques. Le mélange de la solution de paracétamol prétraitée par oxydation Fenton avec les boues activées est assuré d'une part, par un agitateur magnétique à vitesse de 250 tours/min, et d'autre part par l'injecteur d'air de marque ; KDISCUS BEST AQUARIUM AIR PUMP qui assure en même temps l'apport d'air nécessaire. L'essai est conduit à température ambiante au voisinage de 20°C. Les boues activées ont été prélevées à la STEP de Boumerdes. Afin de maintenir en vie ces boues, nous les avons soumis à une agitation permanente, la figure 4 présente le dispositif expérimental du procédé de traitement par boue activée. La boue utilisée pour le traitement de paracétamol a été préalablement adaptée (2g de paracétamol dans 2000 ml de boue activé avec une agitation permanente).



Figure 4 Installation utilisée pour le traitement biologique

Afin d'examiner l'efficacité du traitement biologique par boues activées, des quantités variables des boues activées 10, 20 et 40 ml provenant du bassin d'aération de la station d'épuration des eaux usées urbaines (Boumerdes), ont été ajoutées à 500 ml de la solution de paracétamol 100 mg/l.

La figure 5 donne l'évolution de la DCO en fonction du temps en présence de 40 ml de boue.

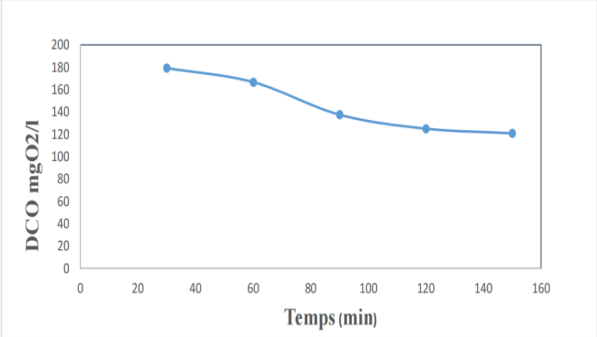


Figure 5 DCO en fonction du temps
Volume boue =40 ml, [Paracetamol] = 100 mg/l

Les résultats montrent une faible diminution de la DCO en fonction de temps et donc une faible dégradation de la molécule cible. Ce qui confirme le caractère récalcitrant de la molécule de paracétamol ; les micro-organismes sont incapables de dégrader les micro-polluants organiques récalcitrants tel que le paracétamol.
Par ailleurs, l'échantillon de paracétamol préretraité par procédé Fenton pendant une heure donne les résultats présentés dans le tableau 2, après 15 minutes de traitement biologique, ou une élimination totale de la DCO est constatée pour les différentes quantités de boue utilisée.

Tableau 2 Évolution de la DCO en fonction du temps de traitement biologique (temps d'oxydation :1 heure)

Temps (min)	0	15
DCO (mgO_2/l) [Paracétamole+10ml de boue]	94	0
DCO (mgO_2/l) [Paracétamole+20ml de boue]	94	0
DCO (mgO_2/l) [Paracétamole+40ml de boue]	94	0

Le tableau 3 présente l'évolution de la DCO en fonction du temps de traitement biologique d'une solution de paracétamol (100 mg/l) préretraitée par oxydation Fenton pendant 15min, pour différentes quantités de boue.

Les résultats montrent que la DCO diminue rapidement, elle s'annule au bout de 150 min pour une quantité de boue à 40ml et au bout de 180 min pour une quantité de boue à 10 et 20 ml.

- La vitesse de dégradation augmente avec l'augmentation de la quantité de boue.

- Le pré traitement avec oxydation Fenton donne un taux d'élimination de ~60%. dans les conditions optimales. Ce résultat confirme les des travaux antérieurs sur la molécule de paracétamol (Basavaraju M, 2011).

- Le traitement combiné fenton et traitement biologique donne une dégradation complète de la molécule de paracétamol

Tableau 3 Évolution de la DCO en fonction du temps de traitement biologique (effluent oxydé pendant 15 minutes) et effet des différentes quantités de boue

Temps	0	30	60	90	120	150	180
DCO (p+10ml B)	166	96.81	93.3	91.3	79.43	29.43	0
DCO (p+20ml B)	166	89.43	86.93	81.93	69.43	50.06	0
DCO (p+40ml B)	166	80.68	75.06	53.18	38.81	0	0

P : paracétamol, B : la boue.

4. CONCLUSION

Ce travail porte sur l'étude du couplage entre deux procédés un procédé d'oxydation Fenton et un traitement biologique pour l'élimination du paracétamol.
Le prétraitement de paracétamol en solution aqueuse par procédé Fenton a permis une dégradation rapide de la molécule, dégradation maximale de ~60% au bout de 60 minutes d'oxydation avec la formation des sous-produits organiques.

- Ce prétraitement conduit à une diminution du rapport DCO /DBO5 au cours du temps, signifiant ainsi l'amélioration de la biodégradabilité de la molécule étudiée.

- Le traitement biologique a permis d'obtenir un taux global de minéralisation de 100% avec une diminution du temps de traitement. On constate que les procédés d'oxydations avancées utilisés comme étape de prétraitement améliore la biodégrabilité en transformant le polluant cible en sous-produits biodégradables.

Comme perspectives a ce travail, il serait intéressant de faire une bonne optimisation du procédé de ce traitement combiné et d'envisager le travail sur des rejets pharmaceutiques réels

RÉFÉRENCES

F. Audino, J. M. Toro Santamaria, L. J. Del Valle Mendoza, M. Graells et M. Pérez-Moya, (2019) Removal of paracetamol using effective advanced oxidation processes, International journal of environmental research and public health, vol. 16, p. (3) : 505, 2019.

M. Basavaraju (2011) Dégradation du paracétamol en solution aqueuse par les procédés d'oxydation Fenton et de photo-oxydation de Fenton utilisant le fer du sol latéritique comme catalyseur » Institut national de technologie Karnataka Inde.

A. Djahid, A. M'zouri (2020) Dégradation d'un polluant organique par des procédés d'oxydation avancée, Mémoire de Master, université Ahmed Draïa, Adrar

S. Kaniou, K. Pitarakis, I. Barlagianni et I. Poulios (2005) «Photocatalytic oxidation of sulfamethazine» Chemosphere, vol. 60 (3), pp. 372-380.

N. Khalouiati, N. Nasri (2016) Etude paramétrique de l'oxydation fenton (fe^{2+}/H_2O_2) du paracétamol », mémoire master, université de boumerdes.

Y. Mameri (2018) comportements thermique et photochimique du paracétamol et de l'aspirine par la goethite en solution aqueuse en phase hétérogène, université des frères Mentouri Constantine 2018

S. Slamani (2018) Elimination des rejets pharmaceutiques par Procédés d'Oxydation Avancée POA, thèse doctorat université de Mostaganem .

GEOINFORMATIQUE POUR PREDICTION DU RISQUE D'AFFAISSEMENT ET D'EFFONDREMENT DES TERRAINS DES SITES MINIERS

Nassim LARACHI*[1], Abderrahim BALI[2], Abderrazek AIT-YAHIATENE[3] et Malek OULD-HAMOU[3]

[1] Département Mines et Géologie, université Bejaia, Bejaia, Algérie

[2] Département Génie Civil, ENP, Alger, Algérie

[3] département Génie Minier, ENP, Alger, Algérie

*Auteur correspondant : nassim.larachi@univ-bejaia.dz

Paper ID: 64

ABSTRACT

The geographic information system (GIS) combined with the weight of evidence (WofE) method is a decision-making tool for managing geotechnical risks in the mining environment such as subsidence and land collapse around underground mining works at mining sites. Indeed, after identifying cases of collapse and subsidence at the Ichmoul mining site (Batna, Algeria) and developing a spatial database containing information on old underground mining works, topography and geology, the WofE method was applied to calculate the weight of each factor. Five main factors were evaluated by calculating their positive and negative weights and their posterior probabilities: the depth of underground mining works, the distance between underground mining structures, the slope of the reliefs, the lithology and the distance between fractures. conditional independence tests were carried out for these factors. The analysis and mapping made it possible to generate a map of this risk. The analysis results were validated by the ROC curve with a past subsidence and collapse case, showing an accuracy of 92%. The subsidence and collapse risk map of underground mining structures can be used as basic data for establishing a risk prevention plan. However, to generalize the mining subsidence factors, more case studies and methods are needed.

KEYWORDS: mining site, subsidence and collapse risk, geographic information system, weight of evidence.

RÉSUMÉ

Le système d'information géographique (SIG) combiné à la méthode Weight of Evidence (WofE) est un outil d'aide à la décision de la gestion du risque d'affaissement et d'effondrement des terrains des sites miniers. Apres recensement des cas d'effondrement et d'affaissement du site minier Ichmoul (Batna) et l'élaboration d'une base de données spatiale contenant les informations des anciens ouvrages d'art souterrains, de la topographie et de la géologie, la méthode WofE a été appliquée pour calculer le poids de chaque facteur. Cinq principaux facteurs ont été évalués par leurs calculs des poids positifs et négatifs ainsi que leurs probabilités postérieures : la profondeur des ouvrages miniers souterrains, la distance entre des ouvrages miniers souterrains, la pente des reliefs, la lithologie et la distance entre les fracturations. Des Tests d'indépendance conditionnelle ont été effectués pour ces facteurs. L'analyse et la cartographie a permis de générer une carte de ce risque. Les résultats de l'analyse ont été validés par la courbe ROC (AUC) avec un cas d'affaissement et d'effondrement passé, en montrant une précision de 92%. La carte de ce risque peut être utilisée comme données de base pour l'établissement d'un plan de prévention. Cependant, pour généraliser les facteurs d'affaissement minier, davantage des études de cas et de méthodes sont nécessaires.

MOTS-CLÉS : Site minier, Risque d'affaissement et d'effondrement, système d'information géographique, weight of evidence.

1. INTRODUCTION

Plusieurs sites miniers algériens font face au problème de gestion des risques d'affaissement et d'effondrement des terrains aux alentours des ouvrages miniers (larachi, 2023). Ces dernières années, les efforts des recherches scientifiques en génie minier ont surtout mis l'accent sur l'exploration et l'exploitation des ressources minérales, cependant, très peu de recherches sur l'environnement minier s'articulant sur ce risque (Oh et al, 2011 ; Kim et al, 2006).

En Geoinformatique, il existe plusieurs méthodes de probabilité, de statistique, de logique floue et de réseau de neurones artificiels combinées au logiciel SIG (système d'information géographique) qui sont appliquées dans la prédiction du risque d'affaissement et d'effondrement dans l'environnement minier (Blachowski et al. 2016 ; Kim et al. 2006, 2009); Lee et al. 2012 ; Choi et coll. 2010 ; Oh et al.2011). Cependant, l'absence de stratégies de gestion environnementale durable des mines Algériennes par carence de méthodes et d'approches de Prédire, de prévenir et d'atténuer ce risque dans les sites miniers anciens ou actifs (Larachi et al, 20210). Par conséquent, à travers le site minier Ichmoul (Batna, Algérie), une méthodologie et des outils géoinformatiques pour la gestion environnementale durable et de Prédiction du risque d'affaissement et d'effondrement miniers sont analysés et validés par élaboration d'une carte de ce risque.

2. METHODOLOGIE

Une base de données géographiques (SIG) a été élaborée par calage et digitalisation des cartes du site minier Ichmoul (carte et coupes géologiques, carte topographique et les Plans d'exploitation souterraine). Puis, des couches thématiques (pente des reliefs, lithologie, distance entre les fracturations, profondeur des ouvrages miniers souterrains et distances entre les ouvrages miniers souterrains) ont été élaborées.

Après, par la méthode Weight of Evidence (WofE) des données d'entrainement des facteurs du risque combinées avec les cas d'effondrement et d'affaissement des ouvrages miniers l'inventoriés sur le terrain du site, ont permis de générer des valeurs du poids positifs et négatifs (W^+, $W^{-)}$ et le contraste (C) des classes des cinq facteurs. Elle a également abouti à une carte de probabilité postérieure contenant les informations de probabilité (dans une plage de 0 à 1) d'occurrence d'effondrement des ouvrages miniers, et d'analyser les corrélations entre les classes des Facteurs et le risque par le calcul du poids des classes des facteurs, par détermination du degré de superposition entre les classes de chaque facteur et le risque, ceci a permis de produire la carte de probabilité postérieure de chaque facteur. Ensuite, l'analyse de combinaison de facteurs et Test d'indépendance conditionnelle, ont permis de sélectionner les facteurs affectant ce risque.

La carte de risque générée a été validée à l'aide de la courbe ROC. Cette courbe a été obtenue en comparant le taux de faux positifs (1 spécificité) et le taux de vrais positifs (sensibilité) de la carte probabilité postérieure. Cette courbe a été formée également en utilisant le cas d'affaissement non utilisé pour la prédiction. La surface de ce cas épargné a été divisée en 30 zones dont chacune est environ de 20m^2 et prélèvement de la valeur de probabilité postérieure de chacune.

La figure 1 illustre la méthodologie utilisée dans l'analyse et la cartographie de risque d'affaissement et d'effondrement miniers dans le cas de la mine abandonnée Ichmoul.

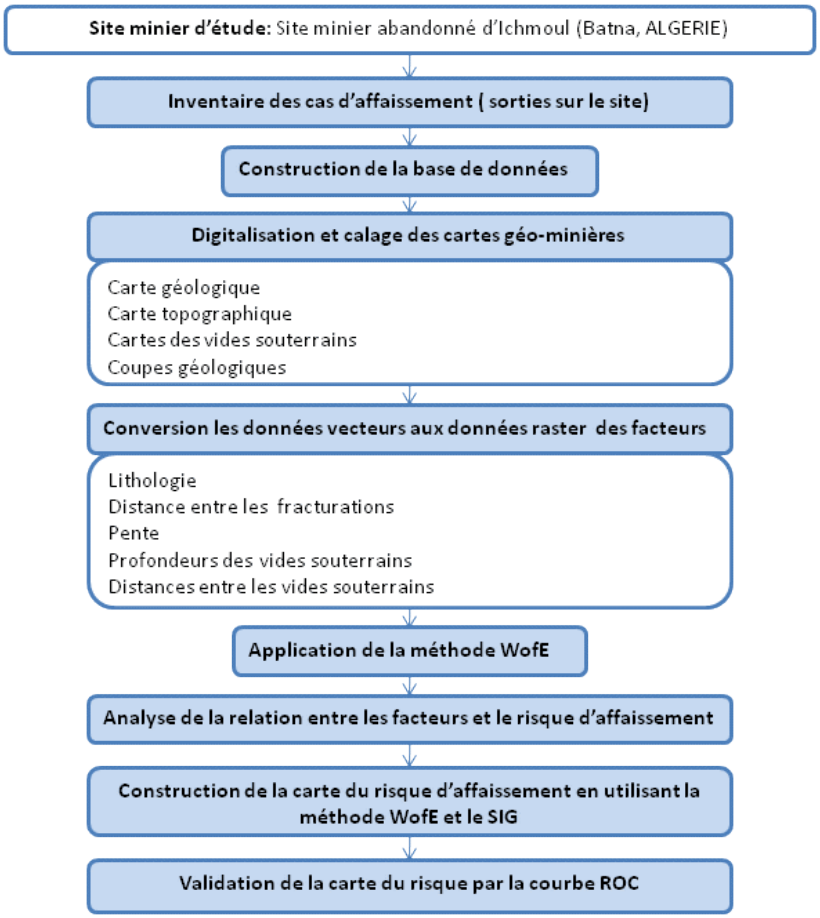


Figure 14: Organigramme de la méthodologie appliquée dans l'étude d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains du site minier Ichmoul

3. RESULTATS ET DISCUSSION

L'Analyse de corrélation des classes de facteur pente des reliefs (figure 2) et le risque a montré une association significative entre les classes 30 à 50° et les cas inventoriés du risque d'affaissement et d'effondrement (tableau 1). Le contraste est positif pour ces deux classes de pente des reliefs. Les ouvrages miniers souterrains situés dans les reliefs de pente 30 à 50° sont alors susceptibles au risque d'affaissement et d'effondrement.

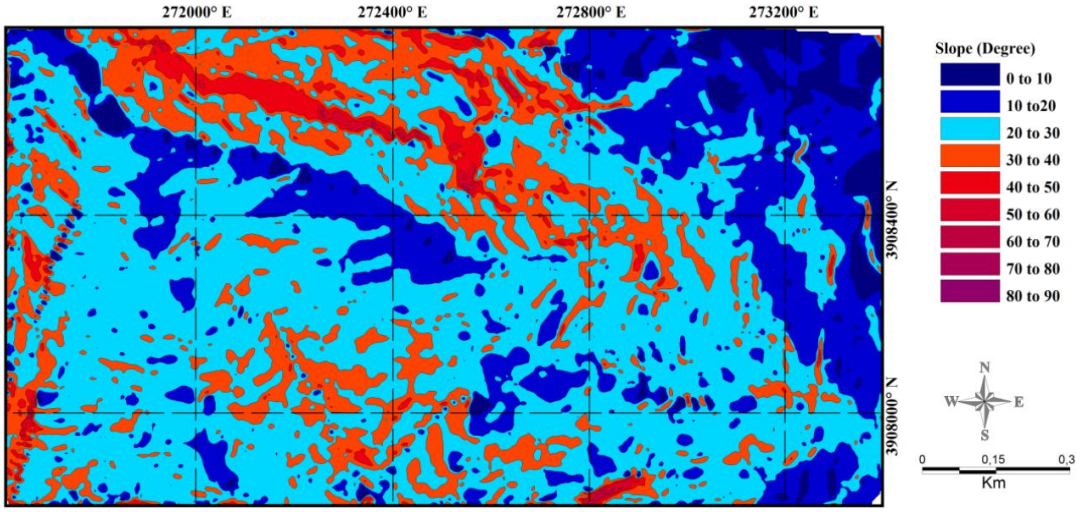


Figure 2 : Carte des classes du facteur pente des reliefs du site minier Ichmoul

Tableau 1 : Poids de la preuve entre l'affaissement et l'effondrement des ouvrages miniers souterrains et le facteur pente des reliefs

Classes des Pentes relief [degré]	Poids positif (W)	Contraste
10-20	-1.930	-2.2115
20-30	-.0001	-0 .0002
30-40	**1.3760**	**1.7694**
40-50	**0.3548**	**0.3672**

Le degré de superposition du facteur lithologie (figure 3), est significatif entre le schiste et le calcaire et les cas inventoriés du risque d'affaissement et d'effondrement et un degré d'association significatif entre le schiste et le calcaire et ce risque (tableau 2). Alors, les ouvrages miniers souterrains creusés dans les calcaires et/ou les schistes sont susceptibles au risque d'affaissement et d'effondrement

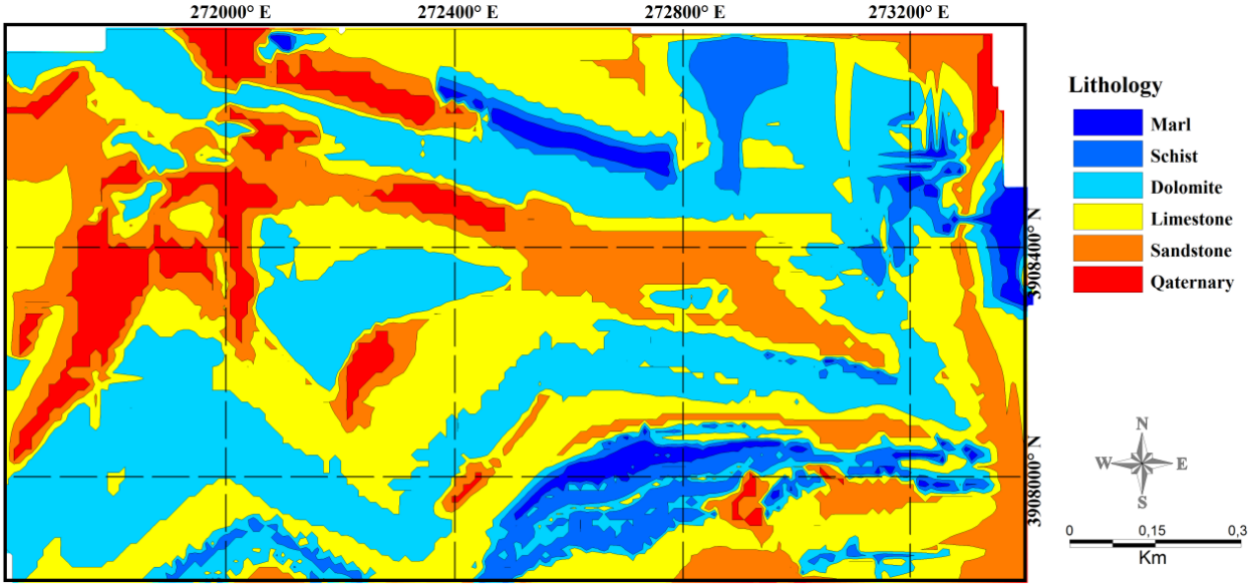


Figure 3 : carte des classes du facteur lithologie du site minier Ichmoul

Tableau 2 : Poids de la preuve entre l'affaissement et l'effondrement des ouvrages miniers souterrains et le facteur lithologie

Classes lithologie	Poids positif (W)	Contraste
Schiste	**0.6887**	**0.7497**
Calcaire	**1.2056**	**2.2951**
Dolomite	**-0.9382**	**-1.2583**
Gres	---------	----------

Pour facteur Distance entre les ouvrages miniers (figure 4), les classes 0 à 20m, sont significatives avec les cas d'affaissement et d'effondrement inventoriés et la corrélation spatiale est significative entre les classes de 0 à 20m et le risque d'affaissement et d'effondrement. Alors, Les distances inférieures à 20m entre les ouvrages miniers souterrains sont susceptibles au risque d'affaissement et d'effondrement (tableau 3).

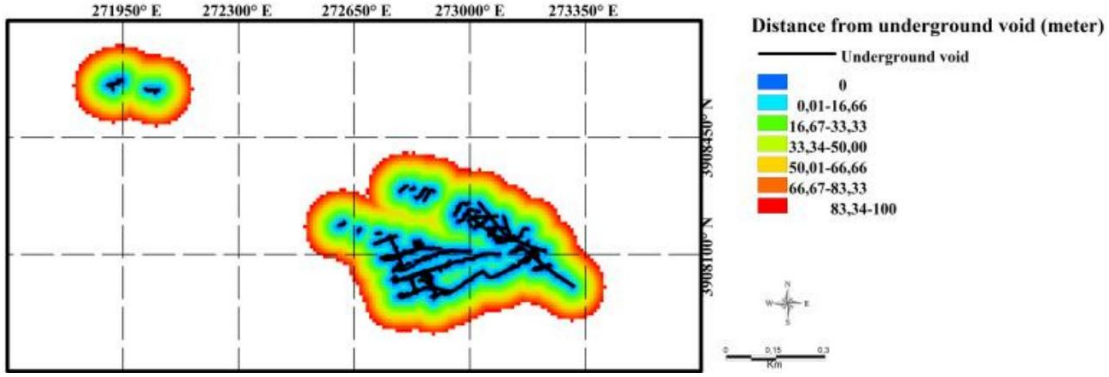


Figure 4 : carte des classes du facteur distances en les ouvrages miniers souterrains du site minier Ichmoul

Tableau 3 : Poids de la preuve entre l'affaissement et l'effondrement des ouvrages miniers souterrains et le facteurDistance entre les ouvrages miniers

Distance entre les ouvrages miniers [m]	Poids positif (W)	Contraste
0-10	**1.6081**	**3.3657**
10-20	**0.2218**	**0.2544**

Le facteur Distances entre les fracturations (figure 5), quatre classes sont significatives avec les cas de risques inventoriés et corrélation spatiale significative des quatre classes et le risque d'affaissement et d'effondrement. Alors, Les quatre classes du facteur distances entre les fracturations sont susceptibles au risque d'effondrement et d'affaissement des ouvrages miniers souterrains (tableau 4).

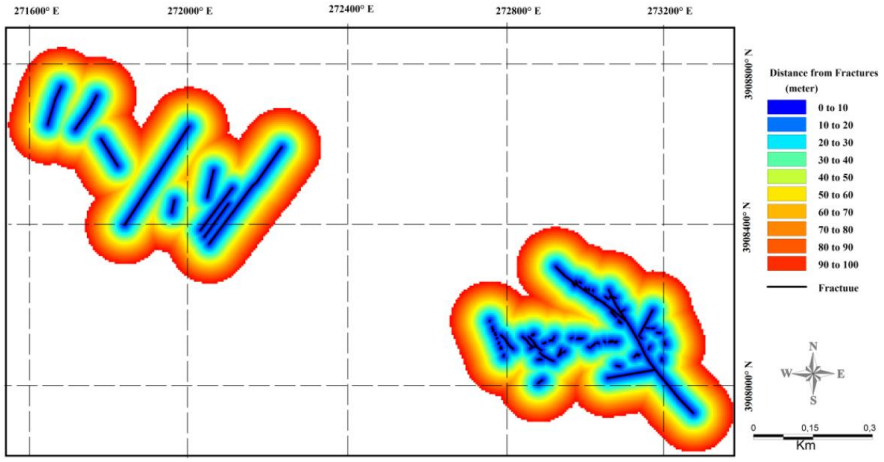


Figure 5 : carte des classes du facteur distance entre la fracturation du site minier Ichmoul

Tableau 4 : Poids de la preuve entre l'affaissement et l'effondrement des ouvrages miniers souterrains et le facteurDistances entre les ouvrages miniers

Distances entre les fracturations [m]	Poids positif (W)	Contraste
0-10	1.0521	1.3112
10-20	0.5055	0.5932
20-30	--------	--------
30-40	----------	-------
40-50	0.2113	0.2382
50-60	-0.4212	-0.4568
60-70	-0.3787	-0.4098
70-80	-0.3787	-0.4098
80-90	0.7644	0.8807

Le facteur, profondeurs des ouvrages miniers (figure 6), le degré de superposition est significatif entre les profondeurs inférieures à 20m et les cas d'affaissement et d'effondrement inventoriés, également, le degré d'association est significatif entre les profondeurs inférieures à 20m et ce risque. Alors, Les profondeurs des ouvrages miniers souterrains inférieures à 20m sont susceptibles au risque d'affaissement et d'effondrement (tableau 5).

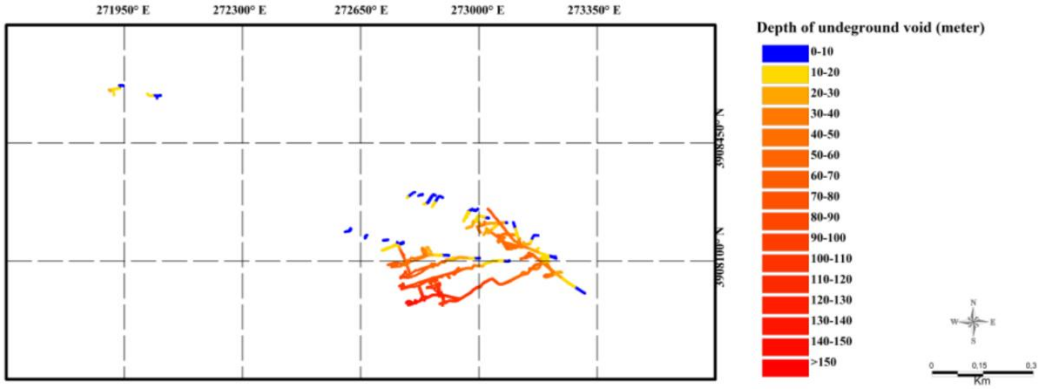


Figure 6 : carte des classes du facteur profondeur des ouvrages miniers souterrains du site minier Ichmoul

Tableau 5 : Poids de la preuve entre l'affaissement et l'effondrement des ouvrages miniers souterrains et le facteur pente des reliefs

Profondeurs des ouvrages miniers [m]	**Poids positif (W)**	**Contraste**
0-10	23224	2.9653
10-20	13291	1.6422
20-30	-0.2578	-0.2849
30-40	----------	-------
40-50	-0.2578	-0.2849

En conclusion, la combinaison des résultats des facteurs une Carte de probabilités postérieures d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains, a été générée (figure 7).

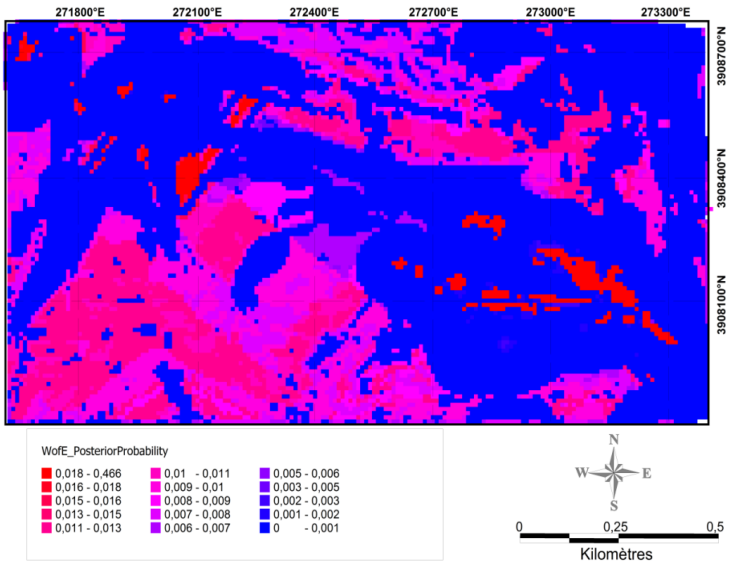


Figure 7 : Carte de probabilités postérieures d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains

Analyse des facteurs par le Test d'indépendance conditionnelle a permis de conclure que les cinq facteurs de prédiction peuvent être utilisés ensemble dans l'évaluation du risque d'effondrement des ouvrages miniers souterrains. Cela a été confirmé par production des cartes de risque de faibles valeurs de probabilité postérieure, en combinant les facteurs. En conclusion, les CINQ facteurs sont indispensables dans la prédiction de risque d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains.

Sur la base de la carte de probabilités postérieures d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains une carte de prédiction du risque d'effondrement et d'affaissement aux alentours des ouvrages miniers souterrains dans le site minier d'Ichmoul a été générée avec 4 classes du risque d'effondrement et d'affaissement : élevé, moyen faible et très faible (figure 8).

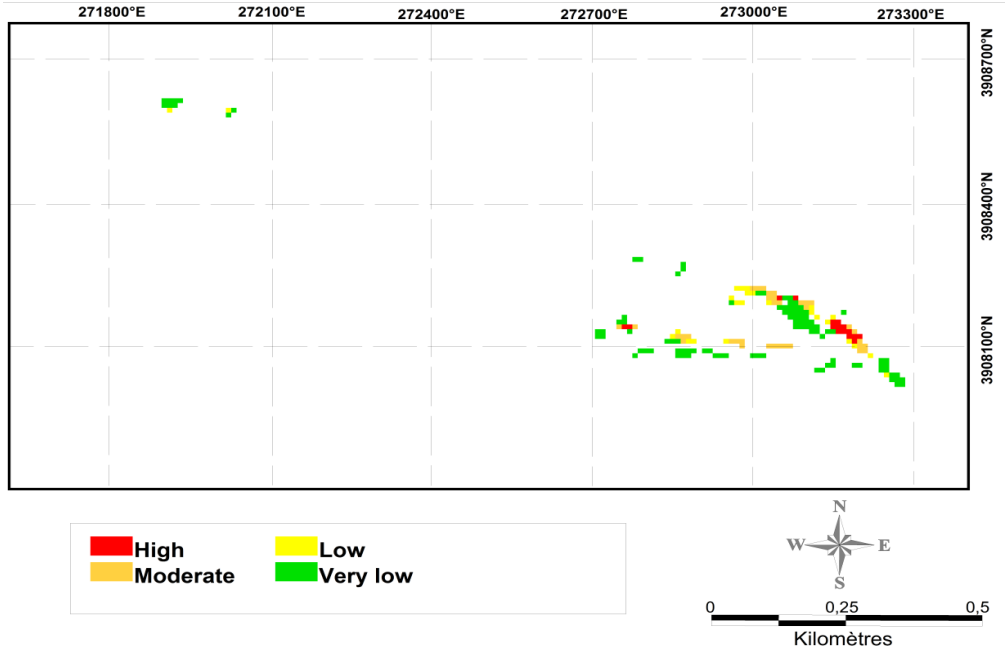


Figure 8 : La carte de prédiction du risque d'effondrement et d'affaissement aux alentours des ouvrages miniers souterrains dans le site minier d'Ichmoul **(** larachi et al, 2019)

La Validation de carte de prédiction du risque par a montré une valeur de l'aire sous la courbe ROC de 92%, ce qui montre la précision et la perfection de l'approche appliquée pour la prédiction des zones à risque d'effondrement des anciens vides d'exploitation souterraine du site minier d'Ichmoul.

4. CONCLUSION

La Géo informatique est un outil d'aide à la décision de la gestion de l'environnement minier. Cet objectif a été atteint par la réalisation d'une carte de prédiction du risque d'affaissement et d'effondrement terrains du site minier Ichmoul en combinant un système d'information géographique (SIG) et la méthode Weight of Evidence(WofE). La Carte de risque d'affaissement et d'effondrement des vides d'exploitations souterraine a été élaborée avec une précision de 92%.

Cinq principaux facteurs ont été évalués par leurs calculs des poids positifs et négatifs ainsi que leurs probabilités postérieures : la profondeur des ouvrages miniers souterrains, la distance entre des ouvrages miniers souterrains, la pente des reliefs, la lithologie et la distance entre les fracturations.

Cette approche peut être utilisée pour la prédiction du risque d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers dans d'autres sites miniers abandonnés ou actifs.

RÉFÉRENCES

Blachowski, J. (2016). Application of GIS spatial regression methods in assessment of land subsidence in complicated mining conditions: case study of the Walbrzych coal mine (SW Poland),‖ Nat. Hazards, vol. 84, pp. 997–1014, Jul., 10.1007/s11069-016 2470-2.

Choi, J. K., Kim, K. D., Lee, S., & Won, J. S. (2010). Application of a fuzzy operator to susceptibility estimations of coal mine subsidence in Taebaek City, Korea. *Environmental Earth Sciences*, *59*(5), 1009-1022. https://doi.org/10.1007/s12665-009-0093-6

Kim K.D., S. Lee, H.J. Oh, et al., (2006) Assessment of ground subsidence hazard near an abandoned underground coal mine using GIS,‖ Environ. Geol., vol. 50, pp. 1183–1191, 10.1007/s00254-006 0290-5.

Larachi N. (2023). Etude des rejets miniers, des ouvrages miniers souterrains et de leurs impacts sur l'environnement des mines abandonnées : cas de la mine d'Ichmoul, Batna. Thèse de doctorat, département Génie Minier, ENP, pp 186.

Larachi, N., Bali, A., Ait Yahiatene, A., & Ould Hamou, M. (2021). Analysis and mapping of mining subsidence and underground voids collapse risk using GIS and the weights-of-evidence model for the abandoned Ichmoul mine, Algeria. *ENP Engineering Science Journal*, *1*(2), 33-41.

Lee, S., Park, I., & Choi, J. K. (2012). Spatial prediction of ground subsidence susceptibility using an artificial neural network. *Environmental management*, *49*(2), 347-358. https://doi.org/10.1007/s00267-011-9766-5

H. Oh, S. Ahn, J. Choi, et al., 2011. Sensitivity analysis for the GIS-based mapping of the ground subsidence hazard near abandoned underground coal mines,‖ Environ. Earth. Sci., vol. 64, pp. 347–358, 10.1007/s12665-010-0855-1

ÉVALUATION DE LA CONTAMINATION DES EAUX DE SURFACE DE LA BAIE DE BOU-ISMAIL PAR LES MICROPLASTIQUES

Nassima BELHOUCHET[1], Lilya BOUDRICHE[2], Yasmine BELKACEM[1], Khaeled ABDRERRAHMANI[1], Ahmed INAL[1], Soraya GHRIBI[1]

[1]Centre National de Recherche et de Développement de la Pêche et de l'Aquaculture (CNRDPA) ; Bd Front de Mer, Bou-Ismaïl 42415

[2]Centre de Recherche Scientifique et Technique en Analyses Physico-Chimiques (CRAPC), BP384, Siège ex-Pasna Zone Industrielle Bou-Ismail CP 42004, Tipaza

*belhouchet.n@gmail.com

Paper ID: 123

ABSTRACT

Microplastic pollution has become a major environmental issue, drawing increasing attention from the global scientific community**.** Defined as plastic particles measuring less than 5 millimeters, microplastics originate either from the fragmentation of larger plastic debris or are intentionally manufactured at microscopic sizes for use in cosmetics, textiles, and industrial processes.

To date, data on the quantity of plastic particles floating off the Algerian coast remains scarce. This study aims to determine the abundance of microplastics in the central zone of the Algerian coastline. To achieve this, a scientific campaign named POLLMicroplastics-01 was conducted in July 2023 along the coast of BouIsmail Bay (BIB). The primary objective was to carry out a quantitative and qualitative assessment of microplastics across various compartments of the BouIsmail marine ecosystem.

Six (06) manta net tows (with a mesh size of 300 µm) were conducted aboard the research vessel *Saleh*, each lasting approximately 20 minutes. Corresponding results showed that 100% of the samples were contaminated with microplastics**,** with concentrations varying between sampling stations. A total of3.841 particleswere extracted from the collected samples. The analysis revealed the presence of thirteen distinct microplastic colors, with black, transparent, and blue being the most frequent. The predominant types of microplastics identified werefragments and fibers**,** followed by films.

KEYWORDS : POLLMicroplastics-01 Campagn, Microplastics, BouIsmail Bay, Fragments, Filaments.

RÉSUMÉ

La pollution des eaux marines par les microplastiques est devenue un problème environnemental majeur, suscitant un intérêt croissant de la part de la communauté scientifique à l'échelle mondiale. Les microplastiques qui sont définis comme des particules de plastique de tailles inférieures à 5 millimètres, proviennent de la fragmentation de débris plastiques plus volumineux ou sont directement élaborés à des tailles microscopiques pour des usages dans les cosmétiques, les textiles ou les procédés industriels.

À ce jour, les données relatives à la quantité de particules plastiques flottantes au large de la côte Algérienne demeurent limitées. Cette présente étude vise à déterminer l'abondance des microplastiques dans la zone centrale du littoral algérien. À cette fin, une campagne scientifique intitulée POLLMicroplastics-01 a été menée en juillet 2023 le long du littoral de la baie de Bou Ismail (BIB). L'objectif principal de cette campagne est de procéder à une évaluation quantitative et

qualitative des microplastiques dans les différents compartiments de l'écosystème marin de Bou Ismail.

Six (06) traits de filet manta (maille de 300 µm) ont été réalisés à bord du bateau scientifique Saleh dont chacun ayant duré environ 20 minutes. Les résultats correspondants montrent que 100 % des échantillons sont contaminés par des microplastiques, avec des concentrations variables selon les stations d'échantillonnage avec un total de 3 841 particules ont été extrait des échantillons collectés. L'analyse a révélé la présence de treize couleurs distinctes de microplastiques, dont les plus fréquentes sont : le noir, le transparent, le bleu, et le blanc. Les types de microplastiques les plus couramment observés sont les fragments et les fibres, suivis des films.

MOTS-CLÉS : Campagne POLLMicroplastics-01, Microplastiques, Baie de BouIsmail, Fragments, Filaments.

1. INTRODUCTION

Chaque année, 10 millions de tonnes de déchets plastiques sont déversés dans les mers et les océans. Cela équivaut à un camion par minute (Amara, et Kazour., 2022). À la problématique des macrodéchets s'ajoute celle du devenir et de la présence des microplastiques (MPs) et de leurs additifs, qui sont devenus une préoccupation environnementale majeure. Plusieurs études ont révélé la présence de microplastiques dans différents compartiments aquatiques : les sédiments des fonds marins, les plages, le biote ainsi que les eaux de surface (Barnes et al., 2009 ; Campbell et al., 2017 ; Worm et al., 2017 ; Martinot., 2019). Actuellement, très peu de données sont disponibles sur les quantités de particules microplastiques flottant le long de la côte algérienne. La présente étude vise donc à estimer l'abondance des microplastiques dans les eaux de surface, dans le cadre d'une campagne scientifique menée en juillet 2023, intitulée « POLLMicroplastics-01 », le long du littoral de la baie de Bou Ismail (BIB).

2. METHODOLOGIE

2.1. Zone d'étude

La zone d'étude est située dans la partie côtière nord du centre de l'Algérie. Elle est délimitée à l'ouest par le Mont Chenoua (Baie de BouIsmail) (80 km à l'ouest d'Alger) (Rabehi et al. ; 2019, Belhouchet et al., 2024). La campagne POLLMicroplastics-01 a été planifiée à cet effet par l'équipe scientifique du CNRDPA « les interactions milieux-ressources et réseaux trophiques ». Cette campagne rentre dans le cadre du projet interne validé par le Conseil Scientifique du Centre National de Recherche et de développement de la Pêche et de l'Aquaculture (CNRDPA) sur le suivi de la pollution par les microplastiques. Au cours de cette campagne, réalisée à bord du bateau scientifique « *Saleh* » du CNRDPA, des mesures in situ des échantillons d'eau de mer, de sédiments et de biotes ont été prélevés à différentes stations le long de la zone d'étude (Figure 1(a, b)).

2.2. Prélèvements d'eau de surface et paramètres physicochimiques

Au début et à la fin de chaque trait de filet Manta, nous avons effectué des prélèvements d'eau afin d'analyser les paramètres physico-chimiques. Ainsi, pour les six traits de filet Manta, douze échantillons d'eau prélevés ont subi l'analyse physico-chimique. Les mesures *in situ* ont été réalisées à l'aide d'un multi paramètre de marque Hanna (HI98194).

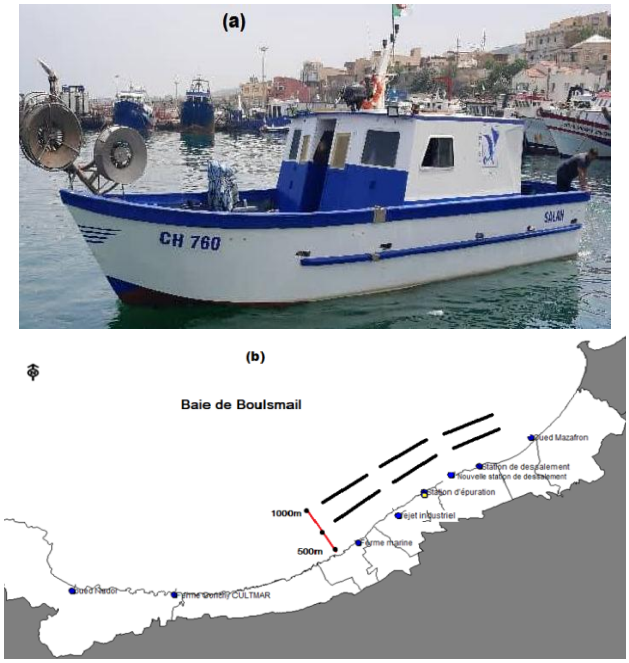


Figure 1 : (a) Embarcation « Saleh » utilisée dans les prélèvements des microplastiques
(b) Cartographie de la zone d'étude

2.3. Prélèvements des microplastiques (MPs)

Six échantillons d'eau de surface ont été prélevés en juillet 2023. Le prélèvement a été effectué en utilisant un filet Manta (maille de 300 µm, matériau du filet en nylon) à partir de la partie arrière du bateau "Saleh", en dehors de la zone de sillage, pendant 20 minutes. L'échantillon a été filtré sur un tamis de 300 µm, puis transféré dans un flacon en verre préalablement nettoyé et fixé avec une quantité suffisante d'éthanol à 70 % (rapport 3 :1), recouvert d'un couvercle métallique et conservé à une température entre (2 – 4) °C jusqu'au traitement. Tous les échantillons ont été conservés à l'abri de la lumière avant leur analyse.

Il est à noter que les stations de prélèvement sont réparties en trois zones clés : la zone A (la ferme marine FM), la zone B (la station d'épuration des eaux usées de Bou Ismaïl – STEP) et la zone C (la station de dessalement – DESS). Les prélèvements sont effectués à deux distances de la côte : 500 m et 1000 m.

2.4. Extraction et identification des (MPs)

Prétraitement

Les MPs ont été isolés des échantillons en appliquant plusieurs protocoles de traitement telle que l'oxydation de la matière organique avec H_2O_2 (34-36%), et la séparation par densité (en utilisant une solution de chlorure de sodium (NaCl) de 1,2 g/cm^3).

Identification des MPs

La présence de microplastiques a été identifiée sur la base de leurs caractéristiques physiques et visuelles, en les classant selon leur type, leur couleur, et leur taille et en quantifiant leur abondance (Campbell et al., 2017). Les observations physiques ont été réalisées à l'aide d'un stéréomicroscope MICROS, relié à une caméra facilitant ainsi les processus d'observation et d'identification des MPs.

3. RESULTATS

3.1. Paramètres physicochimiques

Les résultats des paramètres physicochimiques de l'eau de surface sont montrés sur la Figure 2.

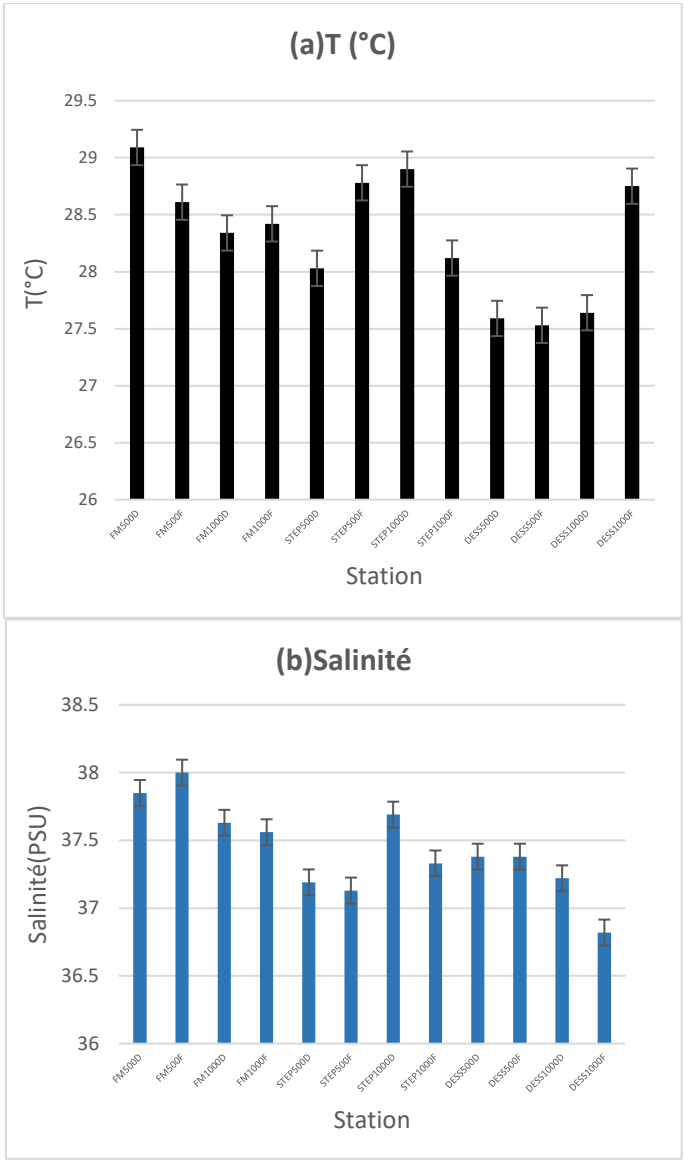


Figure 2 : Paramètres physicochimiques de l'eau de surface (a) Température ; (b) Salinité

3.2. Microplastiques dans les eaux de surface

Les résultats obtenus montrent que les filaments sont les types de plastiques les plus dominants, suivis par les fragments et les films.

Les résultats de la Figure 3 montrent que dans l'ensemble des stations étudiées, la taille la plus courante des échantillons est comprise entre 0.3 et 1 mm. Ces résultats montrent que ces microplastiques sont de type secondaire quirésultent de la dégradation de déchets plastiques de tailles plus grandes. En effet, les fragments et filaments sont les plus fréquemment retrouvés, ils proviennent

généralement de sources diverses (déchets plastiques, textiles, filets de pêche, équipements marins) qui sont très persistants et facilement dispersés dans la surface de l'eau.

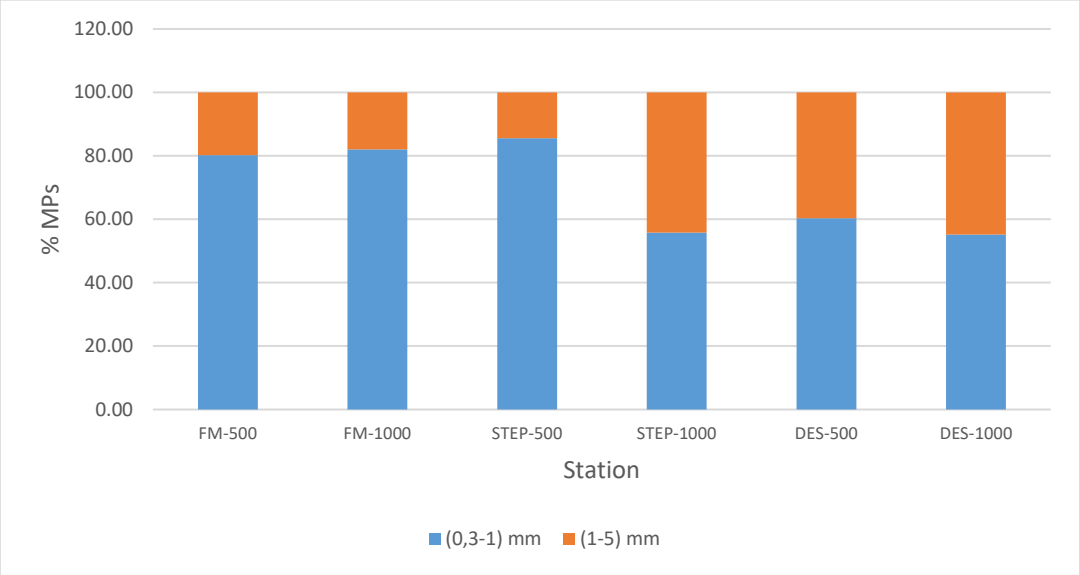


Figure 3 : Tailles des microplastiques identifiées dans l'étude

Nos résultats sont similaires à plusieurs études menées en Méditerranée, qui rapportent également une dominance des MPs de petite taille (< 1 mm), avec une forte proportion de fragments et de fibres d'origine anthropique (Collignon et al., 2012). Cela confirme que la Méditerranée, en tant que mer semi-fermée et fortement anthropisée, agit comme un véritable piège à plastiques et microplastiques, où les processus de fragmentation contribuent activement à la formation et à la persistance des microplastiques secondaires.

4. CONCLUSION

L'objectif de cette étude est l'évaluation quantitative des microplastiques dans les sédiments marins de la baie de BouIsmail.

L'utilisation d'un filet Manta pour l'échantillonnage de l'eau, suivie de l'élimination de la matière organique par H_2O_2, et l'utilisation d'une solution saturée de NaCl pour l'extraction des MPs, nous a permis d'extraire et de déterminer l'abondance des MPs dans les eaux de surface de la baie de BouIsmail.

Les six échantillons d'eau prélevés par filet Manta sont contaminées par les microplastiques.

La couleur dominante des microplastiques dans les échantillons est le noir alors que les fragments et les filaments sont les types de microplastiques les plus dominants.

ACKNOWLEDGEMENTS

Nous tenons à exprimer notre profonde gratitude à M. Azzedine Benoui, le chef de département flottille du CNRDPA ainsi qu'à l'ensemble de son staff qui ont grandement facilité la programmation et la réalisation des sorties en mer.

Nos sincères remerciements vont également à l'équipage du navire Saleh, en particulier aux marins et aux rayes**,** pour leur professionnalisme, leur engagement et tous les efforts fournis tout au long de la mission.

RÉFÉRENCES

Amara, R., & Kazour, M. (2022). Les microplastiques au sein des stations d'épuration : flux, élimination et apports aux milieux aquatiques. Cas de la station d'épuration Séliane de Boulogne-sur-Mer.

Barnes, D. K., Galgani, F., Thompson, R. C., Barlaz, M., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1985 - 1998.

Belhouchet, N., Inal, A., Nait-Mohand, H., Belkacem, Y., & Chenchouni, H. (2024). Assessment of pollutants in coastal waters, sediments, and biota of marine ecosystems in Algeria, North Africa. *Regional Studies in Marine Science*, *70*, 103355.

Campbell, S. H., Williamson, P. R., & Hall, B. D. (2017). Microplastics in the gastrointestinal tracts of fish and the water from an urban prairie creek. *Facets*, *2*(1), 395-409.

Collignon et al., 2012. Collignon, A., Hecq, J. H., Glagani, F., Voisin, P., Collard, F., & Goffart, A. (2012). Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 64(4), 861–864.

Martinot, P. (2019). Distribution des microplastiques dans les eaux de sub-surfaces, en Méditerranéenne nord-occidentale. Mémoire de licence. Institut Méditerranéen d'Océanologie Océanomed, Bâtiment Méditerranée, campus de Luminy, Marseille (MOI).

Rabehi, W., Guerfi, M., Mahi, H., Rojas-Garcia, E., 2019. Spatiotemporal monitoring of coastal urbanization dynamics: case study of Algiers' Bay, Algeria. *J. Indian Soc. Remote. Sens.* 47, 1917–1936.

Worm, B., Lotze, H. K., Jubinville, I., Wilcox, C., & Jambeck, J. (2017). Plastic as a persistent marine pollutant. *Annual Review of Environment and Resources*, *42*(1), 1-26.

ENHANCING PRECIPITATION IMAGING WITH TIMESERIES DERIVED FROM COMMERCIAL MICROWAVE LINKS

Nils-Otto KITTERØD[*1], Erlend ØYDVIN[1], Etienne LEBLOIS[1,2], and Vegard NILSEN[1]
[1] Norwegian University of Life Sciences, Ås, Norway
[2] RiverLy Research Unit, Catchment Hydrology Group/INRAE, Lyon-Villeurbanne, France
*Corresponding author: nils-otto.kitterod@nmbu.no
Paper ID: 31

ABSTRACT

The hydrological cycle is governed by the Earth's energy balance, and empirical data clearly indicates changing precipitation patterns due to global warming. Growing urban development combined with high rainfall intensity poses flood hazards. Effective flood mitigation depends on reliable precipitation forecasts, which in turn require empirical data of high spatial and temporal resolution. Conventional precipitation monitoring is usually a combination of point observations from climate stations, and spatial images from weather radars. Climate observations are often sparse, and radar data have inherent limitations. Complementary datasets that enhance spatial and temporal resolution can therefore help reduce uncertainties in estimates. In this paper we summarize recent research results that explore the relation between attenuation of electromagnetic signals and precipitation by utilizing signals from commercial microwave links (CMLs). We highlight the opportunity to better distinguish between rainfall and dry snow in cold climates and to improve stochastic rainfall simulations by refining spatial correlation estimates. We analysed CML data from more than 500 links across Norway, combined with weather radar observations, temperature data, and ground-truth measurements. Two classification methods were tested: the CML-Radar (CR) approach, which classifies events as dry snow when radar detects precipitation but CMLs do not, and the Radar-Temperature (RT) approach, which uses radar and dew point temperature. For rainfall estimation, standard signal processing procedures were applied, including wet antenna correction and baseline adjustment. Stochastic rainfall fields were simulated using conditional geostatistical methods, comparing correlation lengths derived from CMLs with those from radar and gauge data. The CR method demonstrated superior performance in differentiating rain from dry snow compared to the RT method, particularly in transitional conditions near 0 °C. Validation against ground-truth measurements confirmed that integrating CML data reduced misclassification errors. The deregularization method we applied for rainfall simulations, recovered the true point-scale correlation structure better than the path-averaged CML data, which overestimated the correlation lengths. Simulated rainfall fields conditioned on CML data reproduced observed variability more realistically than those relying solely on point data, offering improved estimates of uncertainties. In conclusion, CMLs represent a valuable addition to precipitation monitoring networks, providing dense, path-integrated observations that complement existing climate gauges and weather radars. Their integration improves classification of precipitation type, particularly in cold climates, and enhances the realism of stochastic rainfall simulations by refining correlation length estimates. These advances are crucial for operational hydrology, risk assessment, and climate services. CML signals can therefore be considered as an opportunistic monitoring of precipitation because the data is regularly monitored by the telecommunication operators, and it does not require any additional investments in infrastructure.

KEYWORDS: Commercial Microwave Links (CMLs), Precipitation, Signal processing, Stochastic simulations.

1. INTRODUCTION

Global warming raises significant challenges for optimal water management. Observations indicate clearly changes in local precipitation patterns, and the unknown dangers of flood damage create uncertainty for future financial investments. Such conditions create a demand for emerging technologies that can be used to mitigate the most serious problems. A significant challenge is to manage runoff from densely populated areas (Sunde et al. 2018; Ju et al., 2023). The purpose of this paper is to share some recent research results on how to use existing telecommunication infrastructure called Commercial Microwave Links (CMLs) to improve imaging of precipitation (Øydvin, 2025). In brief, a CML consists of two towers with submission and receiving antennas which transfer electromagnetic waves (EM) to individual cell phones. Transmission of EM signals has been used for telecommunication since time of Hertz and Marconi in the late 19th century, and for imaging (Radar) purposes since 1935. From Maxwell's equation we know that propagation of EM-waves depends on the relative dielectric (permittivity) properties of the transmission medium. Since the World War II the relation between rainfall and attenuation of EM signal has been explored for operational imaging of the atmosphere, which among many other things, gave rise to what we know today as weather radars. In the following we briefly summarize the CML technology and standard methods for observation of precipitation. We then present some research results where we focus on challenges of using CML data in a hydrological context.

2. TIMESERIES FROM COMMERCIAL MICROWAVE LINKS

Attenuation of EM signals depend on the concentration of water according to a power law relation (Atlas and Ulbrich, 1977; Chwala et al., 2014; Nia and Shokri, 2025):

$$\gamma_R = \alpha R^{\beta}, \tag{1}$$

where γ_R [dB/km] is the signal attenuation, R [mm/h] is the precipitation rate, and a and b are parameters that mainly depend on the frequencies and polarization of the electromagnetic waves and to a less degree on the temperature and size of the water particles. Because precipitation is a variable in space, the attenuation is an integral over the distance between the communication towers (i.e. the CML length):

$$\overline{\gamma_R} = \int_0^L \gamma_R(l)\, dl = \int_0^L \alpha R(l)^{\beta}\, dl, \tag{2}$$

where L is the CML length. Standard telecommunications occur at different frequencies (~10 – ~40 GHz) depending on technology (*viz* 4G; 5G). Data transfer capacity increases with increasing frequencies. At the same time the transfer distance is reduced. In this project we used 4G signals. With 4G technology, the transmission frequencies provide near linear attenuation (Atlas and Ulbrich, 1977; Chwala et al., 2014), which means that $\beta \approx 1$ and (2) can be simplify to:

$$\overline{\gamma_R} \approx \alpha \bar{R}^{\beta} L, \tag{3}$$

where $\overline{\gamma_R}$ is the average signal attenuation, and $\bar{R}$ is the estimated average rainfall rate integrated along the travel path L between two CML towers. The International Telecommunication Union (IUR, 2005) provide tables of a and b at different EM frequencies.

To document stability and quality of cell phone communication, teleoperators monitor routinely the strength in submission and receiving signals. The difference between submission and receiving strength is the total signal loss (*TL* [dBm]). Precipitation does not only change the water concentration in the air, but water will also cause wetting of the antennas, which give rise to an additional attenuation, called the wet antenna attenuation (*WAA*). In addition to the *WAA* effect, it is necessary to compensate for background attenuation caused by other unknown effects. This background attenuation of the CML signals is called the *Baseline*. The background attenuation can be estimated by identifying the signal strength before and after the precipitation event. It can be a constant as indicated in Fig.1A, or a simple drift function. The difference between total signal loss, the wet antenna attenuation and the baseline drift is the net-effect of precipitation. Thus, according to (3):

$$\overline{\gamma_R} \approx TL + (WAA - Baseline), \tag{3}$$

where *TL* is the total signal loss, *WAA* is wet antenna attenuation and *Basline* is the background attenuation. By reliable estimates of *a* and *b*, we can derive an integral of the precipitation rate along the CML path *L* (Fig.1). Monitoring of total signal loss is usually done with high time resolution from 1 to 15 minutes. In general, the uncertainties increase with increasing time resolution, but with time resolution up to 1 minute, the theoretical error is minor (van der Valk et al., 2024).

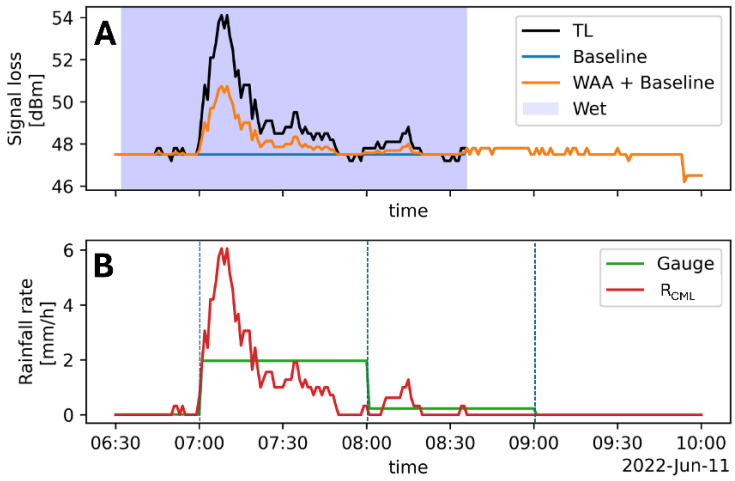


Figure 1. Example of time-series from a Commercial Microwave Link (CML). Panel A: Black line is recorded total signal loss (TL), blue line is the estimated Baseline drift, and the orange line is the Baseline drift plus the estimated signal reduction due to water attached to the antennas (Wet Antenna Attenuation, WAA). Blue area indicates period of precipitation (Wet). Panel B: Red line is TL minus (WAA + Baseline), which indicate rainfall rates derived from CML (R_{CML}). Green line is observed precipitation form nearest climate station (Gauge). Stippled vertical lines indicate time resolution of timeseries from the climate station. Data example is taken from Norway. Figure is modified from Øydvin (2025).

3. METHODS FOR OBSERVING PRECIPITATION

Standard precipitation gauges collect rain or snow in bucket or a container for measurement, either by weighing or by counting tips in a tipping bucket. Measurements of solid precipitation (hail and snow) require heating equipment to avoid blocking of further precipitation (the so-called 'snow-hat' problem). Due to wind, there will always be small scale turbulence above the gauge station, which

gives a systematic capture deficiency. This bias is called the problem of undercatch in meteorology. This wind-induced under-catch is most serious for snow observations. At horizontal windspeed of ~4 m/s, the observed undercatch for liquid precipitation is more than 10%, while the corresponding undercatch for snow varies from 30 to 50% depending on the quality of the wind shield protection (Wolff et al, 2015).

For this project we had access to observations derived from distrometers located close to CMLs. Disdrometers measure precipitation by high frequency scanning of particle size and drop velocity. Estimates are derived by applying empirical relationships between precipitation type, particle size and drop velocity. The primary challenge – common for distrometers and standard climate stations, is the spatial representativeness, as they only record precipitation at a very limited area. Because the spatial support is very small, it is regarded as point observations in a geostatistical context, which means that a dense network of point observations is necessary for accurate spatial assessment.

The lack of spatial coverage can be compensated by using data from weather radars. The radar technology measure backscattering of EM signal from precipitation particles. EM travel time and the signal strength provide images of precipitation. Launching of dual-polarization techniques have improved methods for distinction between rain and snow. It should be noticed, however, that radar backscattering yields images of the atmosphere, not precipitation at ground level. To reduce signal noise (called ground clutters) and beam blocking from vegetation or topography, the radar antenna is tilted upwards with a small inclination to the ground surface. Due to the antenna inclination and the curvature of the earth, the distance to the weather radar location determines the altitude of the radar image. For example, if the weather radar is located ~100 km from a given location, the radar gives an image of precipitation 1-2 km above the ground level. If the temperature in the atmosphere changes from below –0°C to above +0°C it might change the state of precipitation from solid to liquid. Another problem with images from weather radar is beam blocking in mountainous areas. Thus, a main motivation for using CML data, is to improve spatial coverage of ground observations. Below we give two examples of application of CML data, first an application related to detection of rain and dry snow, the second application is an example of how to utilize CML data for simulation of equally probable images of rainfall.

4. ESTIMATION OF RAIN AND SNOW IN TIME AND SPACE

Classification of rain and snow is essential for traffic safety, road maintenance, hydropower production, and water management. As indicated above all monitoring technologies have limitations. In Øydvin et al. (2025) we combined timeseries from commercial microwave links (CMLs) with distrometer observations; climate data and weather radar images. The purpose was to use the complementarity of weather radar images and CML signals. For this study we had access to weather radar images which detected precipitation events with good spatial coverage, but the radar signals alone could not differentiate well between rain and snow. The CML signals on the other hand could detect rain, but not snow.

Two approaches were tested. First, we combined CML signals with radar images, called the CML-Radar (CR) method. By the CR approach we classified snow events when the radar detected precipitation, but the CML did not. Rain events were identified when CML-detected rain and radar detected precipitation (either rain or snow). For the second approach, we combined radar data with spatial estimates of dew point temperature. This approach was labels as the Radar-Temperature (RT)

method. A threshold value of dewpoint temperature (e.g. 0°C) defined the precipitation event either as snow or rain. The RT approach is regarded as the standard (reference) method to differentiate between rain and snow. Both methods were validated against disdrometer observations located less than 8 km of selected CMLs. For the current study, we consider the disdrometer observations as 'ground truth' measurements even though we know that also distrometer observations are affected by uncertainties and undercatch problems.

The two methods, were evaluated by using an extensive dataset from Norway, including 550 CMLs in December 2021 and 435 in June 2022, as well as weather radar data from the Norwegian Meteorological Institute and downscaled ERA5 reanalysis of temperature data. CML rainfall amounts were estimated using established procedures: signal attenuation was corrected for wet antenna effects, baseline attenuation, and rainfall-induced losses, and then converted to rainfall rates following ITU (2005) guidelines.

Results showed that the CR method improved classification of dry snow compared to the RT reference method, particularly in conditions near 0°C where precipitation may fall as sleet, rain, or wet snow (Fig.2). The study also highlights how precipitation type influences CML signals: liquid precipitation causes strong attenuation, while dry snow events produce minimal signal loss, making CML data alone insufficient for classification. The physical reason is the significant contrast in dielectrical properties between liquid water and air, and the minor dielectrical differences between dry snow and air. By integrating radar and CMLs, uncertainties are reduced, and precipitation classification is significantly improved. This combined approach strengthens the ability to distinguish rain and snow in cold climates, offering practical benefits for hydrology, infrastructure management, and weather forecasting.

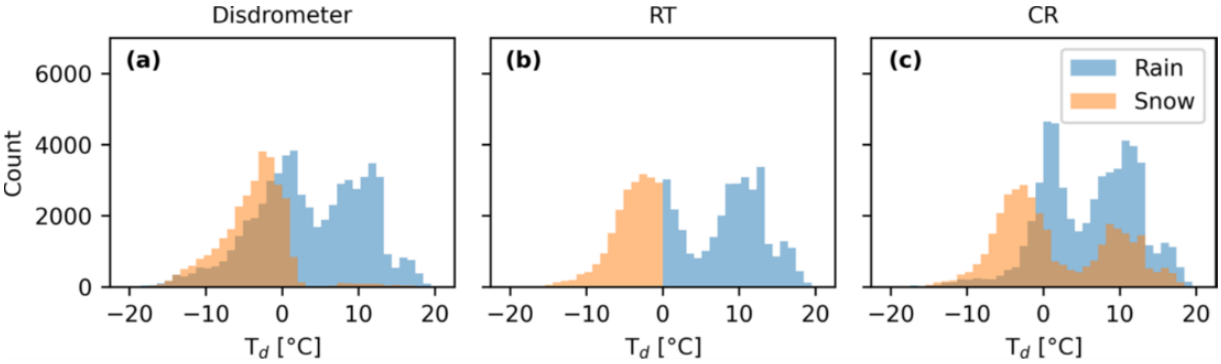


Figure 2. Number of hours classified as snowy or rainy as a function of dew point temperature (T_d) for estimates derived from: (a) disdrometers, (b) the Radar-Temperature method (RT), and (c) the CML-Radar method (CR). Figure from Øydvin et al. (2025).

5. CONDITIONAL SIMULATION OF RAINFALL EVENTS

For practical purposes, quantification of uncertainties is equally important as estimates of the most likely outcome. Weather forecasts usually include uncertainties by indicating a probability associated with estimated precipitation. The research challenge is to combine different data sources and statistical

tools to estimate uncertainties which are consistent to the real unknown variable. In this context, we focus on two aspects: Firstly, we need to assess the spatial correlation length of the rainfall events we are studying. Secondly, we want to generate equally probable realizations of given rainfall events, which means that all realizations we generate must be identical to measurements in locations where observations are made. Generation of equally probable realizations – also called conditional stochastic simulations, means that for every point in time and space we generate not only the most likely outcome, but also a probability density function which is consistent to all information we want to include in the calculations. In this context, the challenge is to make realizations with adequate spatial resolution that is consistent to point observations from gauge stations and at the same time is consistent to the integrated rainfall rate along the CML path. To mimic realistic uncertainties, it is pivotal to quantify the spatial correlation length. In this case, we had access to the integrated rainfall rate along a large number CMLs. This information we used to calculate the covariance function for the integrated rainfall rate. In geostatistical terms, this is called a block covariance function, because the integrated precipitation is derived from a 'block' which in this case is a line integral. To generate point estimates, we need the relation between the block covariance and the point covariance function. It is beyond the scope of this paper to elaborate all details in geostatistics, but interested readers are encouraged to consult Leblois and Creutin (2013) and Øydvind (2025). Overall, our findings demonstrate that CML data can be valuable for generating equally probable rainfall fields as illustrated in Fig. 3. This has significant implications for hydrological modelling, enabling more reliable forecasts of both extreme floods and low-flow conditions.

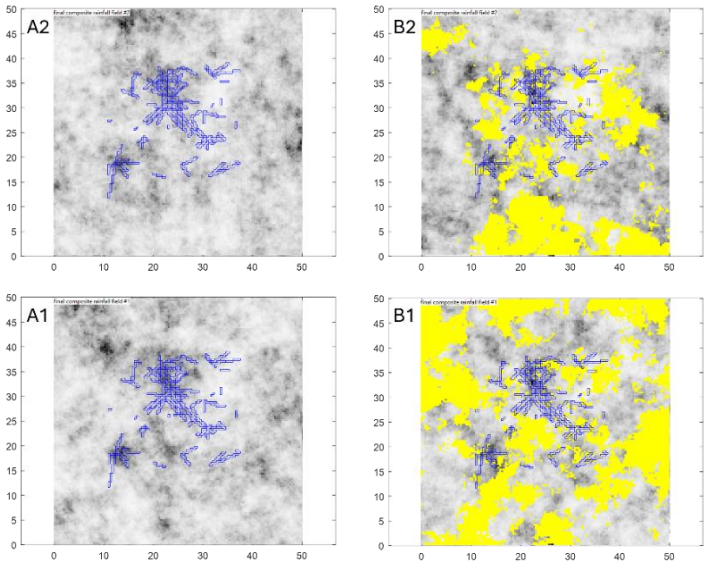


Figure 3. Equally probable realizations of one precipitation event conditioned on the average precipitation rate along individual Commercial Microwave Links (CMLs). The CMLs locations are indicated in blue lines. A1 and A2 show two realizations where the total simulation domain receives precipitation. B1 and B2 illustrates two realizations where parts of the simulation domain have zero precipitation. All images are generated with the same total variance and the same correlation length. Along the CMLs the precipitation pattern is preserved, but in areas with no observations, the realizations illustrate the natural variability of the precipitation event. The images were generated by the SAMPO software (Leblois and Creutin, 2013).

6. CONCLUSION

Time series from commercial microwave links (CMLs) offer a valuable complement to conventional precipitation monitoring systems. Standard observations of precipitation from climate stations or weather radars are limited either by their spatial representativeness, technical biases (e.g. undercatch), or difficulties in distinguishing precipitation type. By exploiting the physical relation between attenuation of electromagnetic signals and rainfall rates, we derived an integrated measure of rainfall rate along the CML path. These estimated rainfall rates complemented existing data sources.

We presented two key applications in this paper. First: The classification of precipitation type showed that combining CML signals with weather radar images (the CR method) improves detection of dry snow compared to the conventional radar-temperature (CT) approach. This is especially beneficial near 0°C, when precipitation may occur as a mix of rain, sleet, and snow conditions that remain challenging for forecasting. The integration of CMLs reduced uncertainties in classification of precipitation type, which may have critical impact on decisions for operational hydrology, transportation safety, or infrastructure management. Second: CML-derived time series were used for conditional stochastic simulations of rainfall fields. These simulations highlight the importance of estimating true spatial correlation lengths in order to capture realistic rainfall variability. By considering the line-integrated nature of CML signals, the proposed method generated rainfall fields that not only matched point observations but also reproduce the integrated rainfall rate along all CML paths for all individual realization. This conditional consistency provides robust estimates of spatial uncertainties of local rainfall rates, which is characteristic for natural precipitation. Spatial variability of extreme precipitation can be of vital importance in rural and urban water management.

Finally, our research clearly indicates that CMLs has the potential to increase the value of empirical observations and enhance imaging of local precipitation. The use of CMLs improves both the classification of precipitation type and the representation of spatial variability. These advances directly support more robust hydrological modelling and risk management, particularly under the growing challenges of climate change.

ACKNOWLEDGEMENTS

We acknowledge the Norwegian University of Life Sciences for funding the project. Thanks to colleagues in the OpenSense COST action (project no. CA20136), and The Norwegian Meteorological Institute for discussions and access to software and data. We also acknowledge access to RADOLAN-YW data from the German Weather Service, and CML data from LM Ericsson.

REFERENCES

Atlas D., and Ulbrich C. W. (1977). Path- and Area-Integrated Rainfall Measurement by Microwave Attenuation in the 1–3 cm Band. Journal of Applied Meteorology,16, 1322–1331. https://doi.org/10.1175/1520-0450(1977)016<1322:PAAIRM>2.0.CO;2.

Nia S. E. and Shokri A. (2025). Exploring the impact of rainfall intensity on the attenuation-rainfall relationship, Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer, Volume 334, 2025, 109364, https://doi.org/10.1016/j.jqsrt.2025.109364.

Chwala, C., Kunstmann, H., Hipp, S., and Siart, U. (2014). A monostatic microwave transmission experiment for line integrated precipitation and humidity remote sensing. Atmospheric Research, 144, 57–72. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2013.05.014

ITU-R (2005). Recommendation ITU-R P.838-3: specific attenuation model for rain use in prediction methods. [Online]. Available: https://www.itu.int/dms_pubrec/itu-r/rec/p/R-REC-P.838-3-200503-I!!PDF-E.pdf.

Ju, X., Li, W., Li, J., He, L., Mao, J., Han, L. (2023) Future climate change and urban growth together affect surface runoff in a large-scale urban agglomeration, Sustainable Cities and Society, https://doi.org/10.1016/j.scs.2023.104970.

Leblois, E., and Creutin, J.-D. (2013). Space-time simulation of intermittent rainfall with prescribed advection field: Adaptation of the turning band method. Water Resources Research, 49, 3375–3387. https://doi.org/10.1002/wrcr.20190.

OpenSense (2025). Opportunistic Precipitation Sensing Network (c.f. Web-1)

Øydvin E. (2025). Refining methods for estimating precipitation using commercial microwave links. Norwegian University of Life Sciences, Ås, PhD Thesis;2025:53. URI: https://hdl.handle.net/11250/3200364 (c.f. Web-2).

Øydvin, E., Gaban, R., Andersson, J., van de Beek, R., Wolff, M. A., Kitterød, N.-O., Chwala, C., and Nilsen, V. (2025). Combining commercial microwave links and weather radar for classification of dry snow and rainfall. Atmos. Meas. Tech., 18, 2279–2293, 2025, https://doi.org/10.5194/amt-18-2279-2025.

Sunde M.G., He H.S., Hubbart J.A., Urban M.A. (2018) An integrated modeling approach for estimating hydrologic responses to future urbanization and climate changes in a mixed-use midwestern watershed. J Environ Manage. https://doi: 10.1016/j.jenvman.2018.05.025.

van der Valk, L. D., Coenders-Gerrits, M., Hut, R. W., Overeem, A., Walraven, B., and Uijlenhoet, R. (2024). Measuring rainfall using microwave links: The influence of temporal sampling. Atmospheric Measurement Techniques, 17, 2811–2832. https://doi.org/10.5194/amt-17-2811-2024.

Wolff, M. A., Isaksen, K., Petersen-Øverleir, A., Ødemark, K., Reitan, T., and Brækkan, R. (2015). Derivation of a new continuous adjustment function for correcting wind-induced loss of solid precipitation: results of a Norwegian field study, Hydrology and Earth System Sciences, 19, 951–967, https://doi.org/10.5194/hess-19-951-2015.

Web sites:

Web-1: https://opensenseaction.eu/, consulted August 24th 2025.

Web-2: https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/3200364/oydvin_thesis_2025.pdf, consulted August 13th 2025.

IMPACT DU BASSIN VERSANT DE BOUNAMOUSSA SUR LA QUALITÉ DE L'EAU

Ouahiba BENSARI*[1], Meriem CHETIBI[1], et Jazia ARRAR[1,2]

[1] Laboratoire de Recherche Science de l'Eau (LRS-Eau), Ecole Nationale Polytechnique, Alger, Algérie.

[2] Laboratoire des Sciences et Technique de l'Environnement (LSTE), Ecole Nationale Polytechnique, Alger, Algérie.

*Auteur correspondant : ouahiba.bensari@g.enp.edu.dz

Paper ID: 11

ABSTRACT

This study is part of an evaluation of the impact of the Bounamoussa watershed on the water quality of the Cheffia Dam. To determine this influence, two water quality indices were used: the Bascaron index and the Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) index. Overall, the results revealed that the water quality of the dam is moderately good. Linear regression analysis showed that the CCME index places particular emphasis on nitrogen and phosphorus parameters, while the Bascaron index focuses more on organic parameters. A chronological analysis of the data made it possible to forecast the evolution of water quality, revealing an overall positive trend in the various parameters. To maintain this quality, regular water monitoring remains essential.

KEYWORDS: Watershed, Water quality, Water quality index, Physico-chemical parameters, Linear regression, Chronological analysis.

RÉSUMÉ

Cette étude s'inscrit dans le cadre de l'évaluation de l'impact du bassin versant de Bounamoussa sur la qualité de l'eau du barrage de Cheffia. Pour établir cette influence, deux indices de qualité de l'eau ont été utilisés : l'indice de Bascaron et celui du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME). Il ressort de cette étude que la qualité de l'eau du barrage est globalement moyennement bonne. L'analyse par régression linéaire a montré que l'indice du CCME accorde une importance particulière aux paramètres azotés et phosphorés, tandis que l'indice de Bascaron met davantage l'accent sur les paramètres organiques. L'analyse chronologique des données a permis de prévoir l'évolution de la qualité de l'eau, révélant une tendance globalement positive des différents paramètres. Pour maintenir cette qualité, une évaluation régulière de l'eau reste essentielle.

MOTS-CLÉS: Bassin versant, Qualité de l'eau, Indice de qualité des eaux, Paramètres physico-chimiques, Régression linéaire, Analyse chronologique.

1. INTRODUCTION

L'eau, essentielle à la vie et à l'environnement, joue un rôle majeur dans le cycle hydrologique, la régulation du climat et le maintien des écosystèmes. Toutefois, elle peut devenir un vecteur de pollution en transportant polluants, métaux lourds, pesticides et engrais, mettant en danger la santé des écosystèmes et de l'homme.

Les écosystèmes d'eau douce, tels que les rivières, les lacs et les zones humides, sont affectés par le climat et les activités humaines. La dégradation de la qualité de l'eau aggrave les pénuries pour

l'élevage, l'irrigation et l'industrie, en particulier dans les zones arides et semi-arides. Dans les bassins versants, la pollution provient principalement des rejets industriels, agricoles et domestiques non traités, ainsi que du ruissellement chargé de résidus polluants.

L'évaluation de la qualité de l'eau repose sur plusieurs paramètres : le pH, la couleur, l'oxygène dissous, le nitrates, le nitrite, le phosphates, l'ammonium, la DBO5 et la DCO. En raison de leur grand nombre, des indices de qualité de l'eau ont été développés tel que l'indice de Bascaron, celui du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME).

Le suivi d'un seul paramètre étant insuffisant pour identifier les sources de pollution, les indices de qualité de l'eau permettent une évaluation plus globale. Dans le contexte actuel de la gestion durable de l'eau, la prédiction du risque de pollution ainsi que la protection des ressources et des écosystèmes aquatiques sont essentielles à l'équilibre écologique (Dimane et al., 2017 ; Yovo et al., 2017).

L'objectif de cette étude est d'évaluer l'impact des caractéristiques du bassin versant de Bounamoussa sur la qualité de l'eau du barrage de Cheffia. A cet effet, deux indices, à savoir l'indice du Conseil canadien des ministres de l'environnement et l'indice de Bascaron, sont calculés afin d'analyser l'état de la qualité de l'eau. Leurs résultats sont ensuite comparés dans le but de mettre en évidence les différences liées à la pondération et à l'importance accordée aux paramètres physico-chimiques. Dans ce cadre, une régression linéaire multiple est appliquée afin d'identifier la pondération réelle de chaque paramètre, ce qui permet d'affiner la comparaison entre les deux indices et de mieux interpréter les divergences de leurs résultats, bien qu'ils soient issus des mêmes données.

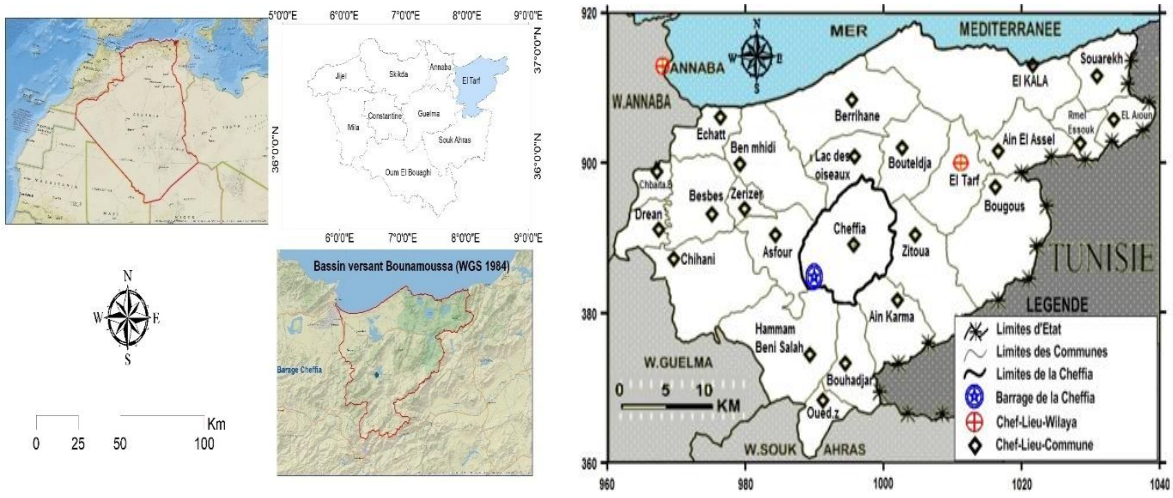
Par ailleurs, une analyse chronologique est réalisée afin de prédire l'évolution future des paramètres et, par conséquent, la qualité globale de l'eau à long terme. Cette démarche contribue à une meilleure compréhension de l'influence exercée par le bassin versant sur la qualité de l'eau.

2. METHODOLOGIE

2.1. Présentation de la zone d'étude

La zone d'étude fait partie du bassin versant des Côtiers Constantinois-Est et s'étend sur une superficie de 2868,34 km², entre les longitudes 7°94' et 8°31' Est et les latitudes 36°38' et 36°69' Nord (**figure 1**). Il est à noter qu'une partie de ce bassin versant, couvrant la plaine d'Aïn El-Karma, s'étend sur le territoire tunisien.

Le barrage de Cheffia est situé à 40 kilomètres au sud-est de la ville d'Annaba et à 42 kilomètres au sud-ouest d'El Tarf, sur les territoires des communes de Cheffia et de la daïra de Bouteldja (figure 1). Il s'étend sur une superficie de 1000 hectares. Il est délimité au nord par les communes de Cheffia et Asfour, à l'ouest par la commune d'Asfour, au sud par les communes de Hammam Béni Salah et Bouhadjar, et à l'est par la commune de Cheffia (Derradji, 2016).



(a) (b)

Figure 15 : La localisation géographique (a) du bassin versant de Bounamoussa ,(b) barrage de la Cheffia (Derradji, 2016)

2.2. Outils d'Évaluation

Dans le cadre de cette étude, huit paramètres physico-chimiques ont été sélectionnés : le pH (potentiel hydrogène), l'oxygène dissous (O_2d), les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-), l'ammonium (NH_4^+), les phosphates (PO_4^{3-}), la demande biochimique en oxygène sur cinq jours (DBO_5) et la demande chimique en oxygène (DCO).

Les données relatives à ces paramètres ont été recueillies par l'Agence Nationale des Barrages et Transferts (ANBT) sur la période allant de 2018 à 2022. Elles sont utilisées dans le cadre de cette étude pour calculer deux indices de qualité de l'eau, à savoir l'indice de Bascaron et l'indice du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME), afin d'évaluer la qualité de l'eau du barrage de Cheffia et de comparer leurs résultats. Une analyse prévisionnelle de l'évolution de chaque paramètre sur une période de sept ans est également réalisée.

2.3. Méthodologie

a. Indice de qualité de l'eau (Bascaron.1979)

L'indice de qualité de l'eau (IQE) est une valeur numérique qui permet d'évaluer la qualité globale de l'eau à partir d'un ensemble étendu de données. Selon (Moscuzza et al.,2007), cet indice a été développé sur la base de la proposition de Rodríguez de Bascaron.

L'indice de qualité se calcule comme suit :

$$IQE = k \times \frac{\sum_{i=1}^{n} C_i \times P_i}{\sum_{i=1}^{n} P_i} \quad (1)$$

Où :

- Ci : Valeur attribuée (en %) à chaque paramètre après normalisation (tableau 1).
- Pi : Poids attribué à chaque paramètre (tableau 1). Ce poids varie de 1 à 4, où 4 indique une importance majeure pour la conservation de la vie aquatique, et 1 une importance relative mineure.

- La variable k représente l'évaluation subjective de la détérioration de l'eau évaluée par une personne non spécialisée dans les problèmes environnementaux. C'est une constante qui peut prendre les valeurs suivantes en relation avec l'état de l'eau :
  - k = 1 : eau sans pollution apparente, claire ou avec une présence naturelle de matières en suspension ;
  - k = 0, 75 : eau légèrement contaminée, avec une couleur claire, de la mousse, une turbidité légèrement non naturelle ;
  - k = 0, 50 : eau avec l'apparence d'être contaminée et une forte odeur ;
  - k = 0, 25 : eau noire qui présente une fermentation et une odeur.

Dans notre cas d'étude, nous avons retenu la valeur k=0,75. Cette valeur a été justifiée par le calcul du pourcentage global de conformité de l'ensemble des paramètres, obtenu à l'aide de l'équation 2.

$$Pourcentage\ de\ conformité = \frac{Nombre\ total - valeurs\ non\ conformes}{Nombre\ total} \qquad (2)$$

Le tableau 1 présente les valeurs de référence à savoir les facteurs de normalisation, (Ci) et les poids (Pi) nécessaires à l'élaboration de l'indice de qualité de l'eau de Bascaron.

Tableau 1 : Valeurs de références utilisées pour développer l'Indice de Qualité de l'Eau de Bascaron

Paramètre (unité)	**Poids (Pi)**	**100**	**90**	**80**	**70**	**60**	**50**	**40**	**30**	**20**	**10**	**0**
Ph (-)	1	7	7–7,5	7–8	7–8,5	6,5–9	6–9,5	5–10	4–11	3–12	2–13	1–14
O_2d (mg/L)	4	>7,5	>7	>6,5	>6	>5	>4	>3,5	>3	>2	<1	<1
DBO_5 (mg/L)	3	<0,5	<2	<3	<4	<5	<6	<8	<10	<12	<15	>15
DCO (mg/L)	3	<5	<10	<20	<30	<40	<50	<60	<80	<100	<150	>150
NH_4^+-N (mg/L)	3	<0,01	<0,05	<0,10	<0,20	<0,30	<0,40	<0,50	<0,75	<1	<1,25	>1,25
NO_3^--N	2	<0,5	<2	<4	<6	<8	<10	<15	<20	<50	<100	>100
PO_4^{3-}-P (mg/L)	1	<0,025	<0,05	<0,10	<0,20	<0,30	<0,50	<0,75	<1	<1,50	<2	>2

(Kim et al., 2020).

Cinq classes de qualité de l'eau sont définies en fonction des valeurs de l'indice de qualité de l'eau (IQE), calculé selon la méthode de Bascaron (tableau 2).

Tableau 2 : Classification de la qualité de l'eau selon l'Indice de Qualité de l'Eau, déterminée à partir de la méthode de Bascaron. (Pesce et al., 2000)

IQE	**Classification**
91 – 100	Excellente qualité de l'eau
]70 – 90]	Bonne qualité de l'eau
]50 – 70]	Qualité de l'eau moyenne
]25 – 50]	Mauvaise qualité de l'eau
≤ 25	Très mauvaise qualité de l'eau

b. Indice de qualité de l'eau du CCME

Selon Khan et al. (2005), l'Indice de Qualité de l'Eau (IQE) du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) est une expression numérique permettant d'évaluer la qualité globale de l'eau à partir d'un grand volume de données, tout en facilitant leur synthèse et leur communication auprès du public.

L'indice de qualité de l'eau du CCME se calcule comme suit :

$$IQE = \frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1{,}732} \quad (3)$$

Où :

- F1 : l'étendue, représente le pourcentage de paramètres dont au moins un résultat ne respecte pas la recommandation correspondante pendant la période d'étude.
- F2 : la fréquence, représente le pourcentage de résultats analytiques non conformes aux normes.
- F3 : l'amplitude, représente l'ampleur par laquelle les normes ne sont pas respectées.

Le tableau 3 présente la classification de la qualité de l'eau selon l'Indice de Qualité de l'Eau du CCME.

Tableau 3 : Classification de la qualité de l'eau selon l'Indice de Qualité de l'Eau, déterminé à partir de la méthode du CCME (Khan et al., 2005).

Indice IQE	Catégorie
95 – 100	Excellente qualité de l'eau
80 – 94	Bonne qualité de l'eau
65 – 79	Qualité de l'eau moyenne
45 – 64	Qualité de l'eau médiocre
0 – 44	Mauvaise qualité de l'eau

Contrairement à la méthode de Bascaron, la méthode du CCME ne fournit aucune indication sur le calcul des poids. Notre objectif est de comparer les deux méthodes en analysant les poids qu'elles attribuent respectivement. Pour ce faire, nous avons utilisé un modèle de régression linéaire multiple (équation 4) afin de déterminer les poids à partir de l'indice de qualité de l'eau obtenu par la méthode du CCME. Ce modèle permet d'identifier les paramètres sur lesquels l'indice de qualité se focalise le plus dans son calcul.

L'équation générale du modèle utilisé est présentée ci-dessous :

$$Y = a_0 + a_1 X_1 + a_2 X_2 + \ldots + a_n X_n + \varepsilon \quad (4)$$

Où :

- Y : variable dépendante représentant l'indice de qualité de l'eau (IQE).
- X1,X2 . . .Xn : variables indépendantes représentant les paramètres physico-chimiques de mesurés.
- a0 :constante d'interception (ordonnée à l'origine).
- a1, a2, . . . , an : coefficients de régression représentant les poids associés à chaque paramètre.
- ε: terme d'erreur aléatoire.

c. Analyse chronologique

Afin de déterminer la tendance future des paramètres physico-chimiques, nous avons eu recours à une analyse chronologique fondée sur un modèle de régression linéaire. Contrairement à la régression linéaire multiple, qui permet de quantifier la contribution relative de chaque paramètre à la qualité de l'eau et d'affiner la comparaison entre les deux indices, l'analyse chronologique se concentre sur l'évolution temporelle. Elle permet ainsi de prévoir les variations futures de chaque paramètre et d'anticiper leur impact éventuel sur la qualité de l'eau.

Le modèle utilisé est le suivant :

$$Y = a_0 \ + \ a_1 X_1 + a_2 X_2 \ + \ \ldots + a_n X_n \ + \varepsilon \qquad (5)$$

Où :

- Y : variable dépendante.
- X1,X2 . . .Xn : variables indépendantes.
- a0 : constante d'interception.
- a1, a2, . . . , an : coefficients de régression.
- ε: terme d'erreur aléatoire.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. Comparaison des indices de qualité

Afin de faciliter la comparaison entre les deux indices de qualité de l'eau, CCME et celui de Bascaron, nous avons attribué des valeurs numériques à chaque catégorie de qualité, comme illustré dans le tableau 4.

Les résultats de classification fournis par les deux indices ont été convertis en ces valeurs numériques.

Tableau 4 : Classifications de la qualité de l'eau

Classification	Valeur attribué
Excellente	5
Bonne	4
Moyenne	3
Mauvaise	2
Très mauvaise	1

La figure 2 présente la comparaison entre les deux indices de qualité de l'eau, calculés à partir des données fournies par l'Agence Nationale des Barrages et Transferts (ANBT) pour la période 2018-2023. Nous constatons que, bien que les mêmes paramètres physico-chimiques aient été prélevés aux mêmes points et aux mêmes dates, l'indice de Bascaron indique une qualité généralement moyenne, tandis que l'indice du CCME reflète une qualité globalement bonne.

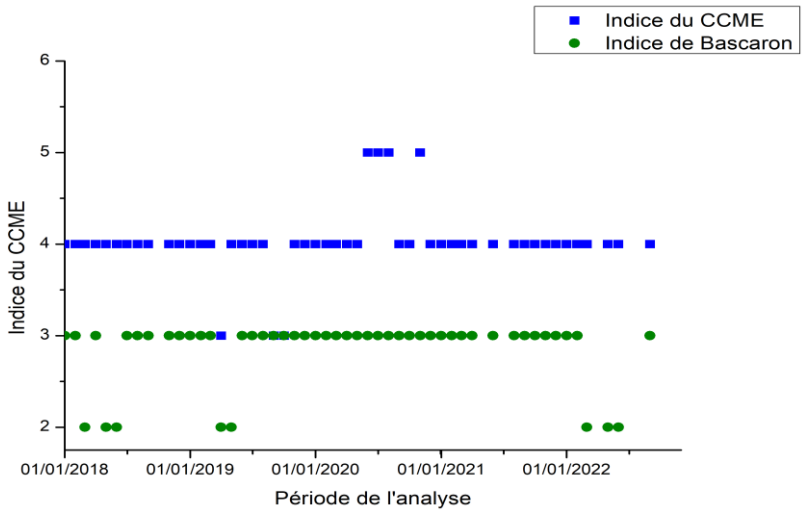


Figure 16 : Comparaison des indices de qualité de l'eau CCME et Bascaron.

Les écarts observés illustrent les différences de sensibilité et de pondération des paramètres entre les deux méthodes. Pour expliquer cette différence, nous avons utilisé la régression linéaire afin de calculer le poids de chaque paramètre dans la méthode CCME, et ainsi identifier ceux qui influencent le plus le calcul de cet indice. En effet, dans le modèle de Bascaron, un poids fixe est attribué à chaque paramètre. Les poids attribués à chaque paramètre pour les des deux indices sont résumés dans le tableau 5.

Tableau 5 : Poids de chaque paramètre dans les indices de qualité de l'eau de Bascaron et du CCME.

Paramètres	Poids calculé par régression linéaire (CCME) [%]	Poids fixé par la méthode de Bascaron
pH	5,59	1
O_2d (mg/l)	0,74	4
NO_3 (mg/l)	0,02	2
NO_2 (mg/l)	23,35	2
NH_4 (mg/l)	29,36	3
PO_4 (mg/L)	40,68	1
DBO_5 (mg/l)	0,10	3
DCO (mg/l)	0,15	3

Le tableau 5 montre que les poids les plus importants dans le calcul de l'indice de qualité de l'eau du CCME sont ceux des phosphates, suivis de l'ammonium et des nitrites. Étant donné que les concentrations de ces trois paramètres (phosphates, ammonium et nitrites) ont été conformes aux normes pendant la période étudiée, cela explique la classification de la qualité de l'eau dans la catégorie "bonne" par l'indice du CCME.

En revanche, selon les poids mentionnés dans le tableau 5, on remarque que le calcul de l'indice de Bascaron se focalise principalement sur l'oxygène dissous, l'ammonium, la DBO5 et la DCO. D'après les données fournies par l'Agence Nationale des Barrages et Transferts (ANBT), nous avons remarqué que les concentrations de la DCO ont dépassé les normes pendant une longue période, entre

2018 et 2022, ce qui explique pourquoi l'eau a été classée comme de qualité moyenne par l'indice de Bascaron

Lors de l'évaluation de la qualité de l'eau, il est important de prendre en compte les différents types de pollution affectant les ressources aquatiques. Le modèle de Bascraon se concentre sur la pollution organique, tandis que le modèle du CCME se focalise sur la pollution azotée et phosphorée. Par conséquent, pour obtenir une évaluation complète et précise dans notre cas d'étude, il est essentiel de calculer les deux indices.

3.2. Calcul d'erreurs

Afin d'évaluer la fiabilité du modèle de régression linéaire multiple dans l'estimation des poids, nous avons calculé l'erreur absolue moyenne (MAE) à l'aide d'un script Python :

```
import pandas as pd

# Charger le fichier Excel
df = pd.read_excel("donnees.xlsx")

# Calcul de l'erreur absolue pour chaque observation
df['Erreur_absolue'] = abs(df['IQE'] - df['IQE_estime'])

# Moyenne de l'erreur absolue (MAE)
mae = df['Erreur_absolue'].mean()

print(df[['IQE', 'IQE_estime', 'Erreur_absolue']].head())
print(f"MAE (erreur absolue moyenne) = {mae:.3f}")
```

Le résultat obtenu est : l'Erreur Absolue Moyenne **(MAE) = 4,259**, ce qui indique qu'en moyenne, l'écart entre les valeurs réelles de l'IQE et celles estimées est de 4,259 unités.

D'après (Willmott & Matsuura, 2005), la MAE est considérée comme la mesure la plus naturelle et la plus robuste de l'erreur moyenne. Dans des travaux récents sur la prédiction de l'indice de qualité de l'eau, les modèles de machine learning atteignent généralement des valeurs de MAE inférieures à 2 (Choudhary et al., 2025 ; Khan et al., 2025). Ainsi, la valeur obtenue dans notre étude (**MAE = 4,259**) reste acceptable pour une application pratique, mais elle indique que le modèle présente une précision inférieure aux approches les plus avancées. Ce résultat suggère que le modèle peut encore être amélioré, en augmentant la taille de l'échantillon, ou en testant des approches statistiques plus robustes.

3.3. Analyse chronologique

Pour prédire l'évolution de chaque paramètre de 2023 à 2030, une analyse chronologique a été utilisée comme le montre la figure 3 et la figure 4. La figure 3 présente les prédictions du pH, de l'oxygène dissous, de la DBO5 et de la DCO sur la période 2023-2030. La figure 4 montre celles des nitrates, des nitrites, de l'ammonium, des phosphates.

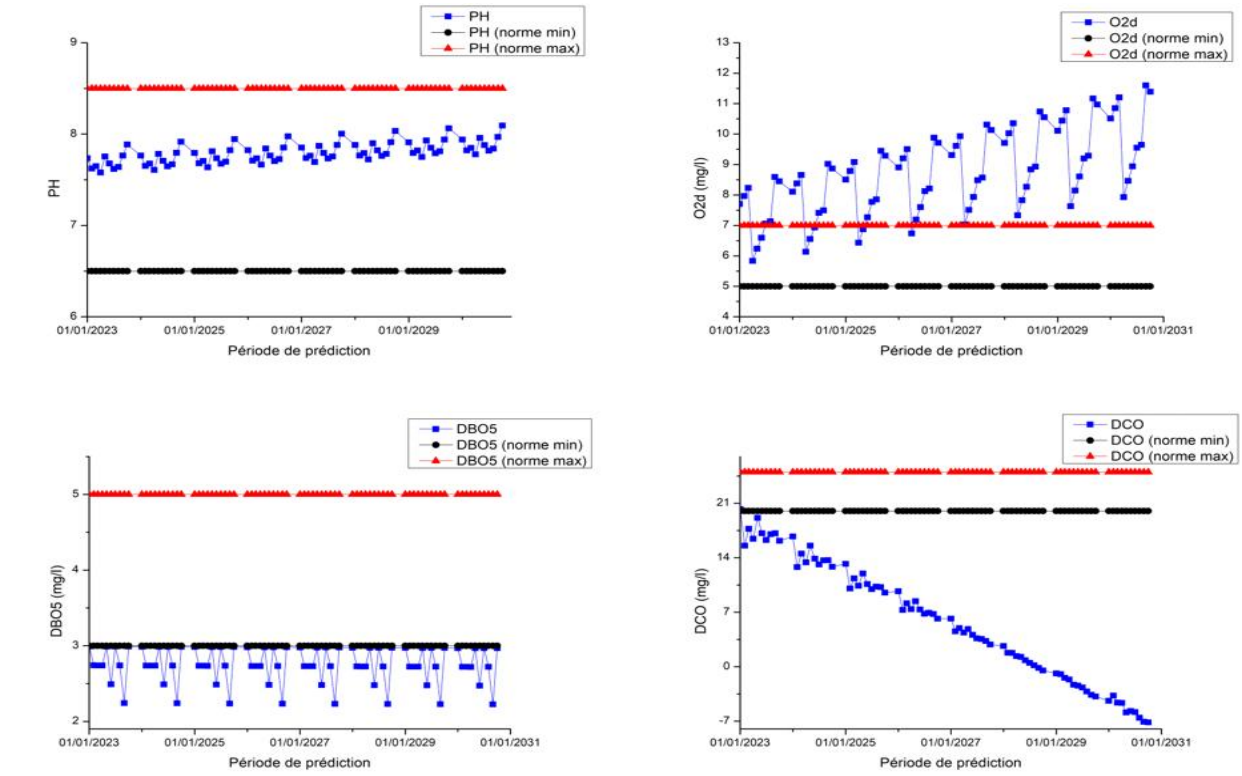


Figure 17 : Evolution du pH, de l'oxygène dissous, de la DBO_5 et de la DCO durant la période 2023-2030.

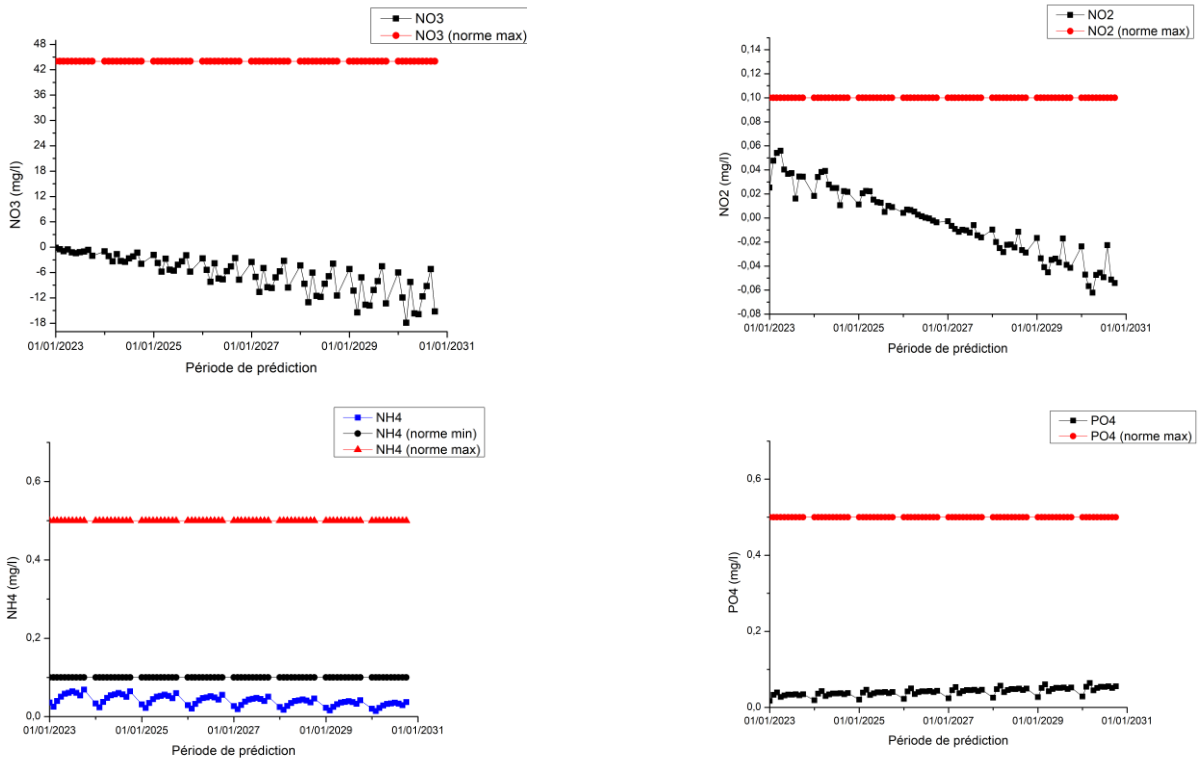


Figure 18 : Evolution des nitrates, des nitrites, de l'ammonium, et des phosphates, durant la période 2023-2030.

Nous remarquons, d'après la figure 3,que le pH reste conforme aux normes jusqu'en 2030, tandis que les concentrations d'oxygène dissous tendent à augmenter sur la période 2023-2030. Cette augmentation reste acceptable et conforme. En effet la concentration d'oxygène dissous élevée facilite la dégradation de la matière organique ce qui empêche l'accumulation de polluants et contribue à maintenir la qualité de l'eau. Cependant, il est important de noter que, compte tenu des conditions climatologiques de la région, la valeur réelle de l'oxygène dissous ne peut pas dépasser 10 mg/l. Par conséquent, cette méthode ne peut pas prédire cette condition.

La figure 4 révèle une diminution des concentrations de nitrates et de nitrites témoignant d'une absencede pollution azotée, notamment liée aux activités agricoles (engrais et pesticides). Les résultats montrent aussi que la concentration d'ammonium reste conforme aux normes et tend à diminuer avec le temps. De même, l'analyse chronologique révèle que les concentrations des phosphates restent faibles et respectent les seuils réglementaires.

La figure 3 montre que les valeurs de la DBO5 ne dépassent pas les normes et tendent à diminuer. Parallèlement, on observe une diminution des concentrations de DCO, suggérant une réduction de la pollution organique. Cette amélioration pourrait être liée à l'absence de pollution azotée. La diminution des nitrites limite la prolifération des algues, ce qui contribue à la baisse des concentrations de DCO.

Pour évaluer la fiabilité de la prédiction, nous avons calculé le pourcentage de l'erreur absolue moyenne (MAPE). Les résultats sont présentés dans le tableau 6.

Tableau 6 : Pourcentage de l'erreur absolue moyenne pour chaque paramètre

Paramètre	Pourcentage de l'erreur absolue moyenne (%)
pH	2,07
O_2d (mg/l)	12,95
NO_3 (mg/l)	90,4
NO_2 (mg/l)	61,64
NH_4 (mg/l)	88,2
PO_4 (mg/L)	33,31
DBO_5 (mg/l)	22,65
DCO (mg/l)	19,48

Concernant le pH, l'erreur de prédiction est inférieure à 10%, ce qui est considéré acceptable. En revanche, pour les phosphates (PO4), l'ammonium (NH4) et les nitrites (NO2), l'erreur de prédiction dépasse 10%. Cette erreur notable est due à leurs valeurs souvent proches de zéro, rendant la prédiction plus difficile.

Pour les autres paramètres, bien que des erreurs existent, elles restent dans une marge acceptable. Il est important de noter que la prédiction des paramètres de qualité de l'eau reste une estimation et ne peut pas atteindre une précision parfaite.

4. CONCLUSION

Le bassin versant de Bounamoussa influence de manière significative la qualité de l'eau du barrage Cheffia, tant positivement que négativement. Pour évaluer l'état de la pollution dans ce bassin versant, nous avons analysé la qualité globale de l'eau du barrage Cheffia.

À cet effet, deux indices de qualité de l'eau, ceux de Bascaron et du CCME, ont été appliqués à partir de données physico-chimiques recueillies entre 2018 et 2022, incluant le pH, l'oxygène dissous, la DBO5, la DCO, ainsi que les dérivés azotés et phosphorés.

L'évaluation à l'aide de ces deux indices montre une qualité de l'eau allant de moyenne à bonne. L'indice de Bascaron indique une qualité moyenne, tandis que celui du CCME révèle une qualité bonne. Une régression linéaire multiple a permis d'estimer l'influence relative de chaque paramètre, montrant que l'indice du CCME met l'accent sur les paramètres azotés et phosphorés, tandis que celui de Bascaron se concentre sur les paramètres organiques.

L'analyse chronologique a permis de prédire la variation des différents paramètres entre 2023 et 2030. Les résultats ont montré une évolution globalement positive de la qualité de l'eau du barrage Cheffia durant cette période.

L'évaluation de la qualité d'un bassin versant dépend de la qualité de ses cours d'eau, de ses sols et de ses sédiments, ainsi que de la fiabilité des données disponibles. Cependant, le manque de données complètes limite la généralisation des résultats. Il est donc essentiel d'effectuer des prélèvements sur l'ensemble de la zone d'étude afin d'améliorer la précision de l'analyse et la compréhension des dynamiques de pollution.

REFERENCE

- Choudhary, A., et al. (2025). Accurate prediction of water quality index using ensemble learning. *Scientific Reports, 15*, 1555. https://doi.org/10.1038/s41598-025-09463-4
- Derradji, E. F. (2016). Qualité, gestion et protection des eaux du barrage de Cheffia (Nord-Est algérien). In *Le 5ème Colloque international du réseau "Eaux & Climats"*. Fès, Maroc.
- Dimane, F., Haboubi, K., Hanafi, I., El Himri, A., & Andaloussi, K. (2017). Impact des facteurs de pollution sur la qualité des eaux de la zone aval de la vallée de l'Oued Nekor (Al-Hoceima, Maroc). *European Scientific Journal (ESJ), 13*(3), 43–60.
- Khan, A. A., Tobin, A., Paterson, R., Khan, H., & Warren, R. (2005). Application of CCME procedures for deriving site-specific water quality guidelines for the CCME Water Quality Index. *Water Quality Research Journal, 40*(4), 448–456.
- Khan, M. A., et al. (2025). Machine learning-based prediction of water quality index for urban rivers. *Environmental Sciences Europe, 37*, 55.
- Kim, T., Kim, Y., Shin, J., Go, B., & Cha, Y. (2020). Assessing land-cover effects on stream water quality in metropolitan areas using the water quality index. *Water, 12*(11), 3294.
- Moscuzza, C., Volpedo, A. V., Ojeda, C., & Cirelli, A. F. (2007). Water quality index as a tool for river assessment in agricultural areas in the pampean plains of Argentina. *Journal of Urban and Environmental Engineering, 1*(1), 18–25.
- Pesce, S. F., & Wunderlin, D. A. (2000). Use of Water Quality Indices to Verify the Impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía River. *Water Research, 34*, 2915–2926. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00036-1
- Willmott, C. J., & Matsuura, K. (2005). Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. *Climate Research, 30*(1), 79–82.
- Yovo, F., Dimon, B., Yayi, E., Suanon, F., Agani, I., Wotto, V., Sohounhloue, D., & Eni, C. A. (2017). Caractérisation d'eaux usées des quartiers déshérités du sud du Bénin : Cas du quartier Agla. *Déchets Sciences et Techniques, 74*, 1–7.

MATERIAL VALORIZATION OF RUBBER CRUMB FROM RECYCLING OF USED TIRES TO PRODUCE COMPOSITES.

Ratiba IRINISLIMANE[*1,2], Karima ACHICHE[1]

[1]Département de Chimie, Faculté des Sciences / Université M'Hamed BOUGARA, Siège (Ex-INIL) Boumerdès 35000, Algeria.

[2]Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement, Ecole Nationale Polytechnique, BP 182, El-Harrach, Algiers, Algeria.

*: Ir_rati@hotmail.com

Id : 151

ABSTRACT

Every year, thousands of worn tires are accumulated in many countries around the world. The considerable percentage of this waste represents an environmental threat, especially since people are faced to a regular change of their vehicle tires for multiple reasons. The present work focuses on the material recovery of waste tire's crumb (rubber crumb) as reinforcement. For this, composites were prepared using two types of thermosetting resins, unsaturated polyester resin and epoxy resin. The percentage of rubber crumb reinforcement was varied from 10 to 25% to evaluate the optimal percentage of this recovery. The effect of the surface treatment of the rubber crumb on the mechanical properties was studied too by immerging the rubber crumbs in a 5% NaOH solution. The different composites were subjected to tensile mechanical testing, considering the stress and the elongation at break before and after NaOH treatment. Composites were analyzed, too, using Scanning Electron Microscopy (SEM) to study the effect of treatment on both, the stress at break and the adhesion of the reinforcements to the matrix. The obtained results were promising, the stresses at break varied from 15 to 18 MPa traducing, thus, the good mechanical properties of these tire's waste-based composites. The best reinforcement percentage was 15%. SEM pictures showed a good adhesion of the reinforcement to the matrix. However, NaOH treatment did not improve the tensile properties by increased, slightly, the percentage of the rubber crumb to be added to the composites.

KEYWORDS: recycling rubber, SBR wastes, composites, polyester resin, worn tires

1. INTRODUCTION

Every day, thousands of non-reusable tires are generated, creating a real problem that threatens the environment worldwide (Yoon et al. 2004; Huang et al. 2004). Their storage does not constitute a visual pollution only, but creates dangers related to the infiltration of carbon black into soil or water (Pasquet et al. 2008; Rogeon. 2006). The same thing is about incineration, which is efficient from energetic point of view, but has severe consequences. The fumes saturated with toxic gases released during tire incineration pollute the atmosphere, damaging the respiratory system of living beings (William. 2013; Martinez et al. 2013). Researchers and manufacturers are discovering the qualities of these waste, including the strength of its structure when preserved whole, its flexibility when transformed into aggregates (Wu et al. 2009; Sadaka. 2010) and its calorific value when used as fuel (Machin et al. 2017).

Among the areas of used tire recovery, grinding represents the most promising way to reduce them to chips to produce crumb or granules (Trouzine et al. 2005; Lo Presti 2013).

In our work, we will focus on the material recovery of a waste tire, recycled as rubber crumb. The objective is to produce composites from this non-degradable waste by incorporating it into unsaturated polyester resin and epoxy resin.

2. MATERIALS AND METHOD

2.1 Products

Unsaturated polyester resin (ESKIM), epoxy resin (Henkel), Cobalt (II) 2-ethylhexanoate (Nouryon Chemicals NV/SA), Methyl ethyl ketone peroxide (Nouryon Chemicals NV/SA), sodium hydroxide and rubber crumb (Recytech, Algeria).

2.2 Rubber crumbs treatment

Rubber crumbs (< 250µ) were washed with water (2% detergent) to remove contaminants and dust, and were rinsed with distilled water. Half of the quantity is dried, for 24 h at 60°C, and used as it is, figure1. The other half of rubber crumbs was immersed in a 5% NaOH solution, for 20 hours at room temperature. Next, they were rinsed with fresh water to remove the excess of NaOH and then with diluted acetic acid in order to neutralize their pH. Finally, they were rinsed one last time with distilled water, and dried for 24 h at 60°C.

2.3 Test specimen preparation

The rubber crumb amount was varied as follows: 10; 12.5; 15; 17.5 and 20% for the unsaturated polyester resin and 10; 15; 20; and 25% for the epoxy resin. Final test specimens were directly obtained in the desired shape using casting method into resin's mold.

2.4 Preparation procedure for polyester resin-based composites

First, the unsaturated polyester resin is weighed, then 2% cobalt is added while stirring. Next, the equivalent percentage of recycled rubber crumb is weighed and then mixed with the catalyzed resin (while maintaining stirring). Finally, the peroxide is incorporated. Stirring is maintained for 60 seconds and then the resin is poured into the mold. Test specimens are demolded after 30 minutes, figure 2.

2.5 Preparation procedure for epoxy resin-based composites

The same procedure is repeated with epoxy resin, except that epoxy resin does not need any catalyst (only a hardener). The specimens are demolded after 24 hours.

2.6 Mechanical tests

Mechanical tests were carried out on standardized specimens at the Composites Research Laboratory (University of Boumerdes).

Tensile tests have been carried out on a tensile test machine **model ZWIK10** according to the ISO/R 527, with a crosshead speed of 250 mm/min. Stress and elongation at break were measured on dumbbell-shaped specimens of 8.5 × 7 × 0.4 (cm). An average of five repetitions was recorded following the standard cited above. The studied specimens were:

Composites based on treated rubber crumb/unsaturated polyester resin (TRC/UPR)

Composites based on untreated rubber crumb/unsaturated polyester resin (NTRC/UPR)

Composites based on treated rubber crumb/epoxy resin (TRC/Epoxy resin)

Composites based on untreated rubber crumb/unsaturated polyester resin (NTRC/Epoxy resin)



Figure 1: Rubber crumbs



Figure 2: Tensile test specimens

2.6 Mechanical tests

Mechanical tests were carried out on standardized specimens at the Composites Research Laboratory (University of Boumerdes).

Tensile tests have been carried out on a tensile test machine **model ZWIK10**according to the ISO/R 527, with a crosshead speed of 250 mm/min. Stress and elongation at break were measured on dumbbell-shaped specimens of 8.5 × 7 × 0.4 (cm). An average of five repetitions was recorded following the standard cited above. The studied specimens were:

Composites based on treated rubber crumb/unsaturated polyester resin (TRC/UPR)

Composites based on untreated rubber crumb/unsaturated polyester resin (NTRC/UPR)

Composites based on treated rubber crumb/epoxy resin (TRC/Epoxy resin)

Composites based on untreated rubber crumb/unsaturated polyester resin (NTRC/Epoxy resin)

2.7 Scanning Electron Microscopy (SEM)

The adhesion of the reinforcements to the resin was analyzed by Scanning Electron Microscopy for the composite 15% rubber crumb/UPR. The study was carried out using a **Philips ESEM XL30** tungsten filament instrument with a working voltage of about 20 KV. The sample was cut with a blade and then, the fractured surfaces were metallized by depositing a thin layer of gold to make them conductive before the SEM observation.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Unsaturated polyester based composites

a. Reinforcement amount (treated and untreated)

The stress-strain curves of polyester based composites as function of treated and untreated rubber crumbs are illustrated in Figures 3 and 4, respectively.

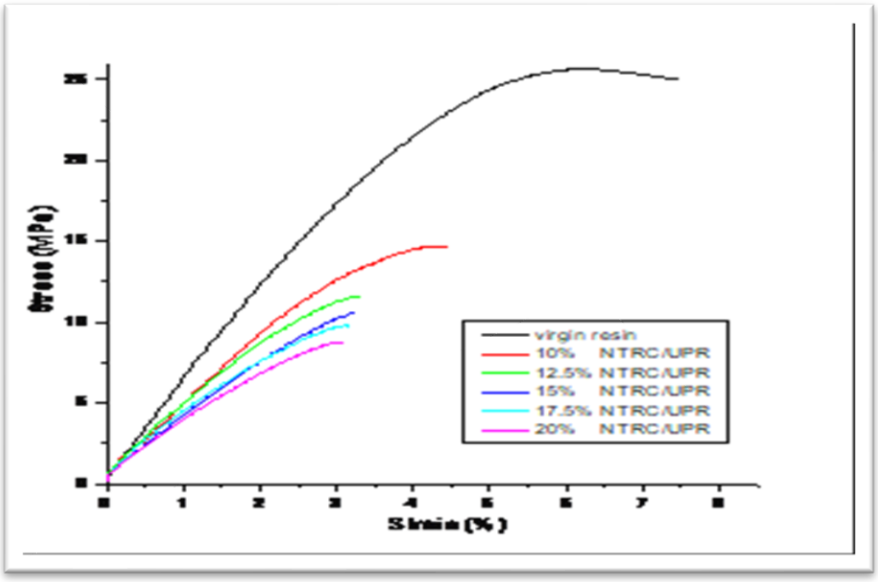


Figure 3: Stress-strain curves for NTRC/UPR composites as function of rubber crumbs amount.

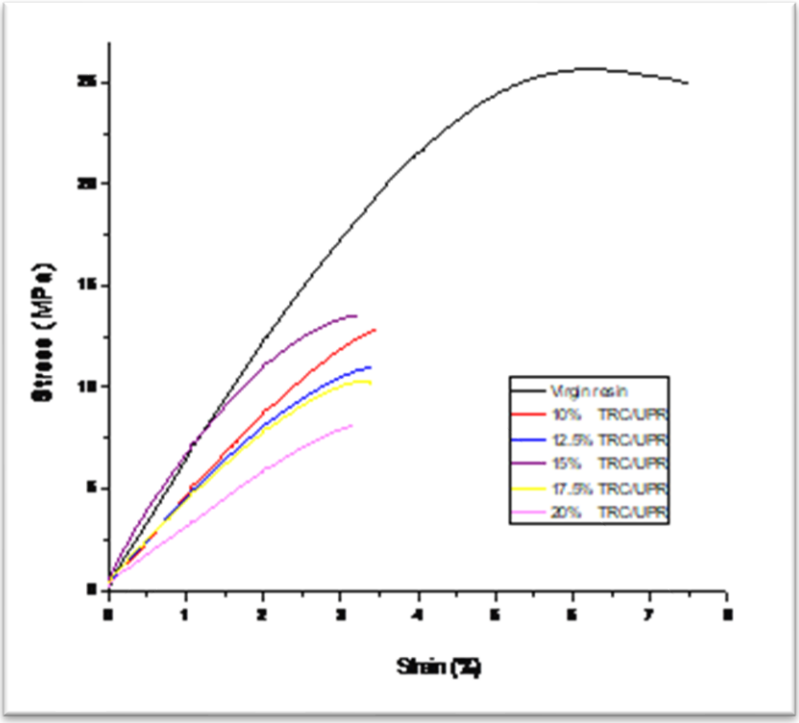


Figure 4: Stress-strain curves for TRC/UPR composites as function of rubber crumbs amount.

The different composites (based on treated or untreated reinforcements) have the same stress-strain curves, and this curve is similar to that of the virgin resin. This behavior is glassy.

The stress at break values ranges from 8.75 to 14.69 MPa for the NTRC/UPR samples (Figure 3) and from 8 to 16.61 MPa for the TRC/UPR samples (Figure 4). These stress values are lower than that of the virgin resin, which has a breaking force of 25 MPa. The same is true for the elongation at break,

which is around 7.47% for the virgin resin and varies from 3 to 4.5% for the different NTRC/UPR and TRC/UPR samples.

Concerning the effect of reinforcement content, it is clearly seen that for NTRC/UPR samples, the higher is the percentage of reinforcement, the lower are the stress and the elongation. However, this order is not respected for TRC/UPR samples where an optimum of stress is seen at 15% of reinforcement.

1. Reinforcement-Matrix compatibility

Matrix-reinforcement adhesion, or compatibility, was verified by scanning electron microscopy performed on the NTRC/UPR and TRC/UPR composite samples with 15% reinforcement, Figure 5.

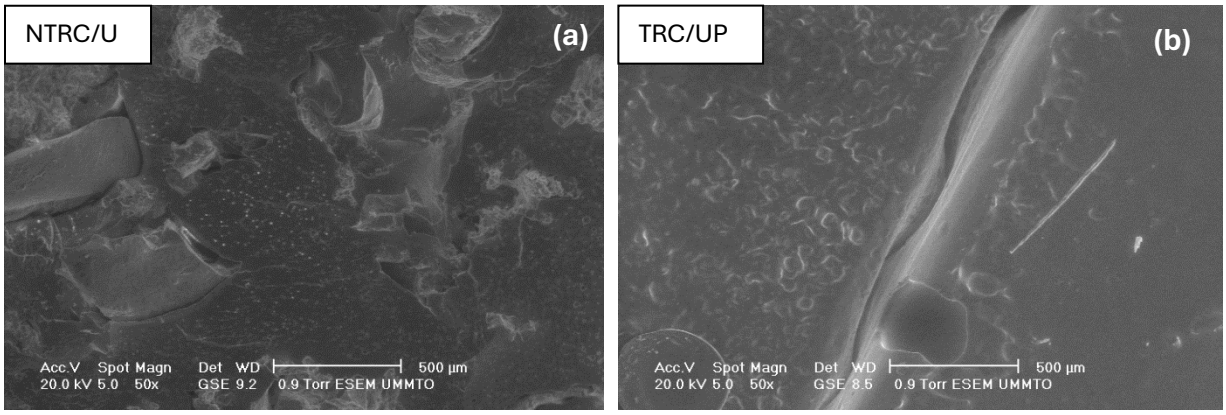


Figure 5: SEM pictures of 15% NTRC/UPR and 15% TRC/UPR composites.

In Figure 5 (a), we note the presence of cavities in the untreated reinforcement composites, which indicates that the level of adhesion between the matrix and the reinforcement is low. However, Figure 5 (b) shows a smoot surface (cutting traces are faded), which reflects a good compatibility between the matrix and the reinforcement.

3.2 Epoxy based composites

The stress-strain curves of epoxy-based composites as function of treated and untreated rubber crumbs showed the same behaviour as unsaturated polyester based composites. Figure 6 presents the composites 15% NTRC/epoxy and 15% TRC/epoxy.

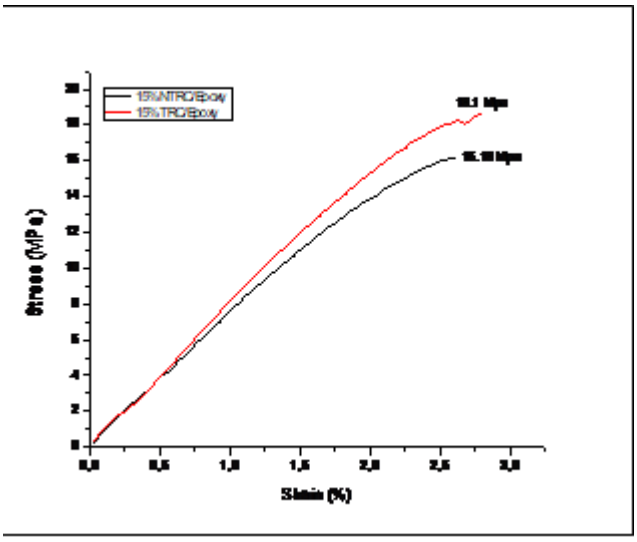


Figure 6: Effect of rubber crumb treatment on stress- strain behavior of epoxy-based composites for the same reinforcement amount.

It is noted that both, the strength and the elongation at break are slightly affected by the treatment. They are a little bit higher in TRC/epoxy composite samples as compared to those recorded in NTRC/epoxy composites.

4. CONCLUSION

The present study constitutes a contribution to valorize an existing waste in Algeria. This study, which then aims at the development of new composites based on a polyester/epoxy resin reinforced by rubber powder, seems to be promising from an economical and/or environmental point of view.

According to the obtained results on all the specimens, the addition of rubber powder reduced the breaking stress compared to the stresses of virgin, polyester and epoxy resins. However, the breaking stress values of the different composites prepared were high, around 15 MPa, which reflects their satisfactory, even excellent, mechanical properties compared to the recovery of this waste.

Treatment with NaOH did not achieve the desired effect. However, it did promote an optimum in mechanical properties, which is achieved at 15% reinforcement.

REFERENCES

Huang, B., Li, G., Pang, S.S., Eggers, J. (2004). Investigation into waste tire rubber- filled concrete. Journal of Materials in Civil Engineering, 16(3):187-194.

Lo Presti, D. (2013). Recycled Tyre Rubber Modified Bitumens for road asphalt mixtures: Aliterature review. Construction and Building Materials. 49, 863–881.

Machin, E.B., Pedroso, D.T., de Carvalho, J.A. (2017). Energetic valorization of waste tires. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 68, 306–315.

Martínez, J.D., Puy, N., Murillo, R., García, T., Navarro, M.V., Mastral, A.M. (2013). Waste tyre pyrolysis – A review. Renewable and Sustainable Energy Reviews". 23, 179–213.

Pasquet, V., Dissaux, R. (2008). Dépôts de caoutchoucs, des incendies à problèmes. .Face au Risque, N° 440.

Rogeon, J. (2006). Étude de la déminéralisation physique d'un noir de carbone obtenu par pyrolyse sous vide des pneus. https://corpus.ulaval.ca/jspui/handle/20.500.11794/18360, (2006).

SADAKA, Faten. Etude de la dégradation contrôlée de polydiènes : Application au recyclage des déchets pneumatiques. Thèsedel'Universitédu Maine, 2010.

Trouzine, H., Asroun, A., Long, N.T. Valorisations originales des pneumatiques usagés en génie civil - Actes des 23eme Rencontres Universitaires de Génie Civil, Risque et Environnement, Grenoble 2005.

Williams, P.T. (2013). Pyrolysis of waste tyres: A review. Waste Management. 33, 1714–1728.

Wu, J. Y., Tsai, M. (2009). Feasibility study of a soil-based rubberized CLSM, Waste Management 29, 636–642

Yoon, Y.W., Cheon, S.H., Kang, D.S., Bearing capacity and settlement of tire reinforced sands. Geotextile and Geomembranes 22 (5) (2004), 439–453.

VALORIZATION OF END OF LIFE TIRES POWDER RUBBERS BY ELABORATING NEW COMPOUND ALGERIA

R. HACHEMI[1,2], Z. GHEBACHE[2]

[1]Department of chemistry, Ecole Normale Superieure Kouba, Alger, Algeria
[2]Macromolecular Materials and Biomolecules Engineering, Department of Macromolecular chemistry, Faculty of Chemistry- USTHB- Algiers (Algeria)
razika.hachemi@g.ens-kouba.dz

Paper ID: 146

ABSTRACT

With the aim to valorise rubber from end-of-life tires, this work presents an innovative approach to develop a new material based on a PVC/end-of-life tire rubber blend. The reuse of rubber from end-of-life tires in various widely used products offers significant ecological, environmental, and economic benefits.

Different compositions were prepared by compounding a mixture of PVC (as the matrix) with end-of-life tire rubber powder (as the filler). The particle size of the rubber powder was below 125 μm, and the filler content in each composition was 10%, 20%, 30%, and 40%. The mechanical properties of the resulting materials were investigated through tensile and tear tests.

The study concluded that increasing the rubber content in the compound weakened the mechanical properties of the developed material; however, reducing the rubber particle size contributed to enhance them.

KEYWORDS: End-of-life tires (ELTs), Recycled rubber, Polyvinyl chloride (PVC), Polymer Compounds, Vulcanized rubber, Material compatibility.

1. INTRODUCTION

Waste is one of the most pressing environmental challenges of our time, and end-of-life tires (ELTs) represent a major problem (Abdallah and al (2020), Abdullah and al (2024)). Every year, approximately 1.5 billion tires are discarded, containing up to 90% vulcanized rubber that is difficult to recycle (Asma, (2015), Cantor and al (2011)). The management of ELTs is exacerbated by the constant increase in the number of vehicles: by 2027, more than 2.7 billion tires are expected to be produced worldwide [Chaoshuo and al (2025)., while their average lifespan is only 3 to 6 years (Kim and al. (2004). Traditional disposal methods, such as landfilling and incineration, are unsustainable, posing risks of fire, CO_2 emissions, polycyclic aromatic compounds, and heavy metals (Abdullah and al (2024), Asma, (2015), Low and al (2023), Dadkhah and al (2024)). Several recovery techniques exist (retreading, pyrolysis, gasification, incineration, material recovery), but each has its advantages and limitations (El-Gharbawy (2022), Gan and al (2012)). This work aims to develop an innovative industrial material using rubber powder from ELTs as a filler in PVC matrices, in order to offer a sustainable alternative to conventional methods of treating used tires (sivaneswa and al (2005)

2. EXPERIMENTAL

2.1. Materials

PVC compound: (- S PVC: K 65 (Viynova), - Thermal stabilizer (Rea-Pak -NT/7016), - DOP plasticizers (Corée), Rubber tire compound

2.2. Characterization

Vibratory sieve shaker as 300 control, PVC HeatingCooling Mixer, Tow roll mill, Portable thickness gauge, Raytek Infrared Thermometer, Manual Pattern Cutter¸ Pacifier Bite and Pull Durability.

2.3. Practical steps for manufacturing and preparing rubber samples

Separation of rubber powder with different diameters:

The sieves were prepared and arranged in descending order of mesh size, the series of sieves were placed on the instrument stand, a specified amount of powdered rubber was poured onto the top sieve, the appliance cover has been tightly fastened to prevent dust dispersion, the instrument settings are set to: (- Timer: 10 minutes, - Vibration intensity: 1 mm/g, - Mode: Continuous vibration), operate the device until the set time has elapsed, the crushed rubber was collected in the following size categories

Preparation of the premix

The blending process was carried out at the Sertplast facility using the following steps: PVC (55.43%) and thermal stabilizer (0.88%) were weighed, the weighed components were transferred to the mixer, DOP was automatically added at 43.68%., the mixture was blended during 10-15 minutes till attending the temperature of 80°C, the premix was discharged from the mixer.

Weight of raw materials and mixing stage

The raw material compositions used are shown in Tables 1 through to 4.

Table 1: Composition of materials used % 250≤d≤125 µm

	Rubber %	PVC %
F 1	10	90
F2	20	80
F3	30	70
F4	40	60

Table 2: Composition of materials used % $125 \leq d \leq 63\mu m$

	Rubber %	PVC %
F 5	10	90
F6	20	80
F7	30	70
F8	40	60

Table 3: Composition of materials used % $63 \leq d \leq 45\mu m$

	Rubber %	PVC %
F 9	10	90
F10	30	70

Table 4: Composition of materials used % d≤ 45µm

	Rubber %	PVC %
F 11	10	90

The four compositions of the raw materials used correspond to: d1: 250 ≤ d ≤ 12 µm, d2: 125 ≤ d ≤ 63 µm, d3: 125 ≤ d ≤ 63 µm, and d4: d ≤ 45 µm.

Each material will have formulations such as d1 (10, 20, 30, 40% rubber), d2 (10, 20, 30, 40% rubber), d3 (10, 30% rubber) and d4 (10% rubber).

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Study the mechanical properties of the manufactured material:

The study of the material's mechanical properties, in particular Young's modulus and elongation at break, is illustrated in Figures 1 to 5.

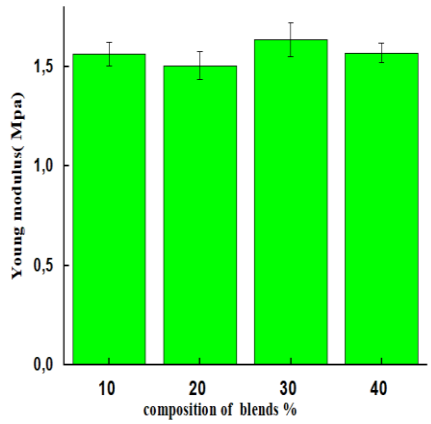


Figure 1 : Young's modulus (Mpa)in terms of Composition of blends %250≤d≤125µm

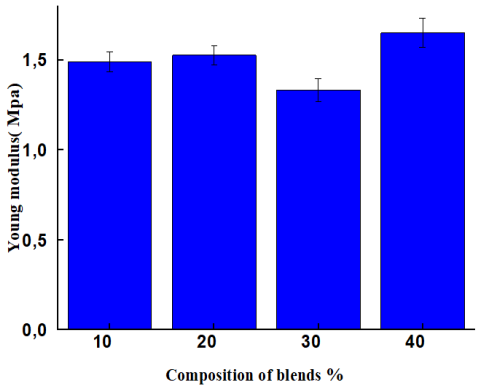


Figure 2:Young's modulus (Mpa)in terms of Composition of blends %125≤d≤63 µm

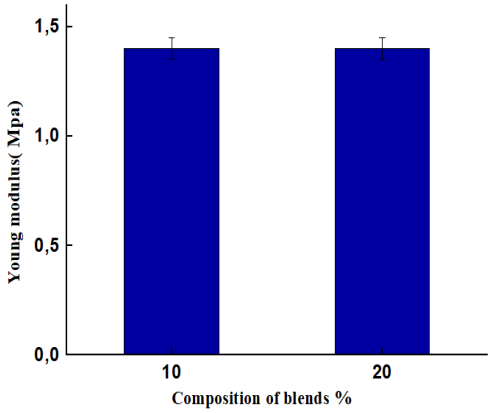


Figure 3: Young's modulus (Mpa)in terms of Composition of blends %63≤d≤45µm

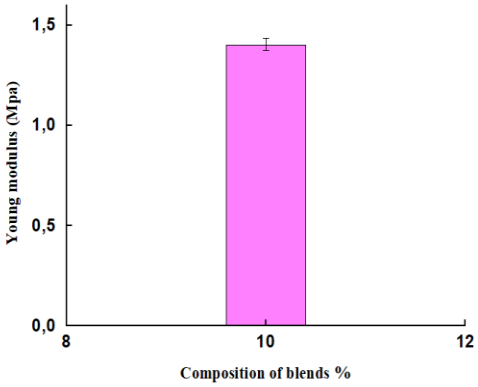


Figure 4: Young's modulus (Mpa)in terms of Composition of blends % d≤ 45µm

It has been mentioned in previous publications that the mechanical properties of the material are strongly influenced by the polymer structure (Marín and al (2020)), the nature of interfacial interactions (Masoumeh and al (2025)), composition (McCau and and al (2024)), dispersion state, and charge distribution (Zerin andand al (2023)).

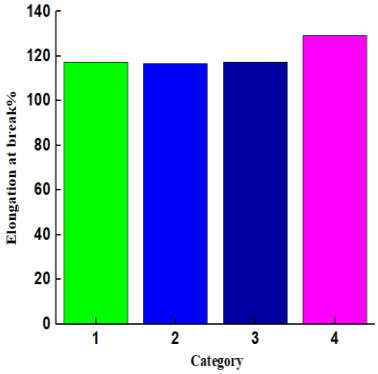


Figure 5: Elongation at break (Mpa) in terms of Category 10% of the four formulations

Young modulus E: with filler content for d1, d2, d3andd4. The E increases with the rubber filler content for all formulations except for 20%filler content d2 where we observe a decrease of E comparing with 10% filler

The stress at break decreases with filler content except for 20% rubber content d2 where the stress at break increases compared with 10% rubber content.

The modulus increases with the decrease of diameter but it decreases in 40 % rubber content.

Stress at break is improved for all formulation with the decrease of rubber particle.

We recorded that as particle size of rubber content decreases the elongation increases mean better distribution.

3.2. Study of Tear Resistance in the Manufactured Material:

Table 5 illustrates the values of tear resistance.

Table 5:Tear resistance values

	Ft (N)	d (mm)	The tear resistance (N/mm)
F1	1	0,33	3,030303
F3	1,02	0,308	3,311688
F5	1,79	0,369	4,850949
F7	1,34	0,363	3,69146
F9	1,79	0,304	5,888158
F10	1,48	0,365	4,054795
F11	1,64	0,272	6,029412

We found that the tear resistance of materials containing 10% rubber increases as the diameter decreases, while with 30% rubber, there is a slight increase as the diameter decreases.

3.3. The contact angle results

Table 6 indicates the contact angle for each sample.

Table 6: Contact angle for each sample.

Formulation	The contact angle
F5	99,008
F7	100,079
F9	93,320
F10	105,109

As per the results shown in table 6, All contact angles are greater than 90°: This indicates that all surfaces are hydrophobic.

4. CONCLUSION

This work involved developing a new composite based on polyvinyl chloride (PVC) and used tire powder in order to evaluate its mechanical properties and surface structure. The tests carried out (tensile strength, tear strength, contact angle, optical microscopy) showed that the mechanical performance of the composite, such as Young's modulus, stress, and elongation at break, improved with variations in particle size and the percentage of rubber incorporated. Contact angle tests revealed a hydrophobic character, paving the way for applications in areas requiring good moisture resistance, such as electrical cables and insulation. This study thus demonstrates that a PVC-tire powder mixture is an innovative solution for recycling used tires, while preserving natural resources and reducing environmental pollution.

BIBLIOGRAPHY

Abdallah, Ramez, Adel Juaidi, Mahmoud Assad, Tareq Salameh, and Francisco Manzano-Agugliaro. (2020). Energy Recovery from Waste Tires Using Pyrolysis: Palestine as Case of Study. *Energies, 13*(7), 1817.

Abdullah, Ziyad Tariq. (2024). Remanufactured waste tire by-product valorization: Quantitative–qualitative sustainability-based assessment. *Results in Engineering, 22*, 102229.

Asma, K. M. (2015). *INFLUENCE D'EAU SUR LA MODIFICATION DE POLY (CHLORURE DE VINYLE) 4000M D'ENIP SKIKDA PAR 1-2 DIAMINOETHANE.*OUARGLA.

Cantor, Kirk M., and Patrick Watts. (2011). Plastics processing. In *Applied plastics engineering handbook* (pp. 195-203). William Andrew.

Chaoshuo LIU and, J. R. (2025). Future projections and life cycle assessment of end-of-life tires to energy conversion in Hong Kong: Environmental, climate and energy benefits for regional sustainability. *Sustainable Production and Consumption, 55*, 328-339.

D. Kim, K. S. (2004). Polymer composition and acidification effects on the swelling and mechanical properties of poly(acrylamide-co-acrylic acid) superporous hydrogels. *J.Biomater. Sci.Polym*, 189-99.

D.Y.S. Low and J. Supramaniam and W.D. Leong and A. Soottitantawat and, T. Charinpanitkul and W. Tanthapanichakoon and , S. Manickam and , K.W. Tan and , B.H. Goh and , S.Y. Tang. (2023). Self-healing synthetic rubber composites: review of recent progress and future directions towards sustainability. *Materials Today Sustainability, 24*, 100545.

Dadkhah, Mehran, and Massimo Messori. (2024). "A comprehensive overview of conventional and bio-based fillers for rubber formulations sustainability. *Materials Today Sustainability, 27*.

El-Gharbawy, A. (2022). Poly Vinyl Chloride Additives and Applications-A Review. *Risk Analysis and Crisis Response*.

Gan, Mei Chan Sin and Irene Kit Ping Tan and Mohd Suffian Mohd Annuar and Seng Neon. (2012). Thermal behaviour and thermodegradation kinetics of poly(vinyl chloride) plasticized with polymeric and oligomeric medium-chain-length poly(3-hydroxyalkanoates). *Polymer Degradation and Stability, 97*, 2118-2127.

k.sivaneswa, azman hassan . (2005). processability study of abs impact modified pvc-u composites -- effect of rice husk ash (rha) fillers and coupling agents. *teknolog, 42*, 67-74.

Marín-Genescà, M. J.-A.-R. (2020). Ground Tire Rubber Recycling in Applications as Insulators in Polymeric Compounds, According to Spanish UNE Standards. *Recycling, 5*, 3.

Masoumeh Hashamfirooz, M. H. (2025). A systematic review of the environmental and health effects of waste tires recycling. *Heliyon, 11*(2).

McCau, Paul M. Mayer and Kelly D. Moran and Ezra L. Miller and Susanne M. Brander and Stacey Harper and Manuel Garcia-Jaramillo and Victor Carrasco-Navarro and Kay T. Ho and Robert M. Burgess and Leah M. Thornton Hampton and Elise F. Granek and Margaret. (2024). Where the rubber meets the road: Emerging environmental impacts of tire wear particles and their chemical cocktails. *Science of The Total Environment, 927*.

N.H. Zerin and, M.G. Rasul and , M.I. Jahirul and , A.S.M. Sayem. (2023). End-of-life tyre conversion to energy: A review on pyrolysis and activated carbon production processes and their challenges. *Science of The Total Environment, 905*.

USING REMOTE SENSING AND GIS FORTECTONIC STRUCTURE ANALYSIS AND SEISMIC RISK MAPPING: EXAMPLES FROM NORTHERN ALGERIA

Sahra AOURARI*[1], Djamel MACHANE[1], and Djilali BOUZIANE[1]

[1] Seismic Hazard Department/ CGS, Husein Dey, Algiers, Algeria
*Corresponding author: **s.aourari@cgs-dz.org**
Paper ID: 124

ABSTRACT

In tectonically active regions such as northern Algeria, seismic risk assessment increasingly relies on geomatic tools and geospatial analysis within a Geographic Information System (GIS) framework. This study demonstrates the relevance of integrating remote sensing data particularly SRTM Digital Elevation Models (DEMs) with geological and seismological datasets for identifying active faults and mapping seismic hazards. The methodology includes topographic reconstruction using high-resolution SRTM data, integration of multi-source geological and seismic information, and the production of thematic maps (neotectonic, seismic source, and seismotectonic zonation maps). These maps reveal spatial correlations between seismicity clusters and active tectonic structures, predominantly in the Tellian Atlas and adjacent basins. Morphostructural analysis, supported by field validation, identifies fault scarps, drainage anomalies, and linear discontinuities as indicators of faulting. **In addition to** hazard mapping, the use of GIS and remote sensing proves essential for operational response, including post-seismic damage assessment through high-resolution imagery. The integrated approach presented here enhances the understanding of seismic hazard distribution and offers valuable support for disaster risk reduction and informed decision-making.

KEYWORDS: Remote sensing and GIS, seismic hazard, thematic maps, North Algeria

1. INTRODUCTION

In the field of geosciences, digital cartography has become an indispensable tool for analyzing, visualizing, and managing spatial data, particularly in the context of seismic hazard assessment. This approach is based on the integration of remote sensing which provides imagery of the Earth's surface acquired through satellite sensors or aerial photography and Geographic Information Systems (GIS), which allow for the structured storage, analysis, and representation of geospatial information (Layadi et al., 2024).

Satellite images used in remote sensing are characterized by various resolutions (spectral, spatial, and temporal) and coverage areas. These images can be obtained from existing online databases or ordered as high-resolution scenes using specific geographic coordinates, in which case a satellite is programmed to acquire **the targeted geospatial data** (eg. Regrain, 1981; Blewitt, 2007; Napieralski, 2013).

Once collected, the imagery serves as a critical input for extracting geomorphological and tectonic features, which are essential for identifying active fault zones and assessing seismic hazards.

The GIS framework supports the overlay of multiple datasets, including:

- Raster data, derived from satellite images or scanned maps, which represent continuous surfaces in a grid of pixels;
- Vector data, often obtained through manual or semi-automated digitization, used to model discrete elements such as earthquake epicenters (points), faults (lines), or geological formations (polygons);
- Statistical data, linked to spatial entities, provide contextual information such as **fault nomenclature**and density, vulnerability indices, or seismic frequency **(**Khomarudin, 2010; Melesse et al., 2007).

To enhance spatial precision, remote sensing is frequently combined with Global Positioning System (GPS) tools. During fieldwork, GPS enables the accurate three-dimensional localization (longitude, latitude, altitude) of features such as faults or critical infrastructure. The data collected on site are then transferred to a GIS environment, where they are visualized, processed, and integrated with existing spatial layers (Fajar et al., 2014). As Napieralski et al. (2013) emphasize the combined use of remote sensing and GIS enhances both the objectivity and the efficiency of geomorphological mapping, especially in areas affected by active tectonic.

In seismically active regions such as northern Algeria, this integrated methodology supports the development of up-to-date hazard maps by correlating topographic features, seismic activity, and fault traces (King et al., 1994; Reicherter et al., 2009; Fajar et al., 2014). These maps, organized into digital and graphical layers, **are essential tools** for monitoring seismic risk and guiding urban planning as well as disaster preparedness mitigation (Napieralski et al., 2013; UNISDR, 2015).

2. SEISMIC HAZARD MAPPING

Seismic hazard mapping involves the integration of satellite imagery, seismic data, and Geographic Information Systems (GIS) to identify and assess regions at risk. In this study, several hazard maps have been produced for Northern Algeria by combining topographic information, historical, instrumental seismicity records, and indicators of active tectonics.

2.1. Methodological Framework

The methodology includes the generation of several thematic layers, each contributing to the overall understanding of seismic hazard in seismic region. High-resolution satellite imagery is first processed using remote sensing software to extract topographic and geomorphological features of the study area. These datasets are then integrated into a GIS platform, where they are structured as digital and graphical layers. This approach facilitates efficient data management, comprehensive spatial analysis, and continuous updates of hazard assessments. Seismic hazard assessment relies on the combination of satellite-derived elevation data (e.g., SRTM), geological and structural information, and seismic records, including earthquake catalogs and focal mechanisms.

2.2. Key Steps in the Mapping Process

The mapping process involves a series of structured steps that ensure the accurate extraction, integration, and management of geospatial data for seismic hazard assessment.

Relief Extraction

Relief extraction begins with the generation of a Digital Elevation Model (DEM) of the study area, using SRTM data with a resolution of 1 arc-second or 3 arc-seconds, as shown in Figure1 and Figure 2. This elevation data is processed in both raster and vector formats to accurately represent topographic variation through X, Y, and Z coordinates. Such detailed modelling enables precise analysis of terrain features, which is essential for the interpretation of tectonic structures and the assessment of seismic hazard.

Data Integration

Data integration involves importing raster and vector datasets into GIS software such as MapInfo or QGIS. This step enables the overlay and analysis of key geographic elements, including fault lines, earthquake epicenters, and elevation contours. By aligning and correlating these datasets within a unified spatial framework, the process ensures consistency between geological and seismological information, which is critical for reliable hazard mapping.

Data Management and Archiving

Data management and archiving consist of organizing, storing, and maintaining the processed geospatial outputs. Once the maps are finalized, they are exported in various formatssuch as GeoTIFF and JPEG, which archived within a structured database. This system facilitates efficient data retrieval, supports continuous updates of hazard assessments, and enables their integration into broader seismic risk analysis and decision-making frameworks.

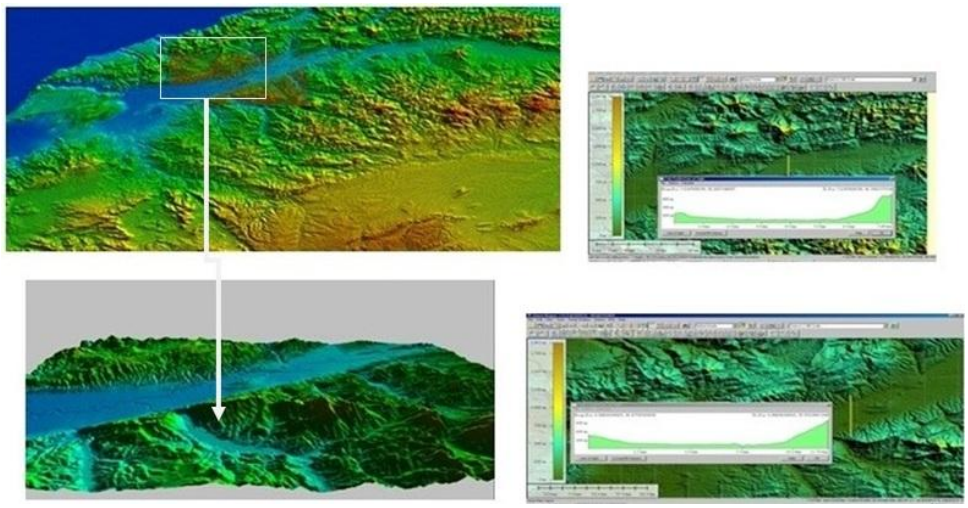


Figure.1: Digital Elevation Models (DEMs) and topographic profiles illustrating the structural morphology of the Chlef basin [0° - 2.5°E 36.50 – 35.5°N]and its surrounding reliefs in Northwestern Algeria. The 3D and shaded relief representations highlight the contrast between the low-lying, flat basin floor (in green and blue) and the elevated, rugged terrains to the north and south (in yellow to red tones). Topographic cross-sections extracted from the DEMs show the basin's asymmetric geometry, bounded by steep fault-controlled slopes, supporting the presence of active tectonics.

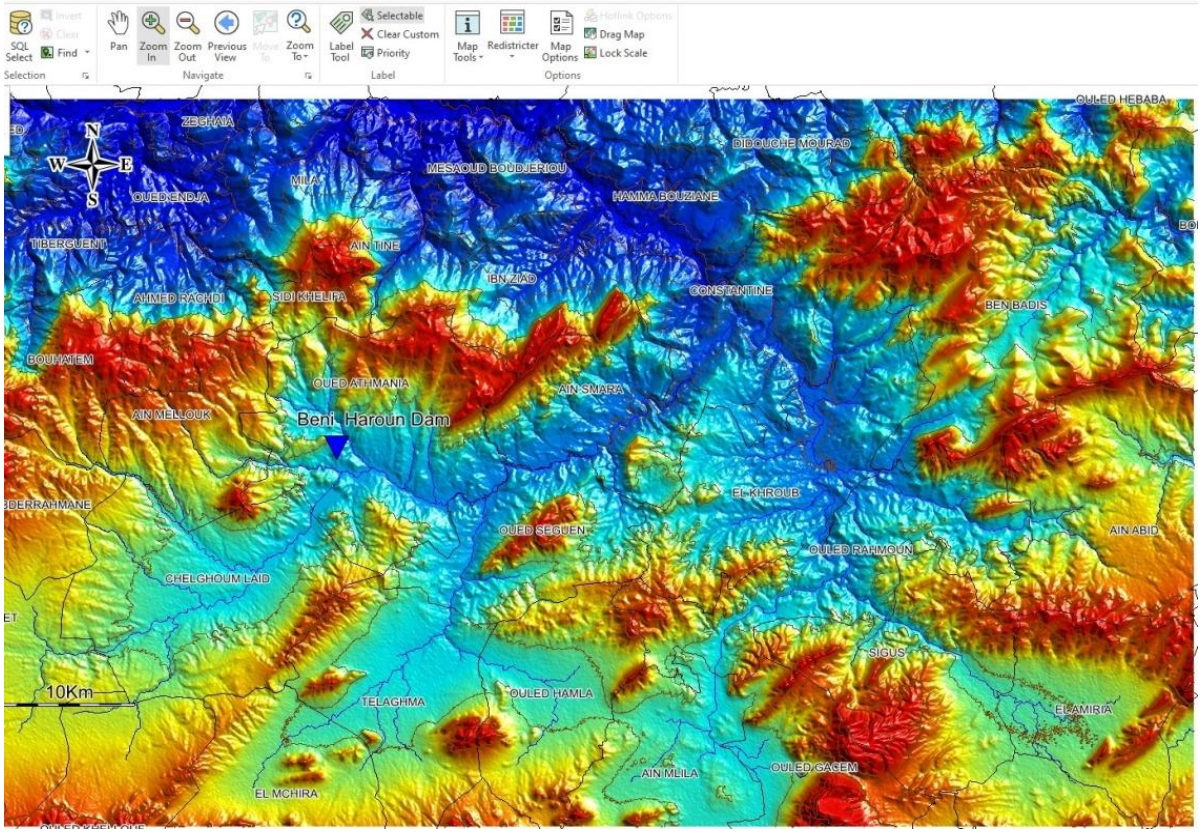


Figure 2 : Digital Elevation Model (DEM)-based shaded relief map of the Constantine region (Northeastern Algeria), highlighting the geomorphological features associated with tectonic and fluvial processes. Elevation is represented using a hypsometric color scale, ranging from blue (low elevation) to red (high elevation). The map reveals a rugged topography with deeply incised valleys and uplifted blocks. Key features such as the Beni Haroun Dam, the Rhumel River valley, and surrounding structural highs (e.g. Ain Smara, and Oued Atmania) reflect the active tectonics and differential erosion.

2. 3. Thematic Map Layers

The hazard mapping process relies on the creation and integration of several thematic layers within a GIS environment, offering a comprehensive spatial representation of seismic risk across the region. The ***neotectonic map***, derived from geological data and morphostructural interpretation, highlights recent tectonic features such as faults, folds, and uplifted blocks. The ***seismic source map*** is generated by superimposing historical and instrumental seismicity data onto existing tectonic structures, allowing for the identification of active fault zones and potential earthquake sources. The ***seismotectonic zonation map*** integrates geological, seismological, and morphological information to delineate areas of varying seismic hazard based on regional tectonic activity. All these layers are managed within the GIS platform, enabling multi-scale spatial analysis and visualization in both 2D and 3D. This structured approach also facilitates data archiving and supports the development of long-term seismic risk models adapted to the geodynamic characteristics of different areas in Algeria.

3. SEISMIC HAZARD MAPPING WITH REMOTE SENSING AND GIS: ADVANTAGES AND THEMATIC APPLICATIONS

The integration of remote sensing and Geographic Information Systems (GIS) provides significant advantages in seismic hazard assessment, both in data acquisition and in spatial analysis. SRTM data serve as a reliable base for generating various thematic layers, including historical seismicity, active fault distributions, and seismotectonic zonation maps. High-resolution satellite imagery also supports field investigations by highlighting surface features indicative of active tectonics, such as lineaments, fault scarps, or displaced landforms. These tools enhance the identification of potentially hazardous areas, thereby improving the planning and targeting of ground-based surveys.

GIS platforms allow the combination and analysis of topographic data, seismic records (both historical and instrumental), and structural geology to extract morphotectonic indicators. Using this comprehensive methodology, the following thematic maps are produced:

- Neotectonic maps, as displayed in Figure 3, illustrate recent tectonic structures such as faults, folds, and uplifted blocks.
- Historical seismicity saps as shown in Figure 4 display the spatial distribution and magnitudes of past earthquakes.
- Seismotectonic zonation Maps as show in Figure 5, integrate tectonic and seismic data to delineate zones of varying seismic hazard.

These multi-layered maps, managed and visualized within the GIS, provide a dynamic tool for seismic risk analysis. They are essential not only for scientific understanding but also for supporting decision-making in urban planning and disaster prevention. Moreover, the structured nature of GIS databases facilitates regular updates, long-term data archiving, and reuse in future assessments. The combined use of remote sensing and GIS also opens possibilities for automation, such as the development of systems to detect post-earthquake structural damage in buildings and infrastructure.

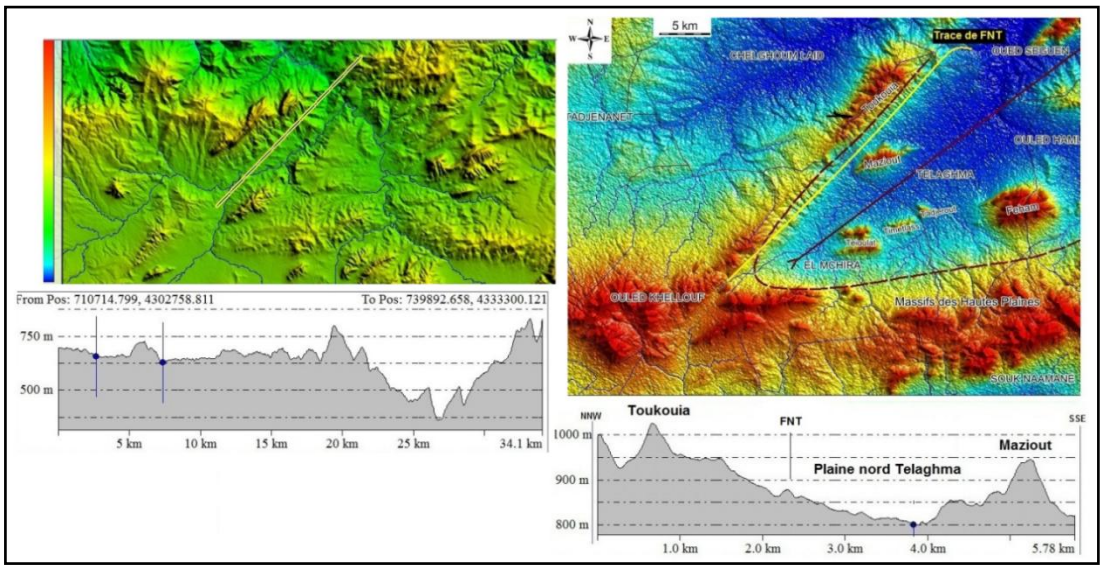


Figure3: Example morphotectonic analysis: intersection of layers: topography, stream extracted from *SRTM 1 Arc-Second Global Data*, and the administrative subdivision (from INCT, Algeria).

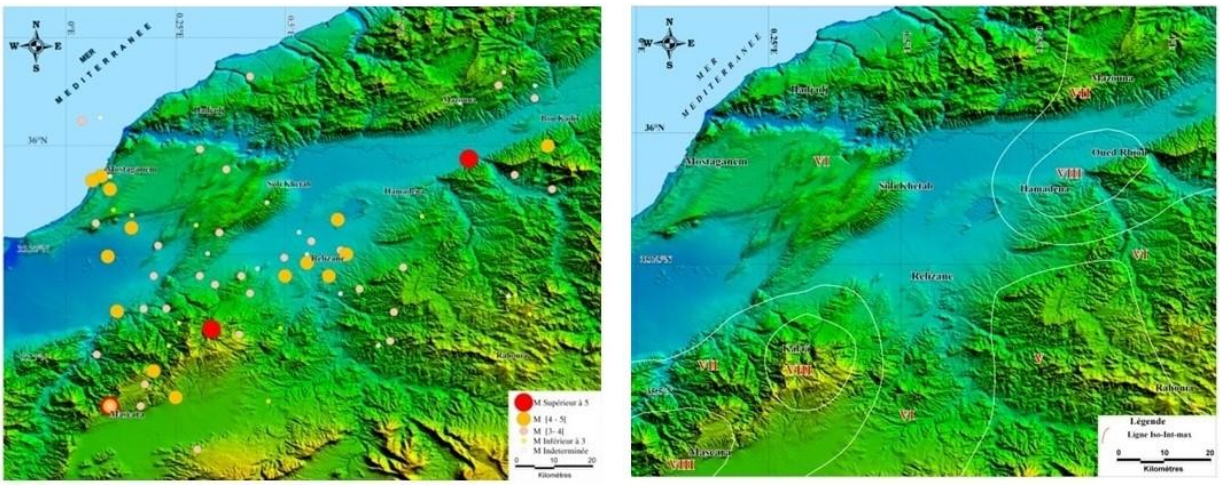


Figure4: Examples of the representation of statistical data (epicenters of earthquakes) in the form of thematic map.(a): seismicity map, (b): map of maximum historical intensities, Mostaganem region, Western Algeria. Maps display spatial disparities of epicenters on a background SRTM. Seismicity from ISC online catalog.

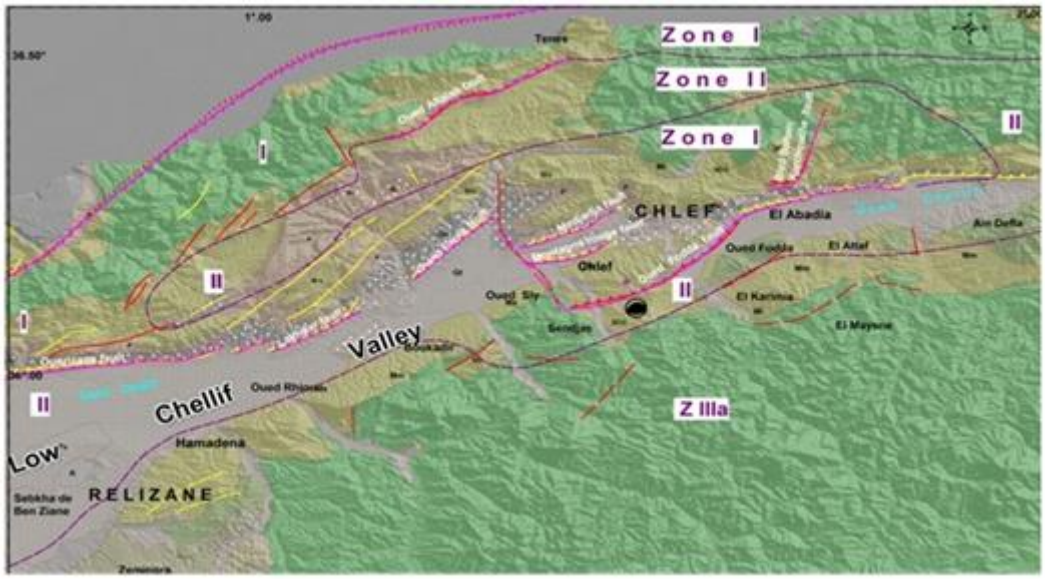


Figure 5: Example of zonation map Lower Chellif Valley. The map displays four layers: geology, tectonics and zoning

4. CONCLUSION

This study illustrates the expanding role of remote sensing and GIS in seismic hazard assessment. By integrating satellite imagery, topographic data, and seismic information within a GIS framework, it is possible to produce accurate and updatable hazard maps for Northern Algeria. This approach enhances the understanding of active tectonic processes, supports risk estimation, and contributes to urban planning and disaster preparedness. The resulting thematic maps such as neotectonic and seismotectonic zonation maps, which provide valuable tools for ongoing seismic risk analysis and mitigation strategies.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the reviewers for the evaluation and appreciation of our study's contribution to seismic hazard understanding and disaster risk reduction in Algeria.

REFERENCES

Blewitt, G. (2007). GPS and space-based geodetic methods. In H. Schubert (Ed.), Treatise on geophysics (Vol. 3, pp. 351–390). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-044452748-6.00056-5

Fajar. Y, Boedi. T, Syaiful. A.(2014). Detection Settlements and Population Distribution Using GIS and Remotely Sensed Data, In the Surrounding Area of MerapiVolcano, Central Java, Indonesia. International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering, volume 4, issue 3, 2014, pp 1–10.

International Seismological Centre (ISC)(2025). *Bulletin*. Thatcham, United Kingdom. Retrieved from https://www.isc.ac.uk. (Accessed in 2025).

Khomarudin.M.R. (2010). Tsunami risk and vulnerability: remote sen-sing and GIS approach for surface roughness determination, settlement mapping and population distribution modeling. Dissertation der Fakultät für Geowissenschaften, der Ludwig-Maximilians- Universität München, 2010.

King, G. C. P., Bailey, G. N., and Sturdy, D. A. (1994). Active tectonics, complex topography and human survival strategies. **Journal of Geophysical Research: Solid Earth**, **99**(B10), 20 063–20 078. https://doi.org/10.1029/94JB00280

Layadi, Y., Saouli, A., Benzaied, M., Touati, R. (2024). Risk preventive plan in seismic-affected zones: the case study of Chlef City (Algeria). Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration.

Melesse. A.M, Weng. Q, Thenkabail. P.S, Senay .G.B. (2007). Remote sensing sensors and applications in environmental resources mapping and modeling. Sensors. 2007, 7, 3209–3241.

Napieralski, B. A., Smith, M. J., & Hall, G. F. (2013). The use of remote sensing and GIS in geomorphological mapping. In *Geomorphological Mapping: Methods and Applications* (pp. 145–167). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374739-6.000088

Regrain R (1981). Données de télédétection et données de référence. In Annales de Géographie,t.90,n°499,1981.pp.260-283;doi: https://doi.org/10.3406/geo.1981.20018.

Reicherter, K., Michetti, A. M., and Silva, P. G. (2009).Palaeoseismology: Historical and Prehistorical Records of Earthquake Ground Effects for Seismic Hazard Assessment (Geological Society, London, Special Publications, Vol. 316).

United Nations Office for Disaster Risk Reduction (UNISDR). (2015).Sendai Framework for Disaster Risk Reduction 2015–2030. United Nations, Geneva. https://www.undrr.org/publication/sendai-framework-disaster-risk-reduction-2015-2030

Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) 1 Arc-Second Global Data. Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC). Retrieved from https://lpdaac.usgs.gov consulted June 2025.

FABRICATION DE PAVE ECOLOGIQUE UTILISANT UN NOUVEAU MATERIAU A BASE DE DECHETS PLASTIQUES ET SABLES RECYCLES

Sihem BOUZID[1], Samia ARIBI[*2] et Saida DALI[3]
[1] Département Génie Mécanique, Université Oum El Bouaghi, Algérie
[2] Département Génie Civil, Laboratoire de Développement Durable et Protection de l'Environnement Université Oum El Bouaghi, Algérie
[3] Département Science Economique, Université Oum El Bouaghi, Algérie
*Auteur correspondant :aribi.samia@univ-oeb.dz
Paper ID: 67

ABSTRACT

The management of plastic and construction waste presents a significant environmental challenge due to its climate impact, low recyclability, and the costs associated with urban maintenance. To address this issue, an eco-friendly and cost-effective paver was developed using melted plastic and recycled sand. Manufactured without cement or water, this innovative material combines strength, aesthetics, low production cost, and a reduced carbon footprint.

A thorough techno-economic study guided the development of the product. It began with the characterization of raw materials, followed by a parametric study focused on compressive strength, which established the optimal composition as 70% sand and 30% plastic. Additional tests confirmed the mechanical, chemical, and water resistance performance of the paver, with successful results for two types of recycled sand: one from mixed construction waste (SDTV) and one from brick debris (SDB).

The developed eco-paver demonstrates excellent performance: compressive strength exceeding 23 MPa, low water absorption (approximately 0.27%), and good resistance to chemical attacks. The economic analysis confirms a competitive production cost.

This paver represents an innovative and sustainable alternative to traditional materials, combining performance, affordability, and environmental responsibility for the development of sidewalks, curbs, and other outdoor spaces.

KEYWORDS: Paver, waste, plastics, brick, mixed rubble, recycling.

RÉSUMÉ

La gestion des déchets plastiques et de construction pose un défi environnemental important, en raison de leur impact climatique, de leur faible recyclabilité et des coûts liés à l'entretien urbain. Pour y répondre, un pavé écologique et économique a été conçu à partir de plastique fondu et de sable recyclé. Fabriqué sans ciment ni eau, ce matériau innovant allie solidité, esthétisme, faible coût et faible empreinte carbone.
Une étude technique approfondie a encadré le développement du produit. Elle a débuté par la caractérisation des matières premières, suivie d'une étude paramétrique axée sur la résistance à la

compression, permettant de fixer la composition optimale à 70 % de sable et 30 % de plastique. Des essais complémentaires ont validé la performance mécanique, chimique et hydrique du pavé, avec des résultats concluants pour deux types de sable recyclé : celui issu de déchets de tout-venant (SDTV) et celui de briques (SDB).

Le pavé écologique développé présente de très bonnes performances : une résistance à la compression supérieure à 23 MPa, une faible absorption d'eau (environ 0,27 %) et une bonne tenue face aux attaques chimiques. L'étude économique confirme un coût de production compétitif.

Ce pavé constitue une alternative innovante et durable aux matériaux traditionnels, alliant performance, accessibilité et respect de l'environnement pour l'aménagement des trottoirs, bordures et d'autres espaces extérieurs.

MOTS-CLÉS : Pavé, déchets, plastiques, Brique, tout Venant, recyclage.

1. INTRODUCTION

La gestion des déchets plastiques ainsi que des résidus provenant du secteur du bâtiment et des travaux publics est un autre aspect du défi environnemental moderne. Le plastique, le matériau universel de notre vie quotidienne, devient un problème important lorsqu'il est mis au rebut à cause des émissions de gaz à effet de serre responsables de l'impact sur le climat. En ce qui concerne les déchets du secteur de la construction, en particulier du béton ou des briques, ces indicateurs élevés, combinés avec de très faibles taux de recyclage, entraînent un gaspillage des ressources récupérables. En outre, l'usure des infrastructures de la ville telle que les trottoirs réguliers nécessitent également des travaux de remplacement fréquents, lesquels sont plutôt coûteux.

Ce projet s'intégrera parfaitement dans une démarche soucieuse de l'environnement, dont la méthodologie implique la réduction des déchets, la préservation des ressources naturelles (carrière et eau), ainsi que la limitation des émissions en CO_2. En outre, car il confère des propriétés écologiques à toutes les solutions de rechange, il représente d'une réponse témoignant d'une innovation technologique tout en contribuant aux enjeux du local et en offrant une solution robuste et durable sur le plan systémique.

A cet effet, nous envisageons de concevoir un pavé à la fois écologique et économique, créé à partir de déchets de plastiques et de sable recyclé de divers matériaux de construction. Le procédé de fabrication comprendra plusieurs étapes : la fusion du plastique, l'incorporation du sable recyclé, le moulage du mélange, suivi d'un refroidissement contrôlé.

L'étude s'appuiera sur une démarche technique rigoureusement structurée en plusieurs phases. Elle débutera par l'identification et la caractérisation des matières premières, puis se poursuivra par une étude paramétrique préliminaire centrée sur la résistance à la compression. Cette étape visera à déterminer le ratio optimal entre sable et plastique. Une fois ce ratio établi, des tests seront réalisés sur les pavés afin d'évaluer leurs performances mécaniques, leur résistance aux agents chimiques ainsi que leur capacité d'absorption de l'eau.

2. PRÉSENTATION DU PAVE ET DE SA MISE EN ŒUVRE

2.1. Caractérisation et identification des matières premières

Le pavé développé dans le cadre de cette étude est composé de matériaux locaux, principalement issus du recyclage :

Déchets plastiques de type PET(polyéthylène téréphtalate) : Les déchets plastiques utilisés sont les thermoplastiques à savoir les PET (bouteilles vides de produits alimentaires) collectés dans la région. Ce matériau présente les propriétés suivantes:

Tableau 6: Caractéristiques du plastique utilisé (PET)

Paramètres	Valeurs
Forme d'apparence	Solide
Poids de la formule	228,19868
Point d'ébullition	> 170 °C
Point de fusion	250-255 °C
Résistance à la compression	12 à 15 MPa
Densité	1,348

Sables recyclés : Trois types de sable recyclé ont été utilisés dans le cadre de cette étude :

- Le sable issu de déchets de briques (**SDB**),
- Le sable issu de déchets de tout-venant (**SDTV**),
- Un mélange des deux types précédents (**SDB + SDTV**).

L'identification des sables repose sur l'application de normes spécifiques, notamment :

- NF EN 933-1 pour la granulométrie,
- NF P 18-555 pour la masse volumique et l'absorption d'eau,
- NF EN 933-8 pour l'équivalent de sable.

Ces normes permettent de caractériser la distribution granulométrique, la densité et la propreté du sable, garantissant ainsi sa conformité aux exigences des matériaux de construction.

L'identification et les caractéristiques de ces trois types de sable sont présentées dans le tableau 2.

Tableau 2: Caractéristiques des sables utilisés

Paramètres	SDB	SDTV	SDB + SDTV
Classe granulaire **(mm)**	0/2	0/2	0/2
Masse volumique absolue **(kg/m^3)**	2500	1670	1670
Masse volumique apparente **(kg/m^3)**	1600	1580	1620
Module de fines **(sans unité)**	1,47	1,61	1.39
Equivalent à vue ESV **(%)**	88	88,99	89,51
Equivalent piston ESP **(%)**	87,43	87,01	87,01

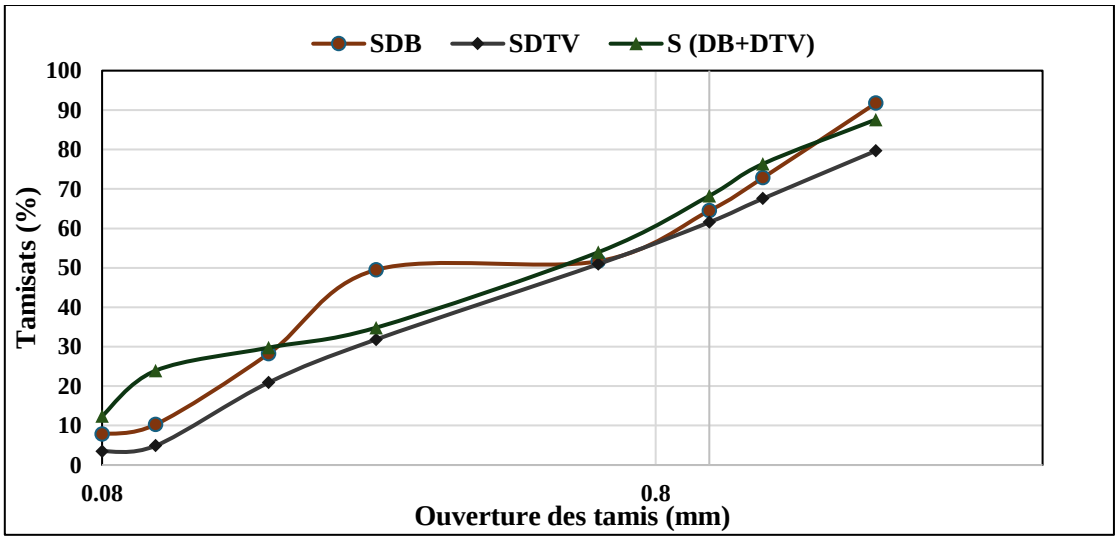


Figure 1 : Analyse granulométrique de différents sables utilisés

2.2. Procédé de fabrication des pavés écologiques

Pour valoriser les déchets plastiques, de briques et de tout-venant utilisés dans la fabrication de nos pavés, une démarche méthodique en plusieurs étapes a été adoptée. Les différentes phases du processus de production du pavé sont présentées ci-dessous :

Phase 1 : Préparation du mélange

Les bouteilles en plastique sont collectées, nettoyées et stockées dans un environnement propre. Les sables recyclés sont tamisés à 5 mm avant incorporation. Leur ajout au plastique fondu améliore la résistance à l'humidité, la dureté, la tenue à la chaleur ainsi que les propriétés diélectriques des pavés. Le dosage des matières premières a été ajusté selon quatre formulations testées pour chaque type de sable recyclé, avec des ratios sable/plastique de 50/50, 60/40, 65/35 et 70/30.



Figure 2 : Image **témoignant des opérations** de la collecte de déchets plastique PET et sables recyclés

Phase 2 : Chauffage

Les déchets plastiques broyés sont chauffés dans une cuve préchauffée et mélangés progressivement. Une fois fondus de manière homogène, du sable chauffé est ajouté au mélange, puis remué jusqu'à obtention d'une pâte uniforme (Voir figure 3).



Figure 3 : Photo montrant la fusion du plastique et le malaxage

Phase 3 : Malaxage et moulage

La pâte homogène est rapidement versée dans des moules préalablement huilés et posés sur une plaque métallique. La solidification débute dès le contact avec les parois du moule, ce qui nécessite un compactage rapide à l'aide d'une truelle, tandis que le moule est soumis à des vibrations intermittentes pour assurer une bonne compaction.

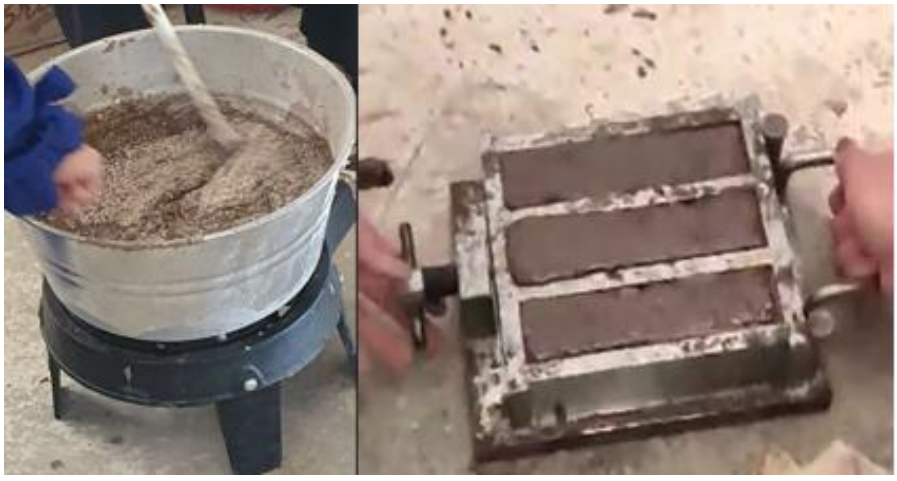


Figure 4 : Photographies du moulage du mélange dans le moule

Phase 4 : Refroidissement et démoulage

Les pavés moulés sont laissés à refroidir à l'air libre pendant quelques minutes avant d'être démoulés.



Figure 5 : Photographies numériques montrant le pavé après démoulage

2.3. Analyse des éprouvettes

Choix du dosage optimal des constituants

Afin de valoriser les déchets plastiques, de briques et de tout-venant dans la fabrication des pavés, une étude paramétrique préliminaire a été réalisée. Celle-ci s'est appuyée sur la résistance à la compression à 28 jours afin de déterminer le ratio optimal sable/plastique. Les résultats de cette analyse sont présentés dans le Tableau 3 et la figure 6.

Tableau 3 : Résistance à la compression à 28 jours des différents échantillons

Ratio (Sable / Plastique)	SDB Contrainte (MPa)	SDTV Contrainte (MPa)	(SDB+SDTV) Contrainte (MPa)
50/50	18,12	14,08	10
60/40	14,37	20,20	12,5
65/35	20,62	20,31	14,64
70/30	25,21	23,12	15,62

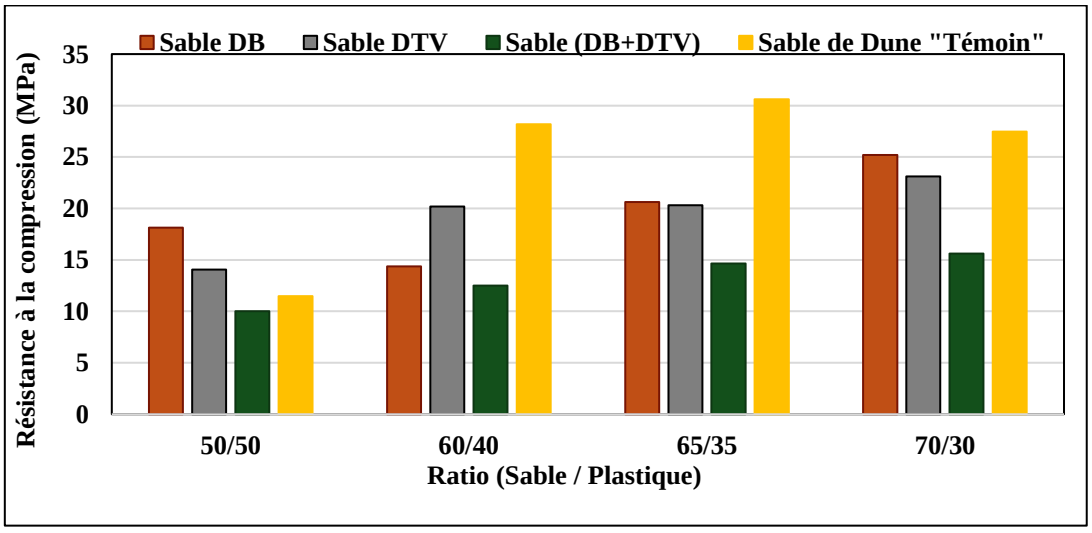


Figure 6 : Variation de la résistance mécanique à 28 jours en fonction du ratio (sable/plastique).

Interprétation :L'examen de la figure 6 montre que le mélange composé de 70% de sable et de 30% de plastique présente la résistance à la compression la plus élevée, atteignant 25,21 MPa avec le sable SDB. Ces résultats indiquent que ce rapport constitue le compromis le plus avantageux pour allier résistance mécanique et performance globale du matériau.

2.4. Description du matériau retenu

Des essais ont été menés sur des pavés fabriqués à partir de différents types de sables recyclés, en conservant constant le ratio sable/plastique retenu. L'objectif était d'évaluer leurs performances mécaniques, leur résistance aux agressions chimiques ainsi que leur taux d'absorption d'eau. Les résultats obtenus, jugés très satisfaisants, sont présentés dans le tableau 4:

Tableau 4 : Caractérisation des formulations à 70 % de sable et 30 % de plastique

Caractérisation / Sable	**SDB**	**SDTV**	**(SDB+SDTV)**
Résistance à la compression (MPa)	**25,21**	**23,12**	**15,62**
Attaque chimique NaOH (95%-97%)	**0,40**	**0,11**	**0,25**
Attaque chimique HCl (35%-28%)	**|-0.28|**	**|-0,77|**	**|-0,81|**
Taux d'absorption d'eau (%)	**0,28**	**0,26**	**0,36**

Discussion : En référence aux travaux de Bagayoko (2011), qui rapporte un taux d'absorption voisin de 4%, et à ceux de Rakotosaona et al. (2014), avec un taux de 6% **[4, 5]** , nos résultats mettent en évidence une meilleure résistance des pavés étudiés. Ces performances ont conduit à retenir deux types de sable recyclé pour la fabrication : le sable issu de déchets de tout-venant (SDTV) et celui provenant de déchets de briques (SDB). Après détermination de la combinaison optimale, un premier prototype a été conçu dans sa forme définitive, comme l'illustre la figure 7.



Figure 7 : Premier prototype réalisé

3. CONCLUSION

Les résultats de cette étude nous ont permis de proposer une solution innovante, en parfaite adéquation avec les enjeux environnementaux actuels. Ce matériau novateur, élaboré sans recours au ciment ni à l'eau, se singularise par son faible impact écologique, tout en garantissant de solides performances mécaniques, une esthétique soignée et un coût de production réduit. D'un point de vue économique, le prix d'un mètre carré de pavage réalisé avec ces pavés plastiques s'avère inférieur à celui des pavés en béton traditionnels.

Ce matériau représente ainsi une alternative durable aux pavés classiques, avec de nombreuses applications possibles telles que trottoirs, bordures, briques ou encore objets d'aménagement urbain comme les pots de fleurs. Sa flexibilité de conception permet de décliner des produits variés en

formes, couleurs et textures, répondant aussi bien aux besoins de l'urbanisme et des espaces publics qu'à ceux des aménagements privés.

Cette démarche valorise des déchets non biodégradables en les transformant en un matériau de construction conjuguant durabilité, viabilité économique et respect des normes environnementales. Elle s'inscrit dans une logique d'économie circulaire, contribuant à la réduction de l'empreinte écologique du secteur du BTP. En répondant aux exigences du développement durable, elle encourage la transition vers une économie verte, stimule l'innovation dans le domaine des matériaux de construction et optimise la gestion des déchets issus des filières plastiques et du bâtiment.

REMERCIEMENTS

Nous exprimons notre profonde gratitude à toutes les personnes ayant contribué à ce travail, en particulier à M. KADEM et aux ingénieurs du laboratoire LNHC d'Oum El Bouaghi pour leur soutien technique et logistique. Nos remerciements vont également à M. SABRI et Mme MASIKA pour leur accompagnement constant, ainsi qu'aux étudiants ayant participé activement à la collecte des matériaux, aux essais et à l'analyse des résultats.

Enfin, nous tenons à remercier vivement l'ensemble des étudiants ayant participé à la collecte des matériaux, à la conduite des essais expérimentaux et à l'analyse des résultats, dont la contribution a été cruciale à la réussite de ce projet.

RÉFÉRENCES

: Ndepete C.P., Zaguy-Guerembo R., Deganai Gbongo A.M., Regakouzou L.M-P., Ngaissona Namndouta V.O. & Kpeou-Kolengue J. (2022). «Valorisation des déchets plastiques en matériaux de construction ». European Scientific Journal, ESJ, 18 (21), 317.

MENAD Ryma, EL-AHCENE Hadjer, « Préparation d'une nouvelle génération de paves à base de déchets plastiques et du sable » mémoire master, université BLIDA 1, 2021.

Rodrigo Diaz BABI MASSAMBA. La production des pavés à partir de matériaux plastiques et de granulats recyclés (sables). Mémoire, 2020 décembre 28.

Bagayoko M.., Contribution à la mise en valeur des ordures ménagères par la production et la vente des pavés. Mémoire pour l'obtention du Master spécialisé en Energie Renouvelable. 23 septembre 2011, Mali.

Rakotosaona R. et al. Valorisation à l'échelle pilote des déchets plastiques pour la fabrication de matériaux de construction. Mada-Hary vol. 2, 2014.

Web sites:

Web-1: https://www.ifsttar.fr/collections/ActesInteractifs/AII3/pdfs/170007.pdf
Web-2: https://dspace.univ-ouargla.dz/jspui/bitstream/123456789/23540/1/Seghiri_Mehdi.pdf
Web-3: http://dspace.univ-ghardaia.dz/jspui/handle/123456789/9095
Web-4: https://di.univ-blida.dz/jspui/bitstream/123456789/13077/1/deftpdf_61899f51a98ed.pdf

MONITORING SPATIAL VARIABILITY OF WADI CHEMISTRY IN WETLAND AREA, NORTHEASTERN ALGERIA / EL TAREF (COASTAL ZONE)

BENRABAH[1*] Samia, CHERAIRIA Mouna[2], CHEGHIB Nedjoua[3], TOUATI Mounira[4] and ALLOUANI Nora[5]

[1]Department of Geology, Geology Research Laboratory (GRL), Faculty of Earth Sciences, Badji Mokhtar – Annaba University, P.O. Box 12, 23000, Annaba, Algeria.
[2]University of 8 Mai 1945, BP 401-24000, Guelma, Faculty of Natural and Life Sciences, Earth and Universe Sciences, Biology Department, Guelma, Algeria. https://orcid.org/0000-0003-4463-4489
[3]Université 8 Mai 1945, Box 401-24000, Guelma, Computational catalysis group, Applied chemistry Laboratory, Guelma 24000, Algeria
[4]Laboratory of Geodynamics and Natural Resources (LGRN), Department of Geology, Faculty of Earth Sciences, Badji Mokhtar – Annaba University P.O. Box 12, Annaba, 23000, Algeria.
[5]Department of Geology, Geology Research Laboratory (GRL), Faculty of Earth Sciences, Badji Mokhtar – Annaba University, P.O. Box 12, 23000, Annaba, Algeria.
*Corresponding author: samia.benrabah@univ-annaba.dz

Paper ID: 113

ABSTRACT

This approach was developed to examine the chemical characteristics of the Boukhroufa wadi water in order to identify and predict any pollution that may reach the Mediterranean Sea. Indeed, this area a rich ecosystem with natural resources. It's part of the El Kala National Park (P.N.E.K), was designated as an international wetland under the Ramsar convention by UNESCO in 1983, also classified as a biosphere reserve in 1990, it is considered the second in Algeria after Tassili N'Ajjer. Multiple data processing methodologies revealed an overall calcium and magnesian bicarbonate facies, which conforms to the lithology of the research region. The simulation of samples for detecting ions exchanges reveals wadi waters are dominated by minerals dissolution. The PCA results indicate that water chemistry primarily results from geochemical alteration followed by an anthropogenic weathering. Excess fertilizer input produces nitrate and phosphate troubles which have a substantial influence on the wadi water as well as the study area's coastal zone. Increasing the amount of land used for agriculture will result in more fertilizers being leached into the sea. The environmental situation of the region must be monitored to ensure the sustainability of good quality water for various users within the studied watershed and its coastal zone.

KEYWORDS: watershed; Boukhroufa wadi; Coastal zone; wetland; quality assessment; pollution.

1. INTRODUCTION

Water is a precious and coveted resource, currently in the world it is a political and economic stake comparable to that of oil during the last three decades (OECD; 2011). The composition of river water can be modified during its transfer from upstream to downstream by various natural chemical, physical and biological processes, exchanges with riparian vegetation or even exchanges with groundwater and rocks (Meybeck.; 1987). It is also strongly modified on a temporal scale during flood events, due to variable contributions of water from different reservoirs (aquifers) and runoff (rainfall, surface runoff). Currently, human activities have disturbed natural equilibrium, resulting in a significant change in the chemical composition of water (Ravikumar et al.; 2011). According to current climate change, the main risk to El Taref's coastal zone is an increase in pollutant and evaporation levels, which undermine the health of marine and coastal systems and their ability to support future generations (Akoachere et al.; 2018).As an agricultural region, the Boukhroufa watershed has not been spared from anthropogenic effect; the findings show that both natural and anthropogenic processes contribute to chemical composition disruption in the wadi water. It has a significant impact on the production of water for irrigation; this type of contamination can be attributed to agricultural and urban pollutants.

As a part of the El Kala National Park (P.N.E.K), the Boukhroufa watershed is also part of the Kebir wadi along with those of Boulatane, Guerguour and Bougous. Its inter-annual contribution is nearly 28 Hm^3 with an Inter-annual rainfall of 750 mm, this abondance of water attributes to this region a sub humid Mediterranean climate (Benrabah et al, 2024; Hem 1989). To safeguard this fragile ecosystem, we have to find a balance between water use (drinking, industry, and irrigated agriculture) and satisfying the need for environmental flows to ensure the smooth operation of wadi ecosystems, coast and biodiversity.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study area

One of the tributaries of the Kebir East watershed is Boukhroufa wadi, its forms with Boulatane, Guerguour and Bougous the total wadi network (Figure 1). The region is located in a mountainous land covered with cork oak forests and maquis. The catchment area is about 176,50 Km2 with a length of more than 26 Km. This watershed mobilizes above 27 Mm^3 per year mainly destined for agricultural use (Benrabah et al.; 2016).

Joleau, Vila, Marre were studied the geology of the region, geologic formations are composed by the alternation of the Numidian sandstone essentially consists of quartz sandstone alternating with argillites and Numidian sandstone to marly. Quaternary superficial soils are formed by clay, gravels and sandstone colluvium (Joleau 1936; Villa 1979; Marre 1992).

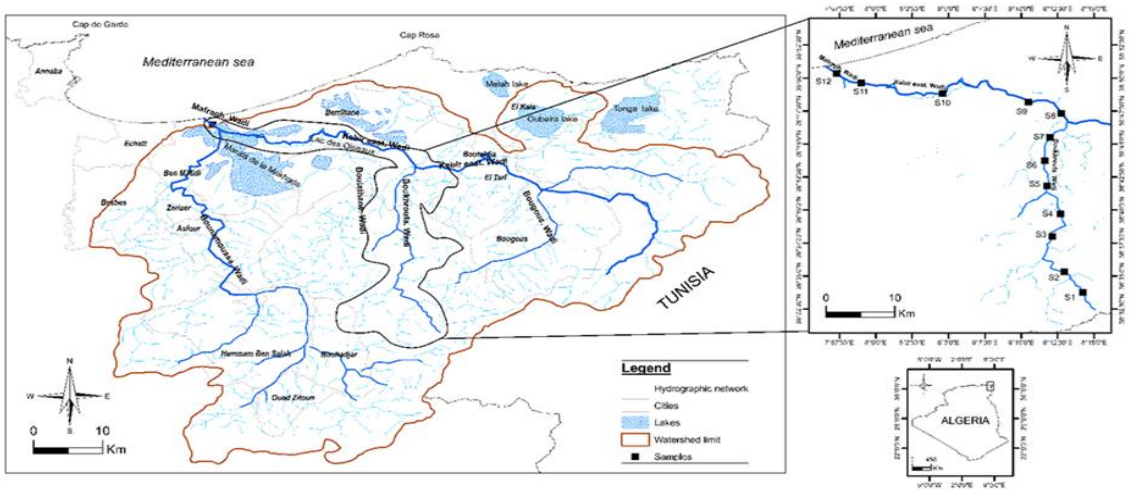


Figure 19: Map of the study area and sample sites.

2.2. Used data

To assess the water quality, samples were collected at 12 sampling points, along the Boukhroufa wadi, followed by the Kebir East wadi in its downstream part. Samples were obtained, stored and analyzed according to the analytical methods in Rodier (1996). An inventory of sampling points is given in figure above (Figure.1). The study was conducted in April 2018, two other sample periods (prior to 2018) are taken into consideration just to examine temporal variability in water chemistry (Hendry et al. 2000). The comparison of these results in three spaced periods (1991, 2014, 2018) has reveal the temporal evolution of waters chemistry in the study area (Zaidi et al.; 2015).

On table below (Table 1) the statistical data of wadi samples for 14 quality parameters were calculated. Seven of these (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, HCO_3, Cl^{-}, and EC) have maximum values that are below WHO guidelines. Contrarily, those of SO_4, PO_4, NH_4, NO_2 and NO_3 are more than guidelines for surface water. As a result, the dissolved oxygen concentration is low, ranging between 1.58 and 5 mg/L. The presence of oxidizable organic matter caused a drop in dissolved oxygen content through aerobic breakdown of organic matter by microbes. The nitrate ion concentrations reported are relatively high ranging from 18 to 65.09 mg/L and are the result of excessive fertilizer usage, which causes eutrophication of the ecosystem. (Benrabah et al.; 2017).

Table 7: Statistical data of used parameters in Boukhroufa wadi
(all parameters in mg/l except Electrical Conductivity in µS/cm, Turbidity in NTU)

	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	HCO_3^{-}	SO_4	Cl^{-}	NO_3	PO_4	NO_2	NH_4	EC	Turb	TDS
Max	180	212	87,8	1,23	672,23	376,8	205,65	65.09	0,28	1,33	2,03	1100	29	704
Min	100	135	63,78	0,55	432,81	145	162,66	18	0,01	0,06	0,45	798	18.56	510.72
average	146,87	173,6	72,99	1,09	560,52	259,2	194,57	35.03	0,05	0,63	1,14	962	22.45	615.68
SD	28,03	27,09	8,27	0,34	88,08	76,81	15,68	16.46	0,10	0,43	0,59	105,4	3.51	62.51

2.3. Methods

Monitoring the spatial variability of wadi chemistry in a wetland environment, particularly in a coastal zone like El Taref, requires many methodologies (Singh,2005). Similar to the Piper diagram, the Chadha diagram is used to determine the hydrochemical process involved during the acquisition of mineralization (Rodier 1996; Chadha, 1999).

The Chloro-alkaline indices which represents the ratio of exchanged ions to ions of the same nature that were initially present in water can be used to highlight the changes in the chemistry of water as it travels underground (Schoeller 1951). defines a Chloro-alkaline indices ($CAI_{(1)}$) and ($CAI_{(2)}$) it determines the direction of ionic exchanges between the water and the surrounding land. This phenomenon is characterized by the interchange of alkaline (Na+ and K^+) against alkaline earths (Ca^{2+} and Mg^{2+}) it is obtained by the following relationship:

$$CAI(1) = \frac{Cl - (Na + K)}{Cl}$$

$$CAI(2) = \frac{Cl - (Na + K)}{HCO3 + SO4 + NO3}$$

Ca^{+2} and Mg^{+2}water ions are exchanged for the K^+ and Na^+ ions of aquifer formations wen CAI value is negative. If the CAI is positive the Na^+ and K^+ water ions are replaced by the Mg^{2+} and Ca^{2+} aquifer formations ions (Singh 2005). If the CAI= 0 there is a balance between the chemical compositions of the water and the encasing formations.

Gibbs in 1970 proposed a method illustrating three important natural mechanisms controlling the chemistry of major ions in water, including the interaction of rocks, evaporation and precipitation. it's the most used method for the determination of hydro geochemical processes underlying groundwater mineralization (Gibbs 1970; Mahmood 2020).

(Tachi et al. 2023). This study helps to a better knowledge of water's chemical composition and geological interactions. The saturation index expresses the saturation condition of ions as follow:

$$SI = \log(K) - \log(PI)$$

K is the equilibrium constant and PI the ionic product. If the saturation index is positive and the mineral does not precipitate in groundwater, it is saturated or oversaturated in relation to the solution. The negative value of SI suggests that the water is under saturated with respect to the mineral indicating its dissolution. The mineral is in equilibrium with groundwater, if SI =0 mineral does not tend to precipitate or dissolve (Hem 1989; Parkhurst 1999).

Principal Component Analysis (PCA) is a statistical method for mineral correlation studies. It is used to extract and visualize significant information from a multivariate data table (Cloutier, V et al., 2008). In this study, a reduced-centered PCA was done on 14 variables and 20 individuals, with the purpose of decreasing the number of variables and alleviating information redundancy. This analytical method reveals crucial relationships and trends between variables (Kherici 1993; Zhu et al. 2022).

3. MATERIALS AND METHOD

3.1. Water chemistry

In this approach, todetermine the hydrochemical process involved during the acquisition of the mineralization a Chadha diagram is used (Chadha 1999). Water samples of the Boukhroufa wadi are plotted in the Chadha diagram, 100% of them fall within the field 1, revealing a Ca^{2+}-Mg^{2+}-HCO_3^- water type (Figure 2). Were weak acidic anions (HCO_3^- and CO_3^{2-}) are more than strong acidic anions (Cl^- and SO_4^{2-}) also, alkaline earths (Ca^{2+} and Mg^{2+}) dominate alkalies (Na^+ and K^+).

This field represents recharge water (rainwater) where these waters remain in the host formation, which justifies an effective water-rock interaction (Hesske et al. 1997). The predominance of calcium and magnesium can be stated by the dissolution of gypsum, anhydrite and dolomite over than the less dissolution of halite.

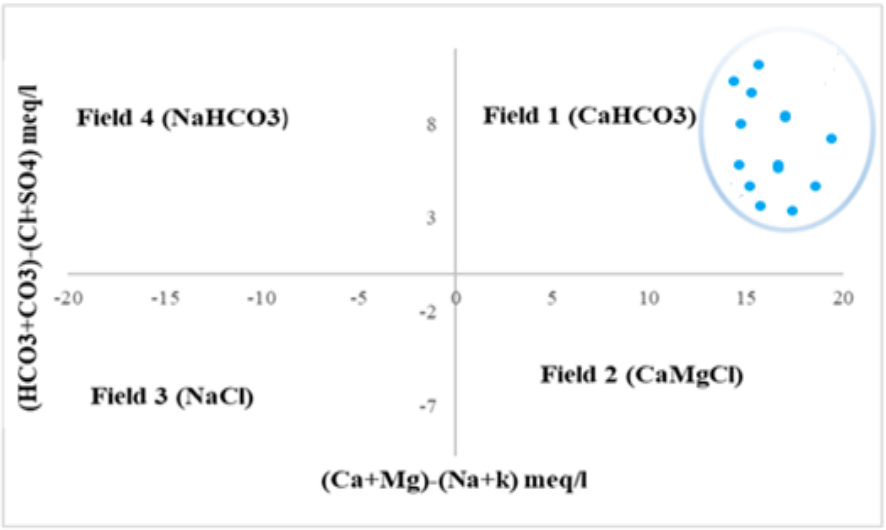


Figure 20: Diagram of Chadha illustrating the major ion water composition of wadi Boukhroufa.

3.2. Geochemical for ions exchange

In this work, we employed two chloro-alkaline indices to identify the geochemical processes that occur in ion exchange (Schoeller 1951). 100% of Boukhroufa wadi water samples had a positive Chloro-alkaline index (CAI $_{(1)}$) value, which demonstrates the substitution of alkaline Na+ and K+ ions from the surrounding geological formation with alkaline earths Ca+2 and Mg+2 ions from water (Figure. 3). This type of ion exchange is characteristic of sandy environment, which characterize the soils defined in the research field by (Joleau 1936; Villa 1979; Marre 1992).

Another Chloro-alkaline index (CAI $_{(2)}$) established by Schoeller. in 1965 demonstrated that cations exchanged in water and sediments. This index illustrates the interaction between Cl-, Na+, and K+ with HCO3, SO4, and NO3. Positive chloro-alkaline indices (CAI $_{(2)}$) were found in all wadi water samples, indicating that there was evidence of the same phenomena (Schoeller 1951). The greater amounts of Ca^{+2} and Mg^{+2} in water samples than Na^{+} and K^{+} support the two indices' concordant conclusions (CAI $_{(1)}$ CAI $_{(2)}$) (Touati et al. 2024, Ravikumar et al. 2011).

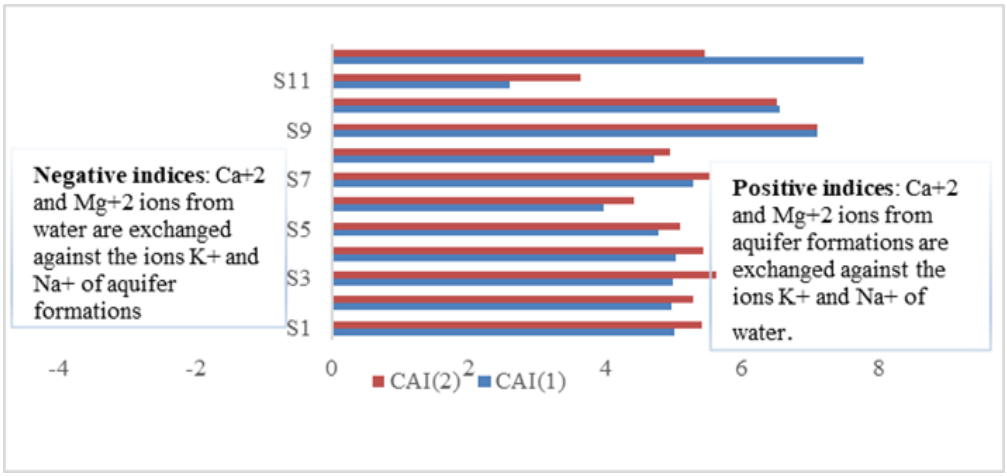


Figure 21: Exchange indices values (CAI $_{(1)}$ and CAI $_{(2)}$) in water samples

3.3. Mechanisms controlling mineralisation

Total dissolved solids (TDS) of water samples with Na^{2+} K^{+} / (Na^{2+} K^{+} Ca^{2+}) ratios for cations and Cl^{-} / (Cl^{-} HCO_3^{-}) for anions are reported on Gibbs diagram. The illustration shows that chemical weathering of rock-forming minerals has a significant impact on groundwater quality in all samples (Gibbs 1970).

Gibbs' diagram depicts the area to which the various kinds of water examined belong, as well as the mineralization influenced by water-rock interaction processes (Figure. 4). The geological setting of the studied region validates the rise in magnesium proportions, which can be attributed to the prevalence of dolomite dissolution (Allouani et al, 2024; Zhu et al. 2022). Additionally, the reduction in HCO_3 concentrations is explained by the precipitation of calcite, which is the major phenomena in this area (Garrels et al. 1967).

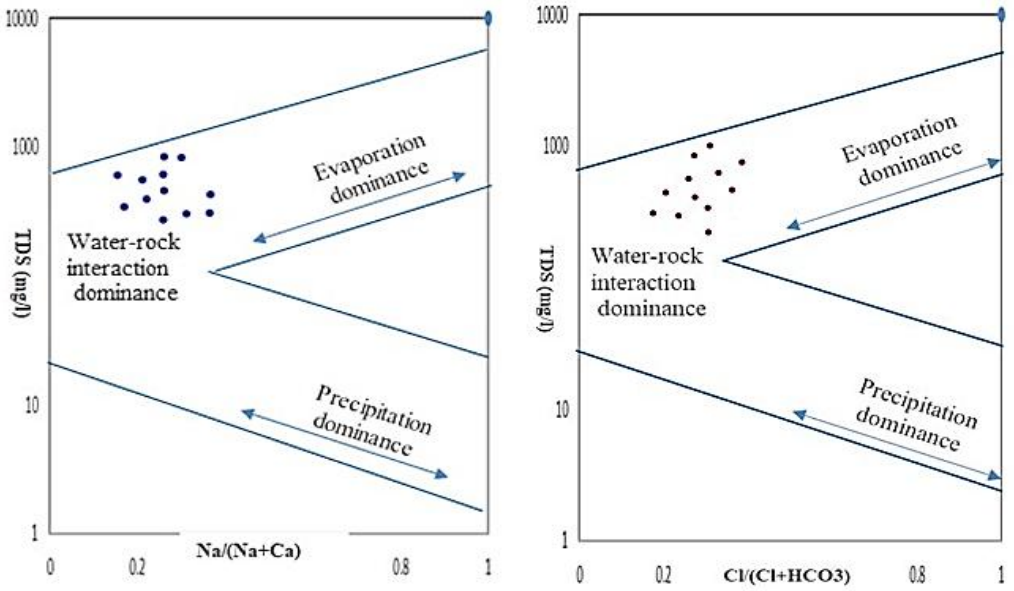


Figure 22: Mechanisms controlling groundwater chemistry by Gibbs diagram.

3.4. Water's chemical composition and geological interaction

In this work, Phreeqc software was used to determine the distribution of water chemistry in relation to geological interaction (Parkhurst et al. 1999; Kumar et al. 2009). The simulated results reveal that the saturation index of carbonate minerals (aragonite, calcite, and dolomite) is positive indicates oversaturation and hence mineral precipitation, thus, dolomite precipitation is recognized as a prominent phenomenon in the studied region indicating the main source of Ca^{2+} and Mg^{2+} (Figure 5).

The saturation index values for evaporitic minerals (halite, gypsum, and anhydrite) are negative, implying that all samples are undersaturated in these elements, resulting in water enrichment in sulphates and calcium (Hendry et al. 2000). According to the figure above (Figure. 5) halite dissolution is a prominent process in the research area's water, making it the primary source of Na^{+} and Cl^{-} ions (Marghade et al. 2021). Indeed, the majority of samples, independent of sample location (lithology) are HCO_3 type, implying that weathering of carbonate minerals is the most important factor determining groundwater chemistry, while halite dissolution and evaporation also plays a role.

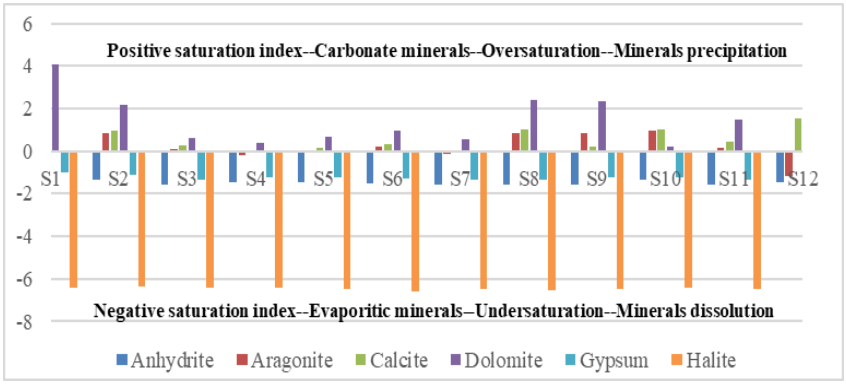


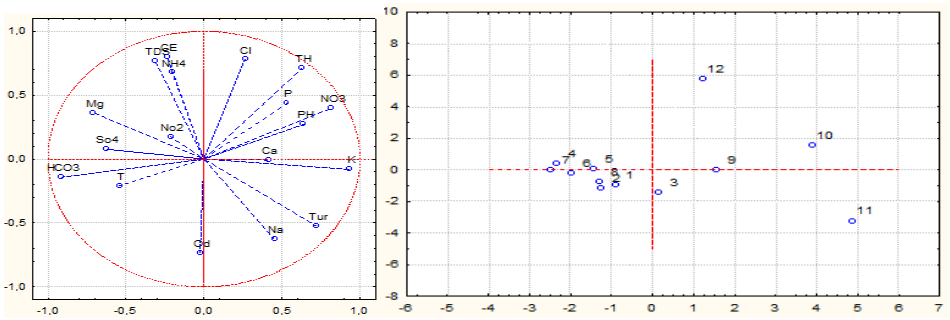
Figure 23: Saturation index changes in carbonate and evaporitic minerals in wadi water

3.5. Minerals correlation

The correlation matrix of water chemistry parameters shows a fairly significant correlation (coefficient less than 0.7) between HCO_3-SO_4 (0.59) and HCO_3-Mg^{2+} (0.65), indicating that these elements are of the same origin including minerals dissolution such as bicarbonates (Zhu et al. 2022). Furthermore, a high correlation between TDS, EC, and Cl^-, SO_4, and HCO_3 identifies the primary factors leading to salinity increase in the research region water (Kumar et al. 2009).

Another high association has been observed between NO_3-K^+ (0.77) and NO_3-PO_4 (0.64), indicating agricultural contamination from fertilizers and demonstrating the same origin of these components. However, there are a strong inverse correlation between HCO_3-K^+ and HCO_3-NO_3 with correlation coefficient of (-0.83) and (-0.80) respectively (Hem 1989). These variables are negatively correlated and fluctuate in opposite ways indicating that they do not have the same origin (Benrabah et al 2024; Alam et al. 2012).

The data are interpreted using two axes, which account for 64.46% of the total variance. Factor F1 accounts for 35.59% of the total variance and is positively represented by K^+, NO_3, PO_4, and turbidity (correlation coefficients of 0.94, 0.82, 0.63, and 0.73), that suggest a probable agricultural pollution in the study area (El-M Bellaredj et al. 2018). The second factor (F2) represents 28.87% of the total variance reflects a positive correlation between Cl^-, TDS and EC (Cerling et al. 1989). There is an important correlation coefficient between these diverse components, indicating the consequence of the mineralization of these fluids (Ettazarini 2005).



On the basis of the individuals' factor plan F1/F2, we identified two groups that contributed to correlations between investigated data. The first group is represented by samples from the Boukhroufa wadi (upstream), which showed high mineralization (EC, TDS). This sort of water is strongly affected by the contact of water and rocks (Figure. 6).

The second group showed an increased correlation with F1, suggesting that the research area was significantly contaminated with organic matter as a result of excessive agricultural fertilizer application and sewage effluent discharges (Wang et al. 2017). This group is represented by the samples from Kebir East wadi (downstream), where mineralization of water is decreasing owing to the dilution phenomenon (Canobbio et al. 2013).

4. CONCLUSION

The research region is part of the Algerian Oriental Tell's geological complex. It consists of permeable layers (Quaternary alluvial deposits) that serve as the aquifers' seat. It has a subhumid Mediterranean climate with relatively high annual precipitation (755 mm/year) and a high rate of evapotranspiration The hydrochemical mechanism involved in mineralization acquisition was depicted using the Chadha diagram, which revealed a $Ca^{2+}Mg^{2+}HCO_3$ water type.

Furthermore, the representation of the mechanisms governing water chemistry using a Gibbs diagram confirms the interaction of water and rocks. Dolomite precipitation (carbonate mineral) is a prominent process in the study area water, suggesting that Mg^{2+} ions are mostly derived from it. Furthermore, halite dissolution (evaporitic mineral) is a prominent process occurring in the research area's water, validating the source of Na^+ and Cl^-ions.

Minerals correlation is demonstrated by the principal component analysis (PCA) use. Positive correlation has been expressed reflects a positive correlation between Cl^-, TDS and EC. There is an important correlation coefficient between these diverse components, indicating the consequence of these fluids' mineralization. An opposition between pH and NH_4, PO_4 that suggests a probable agricultural pollution in the study area. A positive correlation between NO_3 and NO_2 its significates a probable phenomenon of denitrification in study area water.

The use of the organic pollution index (OPI) to measure water quality based on organic matter indicates that excessive fertilizer usage and wastewater effluents from localities in the watershed are the primary sources of NH_4, PO_4, and NO_2 ion concentrations. Organic matter concentrations are above the WHO surface water guideline levels. The most concerning results are nitrites (0.06 to 1.33 mg/l), followed by ammonium (0.45 mg/l to 2.1 mg/l), and phosphates (0.01 to 0.52 mg/l). The evaluation of organic pollution using the OPI revealed that a concerning level has been achieved for all of the sites investigated, designating them as moderate, strong to very strong quality, needing treatment before use in irrigation in particular.

As the study area is considered an agricultural area, the results evidenced that both natural and anthropogenic processes contribute to chemical composition and alteration of the Boukhroufa wadi water. Furthermore, without frequent and systematic monitoring on water quality, the condition of the watershed utilized for agriculture is alarming. Environmental authorities and water agencies should work hard on improving water monitoring in order to keep these waters fresh and consequently, a healthy ecosystem including Boukhroufa watershed and its coastal zone.

REFERENCES

Model and Water Quality of Groundwater in the Granito-Basaltic Fractured Rock Aquiferous Formations in Bafoussam, West Region-Cameroon, Journal of Water Resource and Protection, 10, 1148-1174. https://doi.org/10.4236/jwarp.2018.1011068

Alam M, Rais S, & Aslam M (2012) Hydrochemical investigation and quality assessment of ground water in rural areas of Delhi, India, Environmental Earth Sciences 66, 97–110. Doi :10.1007/S12665-011 1210-X

Benrabah, S., Hannouche, M and Attoui, B. (2017). "Treatment effectiveness of water in Bouhamdane watershed (Guelma, Northeastern Algeria)", Management of Environmental Quality, Vol. 28 No. 4, pp. 507-514. https://doi.org/10.1108/MEQ-04-2015-0066.

Benrabah, S., Attoui, B., Hannouche, M. (2016). Characterization of groundwater quality destined for drinking water supply of Khenchela City (eastern Algeria). Journal of Water and Land Development. No. 30 p. 13–20. DOI: 10.1515/jwld-2016-0016.

Benrabah, S. Touati Mounira, Halimi Fahima, Tachi Salah Eddine, Bouguerra Hamza., The environmental impact of dam construction in a wetland area-a case study-Boukhroufa (El Taref) Algeria, *Geomatics, Land management and Landscape GLL, No. 3, 2024* http://dx.doi.org/10.15576/GLL/2024.3.01

Benrabah Samia, Halimi Fahima, Sedrati Nassima, Allouani Nora and Touati Mounira. (2024). Assessing Spring Water Quality Using Geostatistical Modelling in a Semi-Arin Region: Ain Larbi Northeastern (Algeria). Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries. Vol. 28(6): 1357 – 1373. https://dx.doi.org/10.21608/ejabf.2024.396344.

Canobbio S, Azzellino A, Cabriniand R, & Mezzanotte V (2013) A multivariate approach to assess habitat integrity in urban streams using benthic macroinvertebrate metrics, Water Sci. Technol. 2013, 67, 2832–2837.

Cerling T E, Pederson B L, & Damm K LV (1989) Sodium-Calcium ion exchange in the weathering shales. Implications for global weathering budgets, Geology, v. 17, p. 552-554.

Chadha DK (1999) A proposed new diagram for geo chemical classification of natural waters and interpretation of chemical data. Hydrogeology Journal 7, 431-439

Cloutier V, Lefebvre R, Therrien R, & Savard MM (2008) Multivariate statistical analysis of geochemical data as indicative of the hydro geochemical evolution of groundwater in a sedimentary rock aquifer system. Journal of Hydrology, 353: 294–313.

El-M Bellaredj A, & Hamidi M (2018) The hydrochemical characterization of the underground waters of the plain of Sidi Bel Abbès (northwestern Algeria), Algerian J. Env. Sc. Technology, 4:1 (2018) 671-682

El Mostafa H (2006) Effet des rejets liquides domestiques et industriels sur la qualité des eaux souterraines au nord de la ville de Settat (Maroc). Bulletin de l'institut scientifique, Rabat, Section sciences de la vie, N°28, 61-71.

Ettazarini S (2005) Processes of water-rock interaction in the Turonian aquifer of OumEr-Rabia Basin, Morocco. Environmental Geology, v. 49, p. 293-299.

Garrels R & Mackenzie F (1967) Origin of the chemical compositions of some springs and lakes. In: Ground RF (ed) Equilibrium concepts in natural water systems. American Chemical Society Publications, Washington.

Gibbs RJ (1970) Mechanisms Controlling World's water chemistry. Science, 170, No 10, 88- 90

Gupta S, Nayek S, & Chakraborty D (2016) Hydrochemical evaluation of Rangit River, Sikkim, India: using water quality index and multivariate statistics, Environmental Earth Sciences 75, 567. Doi :10.1007/ S12665-015-5223-8

Haldar K, Kujawa-Roeleveld K, Dey P, Bosu S, Datta D.K, &Rijnaarts H.H.M (2020) Spatio-Temporal variations in chemical-physical water quality parameters influencing water reuse for irrigated agriculture in tropical urbanized deltas. Sci. Total Environ. 2020, 708, 134559.

Hendry M.J, & Wassenaar LI (2000) Controls on the distribute, on of major ions in pure waters of a thick surficial aquitard. Water Resources Research, 36: 503-513

Hesske S, Parriaux A, & Bensimon M (1997) Geochemistry of spring waters in Molasse aquifers: typical mineral trace elements. Eclogae GeolHelv 90(1), 151-171.

Joleau L (1936) Etude géologique de Bone (Annaba)- la calle (El Kala). Bulletin du Service Géologique de l'Algérie (2), N°12, Algérie, 199p.

Kherici N (1993) Vulnérabilité à la pollution chimique des eaux souterraines d'un système de nappes superposées en milieu industriel et agricole (Annaba-la-Mafragh) Nord-Est algérien, Thèse de Doctorat en Sciences de l'Université de Annaba, 170p.

Kumar H, Saini V, Kumar D, & Chaudhary R.S (2009) Influence of trisodium phosphate (TSP) anti-salant on the corrosion of carbon steel in cooling water systems. Indian J Chem Technol 16 :401–410

Mahmood R Jia S, Mahmood T, & Mehmood A (2020) Predicted and projected water resources changes in the Chari catchment, the lake Chad basin, Africa. Journal of Hydrometeorology. 21, 1, 73–91. https://doi.org/ 10.1175/JHM-D-19-0105.1

Marghade D, Malpe D.B, Duraisamy K, et al. (2021) Hydrogeochemical evaluation, suitability, and health risk assessment of groundwater in the watershed of Godavari basin, Maharashtra, Central India. Environ Sci Pollut Res 28, 18471–18494 (2021). https://doi.org/10.1007/s11356-020-10032-7

Marre A (1992) Le Tell oriental Algérien de Collo à la frontière Tunisienne, Etude géomorphologique. Vol. 1 & 2, Office des Publications Universitaires. Alger, Algérie.

Meybeck M (1987) Global chemical weathering from superficial rocks estimated from river dissolved loads, American Journal of Science 287, 401–428.

Nora Allouani, Samia Benrabah, Hamza Bouguerra, Fahima Halimi and Salah Eddine Tachi. Origin of spring water chemistry and its appropriateness for drinking requirements in a semi-arid environment (Ain Larbi, Algeria), Water Supply Vol 24 No 7, 2506 doi: 10.2166/ws.2024.148

OECD (2011) Better Policies for Development, Recommendation for Policy Coherence, OECD Publishing, 78p.

Parkhurst, D.L., & Appelo, C.A.J., 1999. User's guide to PHREEQC (Version 2) a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. U.S. Geol. Surv. Wat. -Resour. Investigations Report 99-4259, 312 p

Ravikumar P, Somashekar R.K, & Angami M (2011) Hydrochemistry and evaluation of groundwater suitability for irrigation and drinking purposes in the Markandeya River basin, Belgaum District, Karnataka State, India, Environ Monit Assess 173, 459–487 https://doi.org/10.1007/s10661-010-1399-2

Rodier J (1996) L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8ème édition Dunod, Paris, France, 1383 p.

Schoeller H (1951) Relation entre la concentration en chlore des eaux souterraines et les échanges de bases avec les terrains qui les renferment. C.R. Ac. Se, t. 232, p. 1432-4.

Singh A. K, Mondal G.C, Singh P.K, Singh S, Singh T.B & Tewary B.K (2005) Hydrochemistry of reservoirs of Damodar River Basin, India: weathering processes and water quality assessment. Environmental Geology, v. 48, p. 1014-1028.

Tachi S.E, Bouguerra H, Djellal M, Benaroussi O, Belaroui H, Lozowski B, Augustyniak M, Benmamar S, Benziada S, & Woznica A (2023) Assessing the Risk of Groundwater Pollution in Northern Algeria through the Evaluation of Influencing Parameters and Ensemble Methods, Dokl. Earth Sc. (2023). https://doi.org/10.1134/S1028334X23600767.

Touati, Mounira, BENRABAH, Samia, Assessment of heavy metal contamination dynamics in the alluvial aquifer of Drean plain, El Taref (North-Eastern Algeria) through GIS indices and water quality analysis, *Geomatics, Land management and Landscape GLL, No. 3, 2024* http://dx.doi.org/10.15576/GLL/2024.3.07

Villa JM (1979) Carte géologique de Constantine au 1/200 000ème, avec notice explicative. Service de la carte géologiqued'Algérie.

Wang J, Liu G, Liuand H, & Lam P.K.S (2017) Multivariate statistical evaluation of dissolved trace elements and a water quality assessment in the middle reaches of Huaihe River, Anhui, China. Sci.

Total Environ. 583, 421–431.

Zaidi F.K, Nazzal Y, Jafri M.K, Naeem M, & Ahmed I, (2015) Reverse ion exchange as a major process controlling the groundwater chemistry in an arid environment: a case study from northwestern Saudi Arabia. Environ Monit Assess 187: 607. https://doi.org/10.1007/s10661-015-4828-4

Zhu X, Liu L, Lan F, Li J, & Hou S (2022) Hydrogeochemistry Characteristics of Groundwater in the Nandong Karst Water System, China. Atmosphere 13, 604. https://doi.org/10.3390/atmos13040604

EVALUATION DE RISQUE DES RESIDUS DE CHLORPYRIPHOS ET DE LAMBDA-CYHALOTHRINE DANS QUELQUES PRODUITS VEGETAUX EN ALGERIE

Samira MEBDOUA*[1], Nabila BOUBEKKA[1], Nassima BACHOUCHE[1], Mohamed Said CHERFAOUI[2]

[1] Département des sciences aagronomiques, laboratoire de la biotechnologie et de la protection des écosystèmes agricoles et naturels / Université Akli Mohand Oulhadj, Bouira, Algérie

[2]Département de Qualité, Hygiène, Sécurité, Environnement / Societé Holding Agro-Industrie SPA-AGRODIV, Alger, Algérie

*Auteur correspondant :s.mebdoua@univ-bouira.dz

Paper ID: 131

ABSTRACT

This study aims to assess the presence of chlorpyrifos and lambda-cyhalothrin residues in plant-based food products consumed in Algeria and to estimate the associated health risks related to their ingestion. A total of 200 samples of fruits, vegetables, wheat, and barley were analyzed between 2017 and 2020. The analyses, conducted using the QuEChERS method and gas chromatography coupled with mass spectrometry (GC-MS), revealed that 38% of the samples contained pesticide residues. Lambda-cyhalothrin was detected in 33% of the cases and chlorpyrifos in 17%, with 12% of the samples containing both substances. Exceedances of maximum residue limits (MRLs) were observed in 18% of the samples. The risk of chronic exposure to chlorpyrifos is concerning, reaching 31% of the Acceptable Daily Intake (ADI), particularly through apples, wheat, potatoes, and grapes. An acute risk was also identified for several fruits. These findings highlight the urgent need to strengthen pesticide regulation and monitoring. Regular residue surveillance and increased awareness among farmers are essential to ensure food safety.

KEYWORDS: Chlorpyrifos; lambda-cyhalothrin; residues; Algeria; health risk

RÉSUMÉ

Cette étude vise à évaluer la présence de résidus de chlorpyriphos et de lambda-cyhalothrine dans des produits végétaux consommés en Algérie, et à estimer les risques sanitaires liés à leur ingestion. Au total, 200 échantillons de fruits, légumes, blé et orge ont été analysés entre 2017 et 2020. Les analyses, effectuées selon la méthode QuEChERS et par chromatographie (GC-MS), ont révélé que 38 % des échantillons contenaient des résidus de pesticides. La lambda-cyhalothrine a été retrouvée dans 33 % des cas, et le chlorpyriphos dans 17 %, avec 12 % présentant les deux. Des dépassements des limites maximales de résidus (LMRs) ont été observés dans 18 % des échantillons. Le risque d'exposition chronique au chlorpyriphos est préoccupant, atteignant 31 % de la DJA, surtout via les pommes, le blé, les pommes de terre et les raisins. Un risque aigu a également été identifié pour plusieurs fruits. Ces résultats soulignent l'urgence de renforcer la réglementation et le contrôle des pesticides. La surveillance régulière et la sensibilisation des agriculteurs sont essentielles pour assurer la sécurité alimentaire.

MOTS-CLÉS : Chlorpyriphos; lambda-cyhalothrine; résidus; Algérie; risque sanitaire

.

1. INTRODUCTION

L'agriculture a souvent recours à l'utilisation de pesticides pour lutter contre divers bioagresseurs (insectes, champignons, bactéries, virus, etc.). Ces produits constituent, dans la plupart des cas, les moyens les plus efficaces et les plus simples à utiliser pour optimiser les rendements agricoles. Cependant, leur usage présente de nombreux inconvénients, notamment leur toxicité pour les organismes non ciblés (comme les insectes auxiliaires) ainsi que leurs effets néfastes sur la santé humaine (Mahmood et al., 2016). Chez la population générale, l'alimentation constitue la principale voie d'exposition à la majorité des pesticides. Les études épidémiologiques menées sur cette population présentent toutefois plusieurs limites, en particulier parce que les effets liés à une exposition chronique ne se manifestent qu'après de nombreuses années (Fréry et al., 2013). Ainsi, il reste difficile d'établir un lien de causalité direct entre l'exposition aux pesticides et l'apparition de certaines maladies. Dans cette étude, nous nous sommes intéressés à deux insecticides : le chlorpyriphos et la lambda-cyhalothrine. Ces substances ont récemment fait l'objet d'une réévaluation à l'échelle internationale, sur la base de nouvelles données toxicologiques, ce qui a conduit à une révision à la baisse de leurs valeurs toxicologiques de référence (DJA, DAR) (Coppola et al., 2025; EFSA, 2014). Le chlorpyriphos est un pesticide organophosphoré à large spectre, dont la toxicité est associée à des troubles neurologiques, des perturbations endocriniennes et des maladies cardiovasculaires (Tsai et Lein, 2021). La lambda-cyhalothrine, quant à elle, appartient à la famille des pyréthrinoïdes de synthèse. C'est une substance toxique et bioaccumulative, son facteur de bioconcentration étant supérieur à 2000(da Silva et al., 2024). En Algérie, les insecticides à base de chlorpyriphos et de lambda-cyhalothrine figurent parmi les plus utilisés. En 2017, 25 produits phytosanitaires à base de chlorpyriphos et 20 à base de lambda-cyhalothrine étaient homologués. Ils sont autorisés sur presque toutes les cultures : maraîchères, légumières, arboricoles, oléicoles et céréalières (DPVCT, 2017). Par conséquent, leurs résidus sont susceptibles d'être présents dans une grande variété de produits végétaux. L'objectif de ce travail est d'une part évaluer l'état de contamination des aliments par les résidus de chlorpyriphos et de lambda-cyhalothrine, à travers leur recherche dans les fruits, légumes et céréales consommés par la population algérienne: et d'autre part réaliser une évaluation du risque d'exposition chronique et aiguë pour la population générale.

2. MATERIEL ET METHODES

2.1 Préparation des échantillons

Pour chaque analyse, un échantillon représentatif (1 kg) de fruit ou légume frais a été prélevé à partir des marchés et des supermarchés algériens situés à **Alger, Bouira, Blida** au cours des années **2017-2020. Les échantillons prélevés sont** finement hachés à l'aide d'un **robot culinaire Robot Coupe.** Les extraits matriciels ont été préparés selon la méthode **QuEChERS** (Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe) d'**Anastassiades et al. (2003).** Selon cette méthode, **10 g d'échantillon homogénéisé** sont extraits avec **10 ml d'acétonitrile** dans des tubes de centrifugation en polypropylène de 50 ml, pendant **1 minute** à l'aide d'une agitation manuelle. Ensuite, **4 g de $MgSO_4$ anhydre** et **1 g de NaCl** sont ajoutés. Le tube est immédiatement **vortexé pendant 1 minute**, puis **centrifugé pendant 6 minutes à 2000×g.** Un nettoyage **DSPE** (dispersive solid-phase extraction) est utilisé : **4 ml de la phase supérieure** sont transférés dans des tubes de centrifugation de 12 ml pré-remplis contenant **150 mg de sorbant PSA et 900 mg de $MgSO_4$ anhydre.** Après **vortex pendant 1 minute** et **centrifugation pendant 6 minutes à 2000×g, 1,5 ml de l'extrait purifié est évaporé sous un léger flux d'azote** jusqu'à obtenir un volume de **0,5 ml.**

Pour l'extraction et la purification des échantillons de blé (grain et farine), la méthode **QuEChERS** (Anastassiades et al., 2003) a été utilisée avec quelques modifications. Une quantité de **5 g ± 0,01 g** de

farine de blé a été placée dans des tubes de centrifugation de 50 ml contenant **10 ml d'eau ultrapure** et **15 ml d'acétonitrile.** Les tubes ont ensuite été agités en continu pendant **1 heure.** Par la suite, un mélange de sels constitué de **4 g de $MgSO_4$ anhydre** et **1 g de NaCl** a été ajouté, puis les tubes ont été **agités immédiatement pendant 1 minute** avant d'être **centrifugés à 2000 g pendant 6 minutes.** Pour la purification, un volume de **8 ml de la phase supérieure** a été transféré dans des tubes de centrifugation de 12 ml contenant **400 mg de sorbant PSA** et **1200 mg de $MgSO_4$ anhydre.** Après agitation **vortex pendant 1 minute** et **centrifugation pendant 6 minutes à 2000 g,** un volume de **2 ml de l'extrait purifié** a été **concentré sous un flux d'azote (N_2)** jusqu'à obtenir un volume final de **0,5 ml.**

2.2 Analyse des échantillons

L'analyse des échantillons a été réalisée à l'aide d'un système de chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse de marque Shimadzu. La colonne utilisée était une colonne capillaire SE30 (50 m × 0,25 mm de diamètre interne × 0,25 µm d'épaisseur de film). L'hélium a été utilisé comme gaz vecteur à un débit de 1 ml/min. Le volume injecté était de 1 µl, en mode splitless, à une température de 250°C.Le programme thermique appliqué était le suivant : la température de départ était de 70°C, maintenue pendant 3 minutes ; suivé par une augmentation de la température à une vitesse de 20°C/min jusqu'à 220°C, maintenue pendant 11 minutes ; Puis, nouvelle montée de température à une vitesse de 8°C/min jusqu'à 282°C, maintenue pendant 3 minutes.

2.3 Evaluation de l'exposition des consommateurs

L'évaluation de l'exposition chronique des consommateurs par voie alimentaire a été réalisée en prenant en compte à la fois les valeurs moyennes et les valeurs élevées des résidus de pesticides obtenues dans les échantillons analysés. En revanche, l'évaluation de l'exposition aiguë des consommateurs a été effectuée uniquement pour les échantillons contenant des résidus de pesticides dépassant les limites maximales de résidus (LMR).

Pour l'évaluation de l'exposition chronique, l'apport alimentaire estimé à long terme (ELTDI) et l'apport alimentaire maximal à long terme (MLTDI) ont été calculés et comparés aux valeurs correspondantes de dose journalière admissible(DJA). Par ailleurs, les valeurs de l'apport alimentaire estimé à court terme (IESTI) ont été calculées et comparées à la dose de référence aiguë (ARfD) afin d'évaluer l'exposition aiguë des consommateurs (Organisation mondiale de la santé, 2009).

Les formules utilisées pour le calcul sont (1) et (2) :

$$ELTDI = \Sigma (RLi \times Fi) \quad (1)$$

$$MLTDI = \Sigma (HRi \times Fi) \quad (2)$$

où :
HRi : niveau élevé de résidus pour une denrée alimentaire donnée,
RLi : niveau moyen de résidus pour cette même denrée,
Fi : consommation moyenne de cette denrée par personne (source : OMS,1997).

L'ELTDI et le MLTDI ont été calculés pour une personne de 60 kg et exprimés en pourcentage de la DJA. Les données de consommation alimentaire proviennent du régime alimentaire du groupe C de l'OMS, qui inclut 10 pays, dont l'Algérie (OMS, 2006).

Les valeurs IESTI ont été calculées selon les directives de l'OMS (2014). En fonction des denrées alimentaires, deux groupes ont été identifiés :

Groupe 1 : le résidu dans un échantillon composite reflète le niveau présent dans une portion alimentaire (cas des denrées dont le poids unitaire est < 25 g). Formule (3) :

$$IESTI = (LP \times HR) \div Bw \quad (3)$$

Groupe 2 : une portion alimentaire peut contenir un niveau de résidu plus élevé que celui mesuré dans l'échantillon composite (cas des denrées dont le poids unitaire est **≥ 25 g**).

Cas 2a : le poids unitaire (**U**) d'une denrée brute est inférieur au poids d'une portion importante. Formule (4) :

$$IESTI = [(U \times HR \times v) + (LP - U) \times HR] \div Bw \quad (4)$$

Cas 2b : le poids unitaire (U) est supérieur au poids d'une portion importante. Formule (5) :

$$IESTI = (U \times HR \times v) \div Bw \quad (5)$$

Où :

LP : plus grande portion rapportée (97,5e percentile) en kg/jour,

HR : concentration maximale de résidus (mg/kg),

Bw : poids corporel (60 kg pour un adulte, 15 kg pour un enfant),

U : poids unitaire de la portion comestible (en kg),

v : facteur de variabilité appliqué aux résidus composites :

- **v = 7** si le poids unitaire est compris entre 25 et 250 g,
- **v = 5** si le poids unitaire est supérieur à 250 g.

3. RESULTATS

3.1. Résidus de pesticides détectés

Les résultats obtenus révèlent que 38 % des échantillons analysés contenaient au moins un résidu de pesticide. Parmi eux, 33 % présentaient des traces de lambda-cyhalothrine, tandis que 17 % contenaient du chlorpyriphos. Par ailleurs, 12 % des échantillons contenaient simultanément les deux insecticides. Les résidus ont été détectés dans plusieurs types de produits végétaux, notamment les fraises, pommes, poires, prunes, pommes de terre, raisins, pêches, nectarines, ainsi que dans les céréales comme le blé et l'orge. En ce qui concerne le respect des limites maximales de résidus (LMRs) fixées par la réglementation, 18 % des échantillons analysés dépassaient ces seuils autorisés. Plus précisément, des dépassements des LMRs de chlorpyriphos ont été enregistrés dans 16 % des échantillons, tandis que les dépassements des seuils pour la lambda-cyhalothrine étaient moins fréquents, ne concernant que 3 % des échantillons.

Tableau 7: Résidus de pesticides détectés par type de produit végétal

pesticides	**Nombre d'échantillons positifs (%)**	**Nombre d'échantillons > LMRs (%)**	**Concentration des résidus (mg kg^{-1})**	**Produit végétal positif (Nombre d'échantillons positifs)**
Chlorpyriphos	37 (16.81)	36 (16.36)	0.053- 9.830	Blé (02), Pomme (12), raisin (10), nectarine (02), prune (01), poire (02), pêche (05), pomme de terre (01), fraise (02),
Lambda-cyhalothrine	72 (32.72)	07 (3.18)	0.0025- 0.260	Blé (06), orge (02), pomme (16), raisin (10), nectarine (04), prune (05), poire (12), pêche (07), pomme de terre (07), fraise (02),

3.2 Evaluation du risque d'exposition

L'évaluation des risques pour la santé humaine a été réalisée en considérant à la fois l'exposition chronique (à long terme) et aiguë (à court terme). Concernant l'exposition chronique, les résultats indiquent un risque potentiel pour le chlorpyriphos. Le ratio apport journalier estimé sur dose journalière admissible (AJE/DJA) atteint 31 %, ce qui suggère une contribution significative de ce pesticide dans l'alimentation. Certaines denrées se démarquent par leur forte contribution à l'AJE : les pommes (40 %), le blé (24 %), les pommes de terre (9 %) et les raisins (17 %). L'analyse de l'exposition aiguë met également en évidence un risque sanitaire lié à la consommation de certaines denrées. Pour le chlorpyriphos, un risque aigu a été identifié pour six produits : les pommes, poires, raisins, pêches, nectarines et pommes de terre. Quant à la lambda-cyhalothrine, le risque aigu semble concentré principalement sur la consommation de pommes.

Tableau 2: Evaluation de risque chronique et aigu lié à la consommation des fruits, légumes et céréales

Pesticides	**DJA µg/Kg pc**	**AJM µg/kg pc**	**AJE µg/kg pc**	**AJM/DJA (%)**	**AJE/DJA (%)**	**DAR µg/Kg pc**	**Aliments présentant un risque aigu**
Chlorpyrifos	1	7,325	0,310	732,56	31,06	5	Pommes, Poires, Pêches, Raisins, Nectarines, PDT
Lambda-cyhalothrine	2,5	0,245	0,028	9,82	1,14	5	Pommes

4. CONCLUSION

Les résultats obtenus soulignent la nécessité de renforcer les contrôles sur l'usage des pesticides en agriculture et d'assurer le respect strict des bonnes pratiques agricoles afin de limiter la présence de résidus dans les denrées alimentaires. Ils mettent également en évidence l'importance de la surveillance régulière des résidus de pesticides dans les aliments de consommation courante, afin de mieux protéger la santé des consommateurs. En conclusion, cette étude met en évidence la présence non négligeable de résidus de pesticides dans les produits végétaux consommés en Algérie, ainsi que les risques potentiels associés à une exposition répétée ou ponctuelle. Des actions de sensibilisation des agriculteurs, une meilleure réglementation de l'usage des pesticides et des efforts accrus de contrôle sont essentiels pour garantir la sécurité sanitaire des aliments.

RÉFÉRENCES

[DPVCT] Direction de la Protection des Végétaux et Contrôles Techniques (2017). Index des produits phytosanitaires à usage agricole. Alger : Ministère de l'agriculture et du développement rural. [Internet]. Available from: https://psl.madr.gov.dz/wp-content/uploads/2021/11/INDEX_PRODUITS_PHYTO_2017.pdf

[EFSA] European Food Safety Authority (2014). Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance lambda-cyhalothrin. EFSA Journal, 12(5): 3677, 170 p.

Fréry N., Guldner L., Saoudi A., Garnier R., Zeghnoun A., Bidondo M. L. (2013). Exposition de la population française aux substances chimiques de l'environnement. Tome 2 - Polychlorobiphényles (PCBNDL) et pesticides. InVS, Institut de Veille Sanitaire, Saint Maurice, p. 178.

Mahmood I., Imadi S. R., Shazadi K., Gul A., Hakeem K. R. (2016). Effects of pesticides on environment. In: Plant, soil and microbes. Springer, Cham, Switzerland, pp 253–269

Coppola L., Lori G., Tait S., Sogorb M., Estevan C. (2025). Evaluation of developmental toxicity of chlorpyrifos through new approach methodologies: a systematic review. Archives of Toxicology: 1-47.

da Silva T.M., Seabra L.M.A.J., Colares L.G.T., de Araújo B.L.P.C., Pires V.C.d.C., Rolim P.M. (2024). Risk assessment of pesticide residues ingestion in food offered by institutional restaurant menus. PloS one 19:e0313836.pp:1-25

Tsai Y. H., Lein P.J. (2021). Mechanisms of organophosphate neurotoxicity. Current opinion in toxicology 26:49-60.

INSIGHTS FROM REMOTE SENSING PRODUCTS ON THE URBANIZATION IMPACT ON LOCAL URBAN CLIMATE (ALGIERS CASE STUDY)

Sana GHEZALI[*1], Mohamed Amine BOUKHEMACHA[2]

[1]Hydraulic department, Laboratories LMGCE/LRS-Eau, Ecole Nationale Polytechnique, Algiers, Algeria

[2] Hydraulic department, Laboratory LMGCE, Ecole Nationale Polytechnique, Algiers, Algeria

*Corresponding author: sana.ghezali@g.enp.edu.dz

Paper ID: 71

ABSTRACT

Urbanization is a key part of modern development, offering significant economic and social benefits. However, it also comes with environmental challenges, one of the most critical being the rise in land surface temperature (LST). In this context, this study aims at investigating potential impacts of urbanization-induced changes in land use/land cover (LULC) on land surface temperature in an urban city (Algiers) over three decades (1992–2022). The used approach relies on remote sensing products (the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), the Normalized Difference Built-up Index (NDBI) and LST), derived from Landsat imagery using the Google Earth Engine platform. In addition, the LULC maps were derived from the European Space Agency (ESA) Climate Change Initiative (CCI) products to analyze the spatiotemporal variation of LULC of the city. The results reveal an increase in built-up area from 19.86% in 1992 to 45.5% in 2022, while vegetation land declined from 67.1% to 50.23%. Mean LST increased from 21.44°C to 25.72°C over the same period, at an annual rate of +0.143°C. The findings indicate a positive linear correlation between LST and NDBI and a negative linear correlation between NDVI and LST, reflecting that the urban expansion significantly contributes to surface warming while vegetation cover mitigates it. These insights underscore the valuable tools of remote sensing indices in providing insightful information for assessing urban dynamics and environmental impacts on local climate.

KEYWORDS: Urban climate**,** remote sensing**,** LST, NDVI, NDBI, UHI

RÉSUMÉ

L’urbanisation constitue un élément clé du développement moderne, offrant d’importants avantages sociaux-économiques. Cependant, elle s’accompagne également de défis environnementaux, dont l’un des plus critiques est l’augmentation de la température de surface (LST). Dans ce contexte, cette étude vise à analyser les impacts potentiels des changements d’occupation et d’utilisation des sols (LULC) induits par l’urbanisation sur la LST dans une zone urbaine (la ville d’Alger) au cours de trois décennies (1992–2022). La méthodologie repose sur l’exploitation des images Landsat via la plateforme Google Earth Engine (GEE) pour déterminer la LST, l’indice de végétation par différence normalisée (NDVI) et l’indice de bâti par différence normalisée (NDBI). Parallèlement, les cartes LULC ont été obtenues à partir des produits de l’Agence Spatiale Européenne (ESA-CCI), afin d’analyser la variation spatio-temporelle de l’occupation du sol de la ville. Les résultats révèlent une augmentation de la superficie bâtie de 19,86 % en 1992 à 45,5 % en 2022, tandis que les terres végétalisées ont diminué de 67,1 % à 50,23 %. La LST moyenne est passée de 21,44 °C à 25,72 °C sur la même période, à un taux annuel de +0,143 °C. Les résultats mettent en évidence une corrélation linéaire directe entre la LST et le NDBI, et une corrélation linéaire inverse entre le NDVI et la LST,

indiquant que l'expansion urbaine favorise le réchauffement de surface, alors que la végétation agit comme régulateur thermique. Ces conclusions soulignent l'importance des indices de télédétection en tant qu'outils précieux pour fournir des informations utiles dans l'évaluation de l'évolution urbaine et d'impacts environnementaux sur le climat.

MOTS-CLÉS : Climat urbain**,** télédétection**,** LST, NDVI, NDBI, UHI

1. INTRODUCTION

Climate change is a major global concern for scientists, researchers, and policymakers (Deilami et al., 2018). Land surface temperature (LST) is a key indicator of urban climate conditions (Li et al., 2023). City expansion, significantly leading to impervious surfaces increase and vegetation cover decrease, affects the local climate by increasing land surface temperature (Chen et al., 2023). This phenomenon leads to the formation of Urban Heat Islands (UHI), where urban areas exhibit higher temperatures compared to their surrounding rural areas (Voogt & Oke, 2003). Considering these aspects, this study evaluates potential impacts of urbanization-induced changes in land use/land cover (LULC) on land surface temperature in an urban city (Algiers) during the period (1992–2022).

2. STUDY ZONE

Algiers, the capital of Algeria, is located on the Mediterranean coast in the north of Africa, with geographical coordinates of 36°42'N and 3°09'E (see Figure 1). The total area of the city is 774 km^2 and hosts about 3 million inhabitants (National office of statistics, 2013). The city has experienced a rapid urban expansion over the last three decades reaching 44.1% of the total area in 2020 (Ghezali & Boukhemacha (2024)) at the expense of agricultural land (41.4% in 2020). Algiers has a Mediterranean climate, with an annual average temperature of 18 °C (Koppen, 1936).

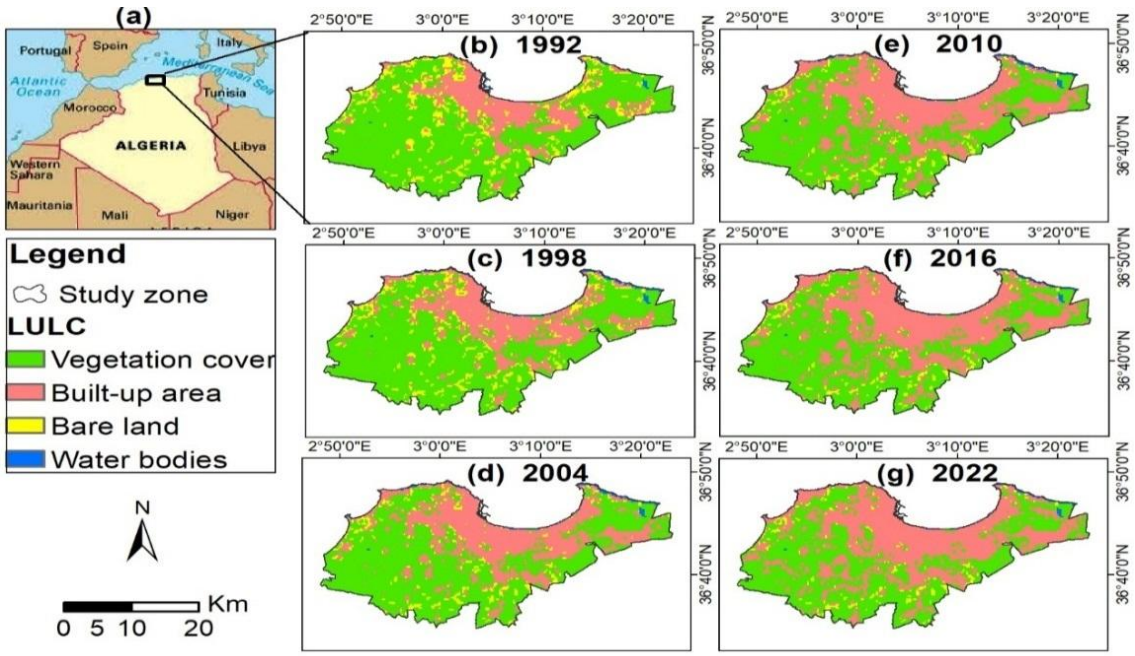


Figure 1**: (a) Localisation of study zone, LULC maps (ESA/CCI Viewer, 2024)of the years: (b) 1992, (c) 1998, (d) 2004, (e) 2010, (f) 2016, and (g) 2022.**

3. DATA AND METHODS

In this study, two multispectral remote indices were selected. The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and the Normalized Difference Built-up Index (NDBI) that were perilously found to be good indicators of urban island heat effects by determining their correlation with LST (Macarof &Statescu, 2017). To better understand the trend and interrelationship between urban development, vegetation cover, and surface temperature, the three decades (1992–2022) were discretized into six steps: 1992, 1998, 2004, 2010, 2016, and 2022. The LULC maps for these time steps were acquired from the European Space Agency (ESA) Climate Change Initiative (CCI) products (*ESA/CCI Viewer*, 2024)with 300 m of spatial resolution (see Figure 1) and reclassified into 4 land cover categories (Built-up area, vegetation cover, water bodies, and bare land). In addition, remote sensing indices (NDVI, NDBI and LST) were calculated (using the mean of each year) from satellite imagery (with 30 m of spatial resolution), including Landsat-5 Thematic Mapper (TM), and Landsat-8 Operational Land Imager /Thermal Infrared Sensor (OLI/TIRS) using the Google Earth Engine platform. For a full coverage of the period, Landsat-5 images were used to cover the period 1992-2010, while Landsat-8 data were employed for the period 2016-2022. The Landsat 5 and 8 Collection 2 Level-1 data used in this study are already corrected by USGS (2020) for geometric distortions and radiometric calibration. Since Level-1 products are not atmospherically corrected, additional preprocessing steps were applied for the thermal band. Particularly, an NDVI-based emissivity method was employed (Wang et al., 2025). For the optical indices (NDVI and NDBI), calculations were performed using Top of Atmosphere (TOA) reflectance. This approach is common because these indices are ratio-based, which is robust to atmospheric effects (Seong et al., 2020).

3.1. NDBI and NDVI

NDBI was developed by (Zha et al., 2003) to map urban built-up areas. Values close to 0.3 represent the intensity of impervious surfaces (Ghezali & Boukhemacha, 2025). It is given by the Eq. (1)

$$NDBI = \frac{SWIR - NIR}{SWIR + NIR} \quad (3)$$

Where SWIR and NIR correspond to bands B5 and B4 in the Landsat-5 and B6 and B5 in Landsat-8 respectively.

NDVI (Rouse et al., 1974) is the most common index that detects and monitors vegetation. NDVI values close to 1.0 show healthy and dense vegetation, while those close to -1.0 represent water bodies (Ghezali & Boukhemacha, 2025). It is given by the Eq. (2)

$$NDVI = \frac{NIR - Red}{NIR + Red} \quad (4)$$

Where Red represents B3 in the Landsat-5 and B4 in Landsat-8 respectively.

3.2. LST calculation from thermal bands

The LST calculation was conducted based on multiple steps using the thermal bands representing the band B6 form Landsat-5 TM and band B10 from Landsat-8 OLI, with spatial resolutions of 120 m and 100, respectively, resampled to 30 m. First, the spectral reflectance was calculated using the Eq. (3) for Landsat-5 and Eq. (4) for Landsat-8 (Chander et al., 2009).

$$L_\lambda = \left(\frac{LMax\lambda - LMin\lambda}{QcalMax - QcalMin}\right) \times (Qcal - QcalMin) + LMin\lambda \quad (5)$$

$$L_\lambda = M_L \times Q_{Cal} + A_L \quad (6)$$

Where, L_λ is the spectral radiance [$Wm^{-2}\ sr^{-1}\ mm^{-1}$], *Qcal* is quantized calibrated pixel value [DN]. $LMax_\lambda$ and $LMin_\lambda$ [Watts/($m^{2*}sr.^{*}\mu m$)] are the spectral radiances scaled to $QCalMax_\lambda$ and $QCalMin_\lambda$, respectively. *QCalMax and* $QCalMin_\lambda$[DN] are the maximum and the minimum quantized calibrated pixel values (corresponding to $LMax_\lambda$ and $LMin_\lambda$, respectively. M_L is the band-specific multiplicative rescaling factor and A_L is the band-specific additive rescaling. All values are obtained from the Metadata file (MTL file) of the images.

Then, the spectral radiance was converted into brightness temperature (T_B) using the Eq. (5) (Schott & Volchok, 1985; Wukelic et al., 1989):

$$T_B = \frac{K_2}{\ln\left(\frac{K_1}{L_\lambda} + 1\right)} \quad (7)$$

Where, T_B [kelvin] and K_1 and K_2 are the calibration constants obtained from the metadata file.

For Landsat-5 TM, the LST is then calculated in Degrees Celsius using Eq. (6)

$$LST = T_B - 273.15 \quad (8)$$

For Landsat-8 , it is required to calculate the surface emissivity (ε) (Sobrino et al., 2004) using the NDVI thresholds method (Carlson & Ripley, 1997) given by the Eqs. (7) - (8).

$$P_v = \left(\frac{NDVI - NDVImin}{NDVImax - NDVImin}\right)^2 \quad (9)$$

$$\varepsilon = -0.004 \times P_v + 0.986 \quad (10)$$

Finally, the LST was calculated using the following Eq. (9) (Weng, Lu, & Schubring, 2004):

$$LST = \frac{T_B}{1 + \left(\frac{\lambda \times T_B}{\rho}\right) \times \ln(\varepsilon)} \quad (11)$$

where λ is the effective wavelength, ρ is the Planck's constant ($\rho = 1.438 \times 10^{-2}$ m K)

4. RESULTS AND DISCUSSION

To better understand the impacts of urban development and vegetation dynamics on local climate through the assessment of surface temperature. Two complementary parts were presented. The first part is evaluating the spatiotemporal evolution of LULC, NDBI, NDVI and LST over the study period 1992-2022. Correlation and regression analysis are then applied to investigate the relationships between these variables.

Figure 2 shows that the maximum values of the NDBI decreased from 0.536 in 1992 to 0.384 in 2022. This trend suggests that the impervious surfaces increase over this period, as Ghezali & Boukhemacha

(2025) found that values close to 0.3 represent built-up areas in Algiers. The spatiotemporal variations of NDBI reflect a clear increasing trend, indicating an increase in urbanization during the study period.

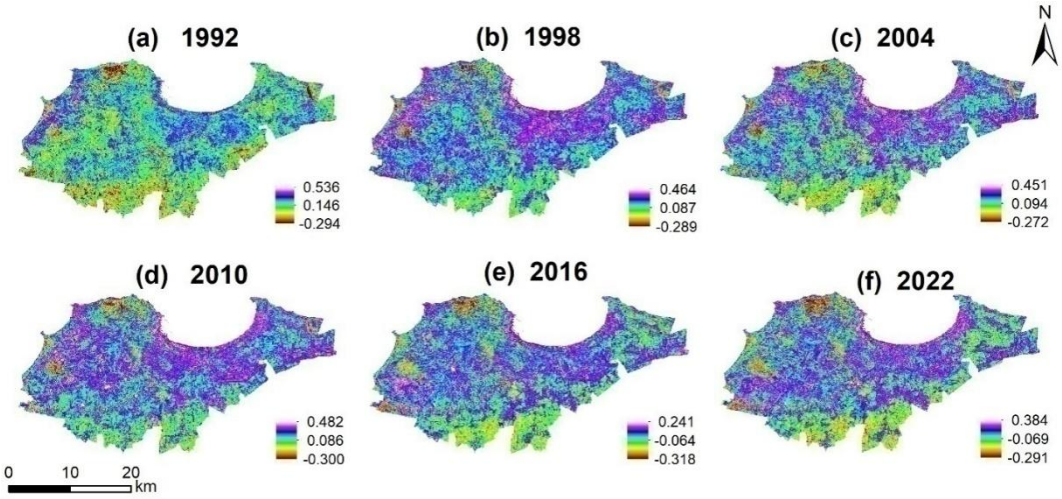


Figure 2**: Spatiotemporal variations of NDBI in Algiers during 1992-2022 period**

It can be noted from Figure 3 that the maximum NDVI value decreased from 0.568 in 1992 to 0.452 in 2022. According to Holben (1986), values exceeding 0.5 correspond to dense vegetation, while values below 0.5 represent moderate vegetation. This declining trend demonstrates a reduction in vegetation density over the period, highlighting the urban expansion and human-induced changes in the city across the 30-year period.

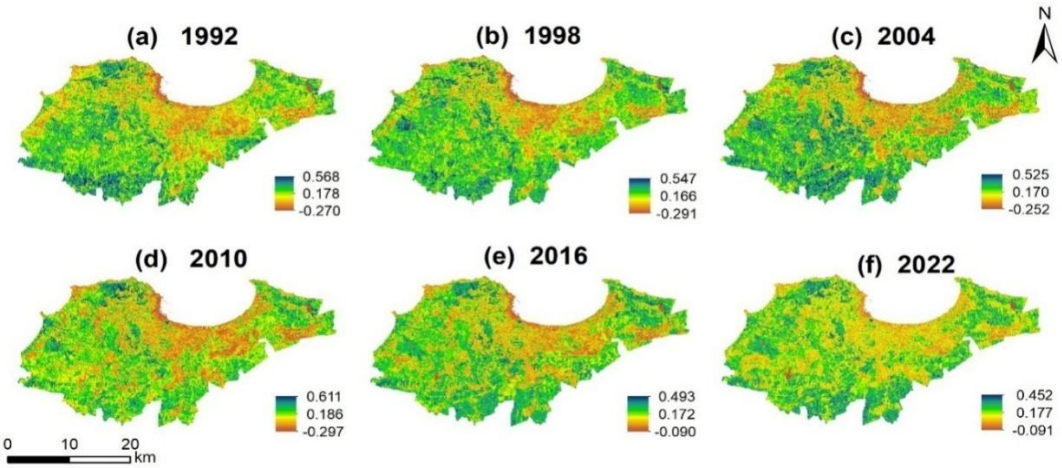


Figure 24: Spatiotemporal variation of NDVI in Algiers during 1992-2022 period

The LULC spatiotemporal evolution shows that urban areas exhibited increasing trends during the period 1992-2022 (see Figure 1 and Figure 4), from 19.86% to 45.5% of the total area of the city (with an annual rate of 0.85%), while vegetation land declined from 67.1% to 50.23% (with a yearly rate of -0.56%), bare land decreased from 11.61% to 3.19% (with a yearly rate of -0.28%), and water bodies slightly declined from 1.44% to 1.07% (with a yearly rate of -0.01%). These trends align with the NDBI and NDVI findings (see Figure 2-3). In addition, these patterns indicate a clear transition from unbuilt landscapes (including agricultural lands and forests) to urban areas, mostly due to urbanization and infrastructural development that are driven by population growth (Ghezali & Boukhemacha, 2024).

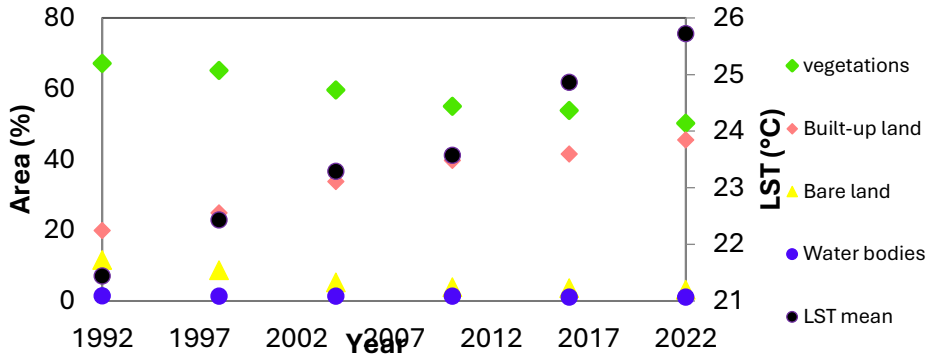


Figure 25: LULC classes and LST mean trends in Algiers during 1992-2022 period

The spatiotemporal analysis of LST (Figure 4-5) reveals an increase in the mean surface temperature over the city from 21.44°C in the year 1992 to 25.72°C in the year 2022 with an annual rate of +0.143°C. Similarly, maximum and minimum LST values exhibit an upward trend during the same period, from 31.87°C and 10.86°C to 34.82°C and 18.53°C, respectively, with estimated annual rates of +0.098°C for the maximum and +0.256°C for the minimum. The variation in mean, maximum and minimum temperature indicates changes in local climate conditions (Duan et al., 2025). In addition, this steady rise in temperature points to a direct proportionality between urbanization and surface temperature that can link urbanization to changing local climatic conditions (Y. Wang et al., 2019; Palanisamy et al., 2024).

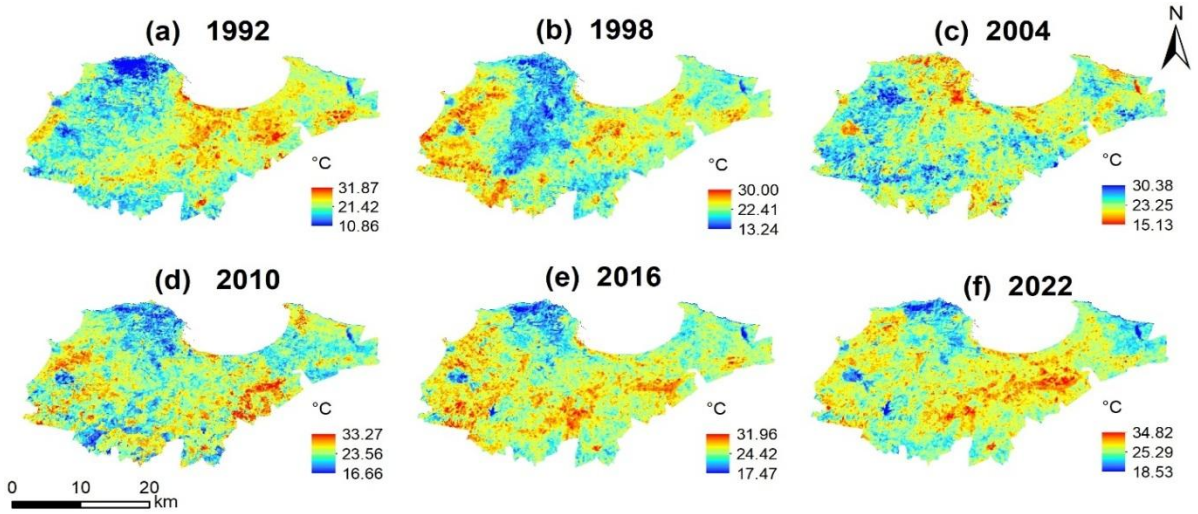


Figure 5: Spatiotemporal variation of LST in Algiers during 1992-2022 period

The correlation analysis between LST and the selected remote spectral indices (NDVI and NDBI) provided further insights into the impact of urbanization on local climate (see Figure 6). The positive linear correlation (R^2 = 0.3415) between the NDBI and LST over the period 1992-2022 indicates the expansion of urban areas intensifies the LST, leading to an increase in the UHI effects (Tabassum et al., 2025). Conversely, a negative correlation (R^2 = 0.1602) between NDVI and LST for the same period shows that the loss of vegetation plays a critical role in increasing surface temperature in urban zones. Vegetation serves as a natural cooling mechanism by providing shade, increasing evapotranspiration, and reducing heat absorption (Zou et al., 2019; Jayasinghe et al., 2024).

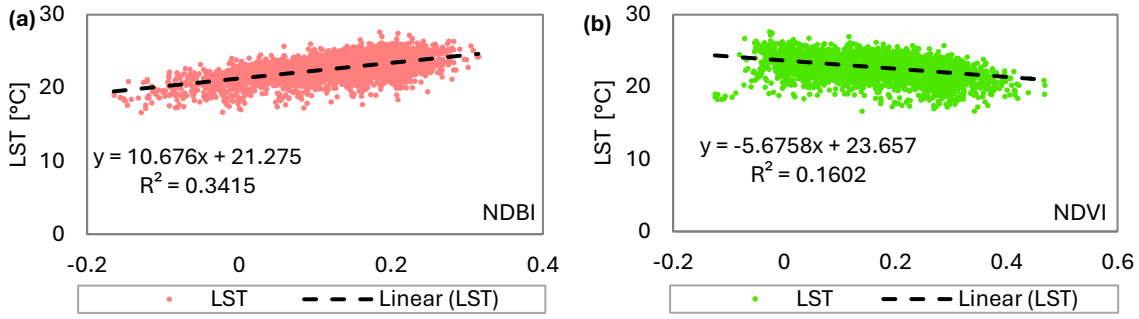


Figure 6**: The correlation analysis between (a) NDBI and LST and (b) NDVI and LST.**

5. CONCLUSION

The study demonstrates the critical role of urban expansion and vegetation dynamics in influencing surface temperature patterns in Algiers across the period 1992-2022. The analysis reveals an increase in LST, correlated with increased built-up areas and reduced vegetation cover. NDVI and NDBI proved to be effective indicators for monitoring land cover changes and their thermal impacts. The findings of this study indicate that urbanization has significantly impacted the city's land surface temperature (with an increase if the average city surface temperature of +4.28°C in 30 years), highlighting the importance of green infrastructure such as green rooftop, micro urban forest initiatives and sustainable urban planning in reducing the UHI effect. Additionally, the outputs of such a remote sensing-based approach can provide insightful information for policymakers and urban planners to address the challenges posed by rapid urbanization's impacts on local climate and environmental quality.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was conducted within the MESRS-PRFU project WatSedMan (grant contract Nr. A17N01ES160220220001) implemented within the LMGCE laboratory of ENP.

REFERENCES

Carlson, T. N., & Ripley, D. A. (1997). On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. Remote Sensing of Environment, 62(3), 241–252.

Chander, G., Markham, B. L., & Helder, D. L. (2009). Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. Remote Sensing of Environment, 113(5), 893–903.

Chen, J., Shi, R., Sun, G., Guo, Y., Deng, M., & Zhang, X. (2023). Simulation-Based Optimization of the Urban Thermal Environment through Local Climate Zones Reorganization in Changsha City, China with the FLUS Model. Sustainability, 15(16), Article 16.

Deilami, K., Kamruzzaman, Md., & Liu, Y. (2018). Urban heat island effect: A systematic review of spatio-temporal factors, data, methods, and mitigation measures. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 67, 30–42.

Duan, X., Haseeb, M., Tahir, Z., Mahmood, S. A., Tariq, A., Jamil, A., Ullah, S., & Abdullah-Al-Wadud, M. (2025). A geospatial and statistical analysis of land surface temperature in response to land use land cover changes and urban heat island dynamics. Scientific Reports, 15(1), 4943.

ESA/CCI viewer. (2024). http://maps.elie.ucl.ac.be/CCI/viewer/

Ghezali, S., & Boukhemacha, M. A. (2024, January 29). Spatiotemporal change analysis and ANN/CCI LC products- based future predictions of land use and land cover: Algiers city, (Algeria)

case study. 2nd International Conference on Future Challenges in Sustainable Urban Planning & Territorial Management.

Ghezali, S., & Boukhemacha, M. A. (2025). Mapping typical LULC classes using spatiotemporal analysis and the thresholds of spectral optical satellite imagery indices: A case study in Algiers city. Environmental Monitoring and Assessment, 197(1), 1–23.

Holben, B. N. (1986). Characteristics of maximum-value composite images from temporal AVHRR data. International Journal of Remote Sensing, 7(11), 1417–1434.

Jayasinghe, S., Jayasooriya, V., Dassanayake, S. M., & Muthukumaran, S. (2024). Effects of street tree configuration and placement on roadside thermal environment within a tropical urban canyon. International Journal of Biometeorology, 68(6), 1133–1142.

Koppen, W. (1936). Das geographische System de Klimate. Handbuch Der Klimatologie.

Li, P., Tariq, Aqil, Li ,Qingting, Ghaffar ,Bushra, Farhan ,Muhammad, Jamil ,Ahsan, Soufan ,Walid, El Sabagh ,Ayman, & and Freeshah, M. (2023). Soil erosion assessment by RUSLE model using remote sensing and GIS in an arid zone. International Journal of Digital Earth, 16(1), 3105–3124.

Macarof, P., & Statescu, F. (2017). Comparasion of NDBI and NDVI as Indicators of Surface Urban Heat Island Effect in Landsat 8 Imagery: A Case Study of Iasi. Present Environment and Sustainable Development, 11(2), 141–150.

National office of statistics. (2013). National office of statistics (Demographie algerienne) [Dataset]. www.ons.dz

Palanisamy, P. A., Zawadzka, J., Jain, K., Bonafoni, S., & Tiwari, A. (2024). Assessing diurnal land surface temperature variations across landcover and local climate zones: Implications for urban planning and mitigation strategies on socio-economic factors. Sustainable Cities and Society, 116, 105880.

Rouse, J., Haas, R., Schell, J., & Deering, D. (1974). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, 351, 309–317.

Schott, J. R., & Volchok, W. J. (1985). Thematic Mapper Thermal Infrared Calibration. Photogrammetric engineering.

Seong, N.-H., Jung, D., Kim, J., & Han, K.-S. (2020). Evaluation of NDVI Estimation Considering Atmospheric and BRDF Correction through Himawari-8/AHI. Asia-Pacific Journal of Atmospheric Sciences, 56(2), 265–274.

Sobrino, J. A., Jiménez-Muñoz, J. C., & Paolini, L. (2004). Land surface temperature retrieval from LANDSAT TM 5. Remote Sensing of Environment, 90(4), 434–440.

Tabassum, A., Kamal, A. S. M. M., Rahman, M. Z., & Shahid, S. (2025). Impact of urban sprawl on urban heat island in Chittagong: A non-parametric analysis using satellite nighttime light and land surface temperature data for the period 2000–2021. Theoretical and Applied Climatology, 156(6), 1–22.

USGS. (2020). Landsat Collection 2 Level-1 Data | U.S. Geological Survey. https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-collection-2-level-1-data

Voogt, J. A., & Oke, T. R. (2003). Thermal remote sensing of urban climates. Remote Sensing of Environment, 86(3), 370–384.

Wang, L., Yue, P., Yang, Y., Sha, S., Hu, D., Ren, X., Wang, X., Han, H., & Jiang, X. (2025). Land Surface Condition-Driven Emissivity Variation and Its Impact on Diurnal Land Surface Temperature Retrieval Uncertainty. Remote Sensing, 17(14), 2353.

Wang, Y., Chan, A., Lau, G. N.-C., Li, Q., Yang, Y., & Yim, S. H. L. (2019). Effects of urbanization and global climate change on regional climate in the Pearl River Delta and thermal comfort implications. International Journal of Climatology, 39(6), 2984–2997.

Wukelic, G. E., Gibbons, D. E., Martucci, L. M., & Foote, H. P. (1989). Radiometric calibration of Landsat Thematic Mapper thermal band. Remote Sensing of Environment, 28, 339–347.

Zou, Z., Yang, Y., & Qiu, G. Y. (2019). Quantifying the Evapotranspiration Rate and Its Cooling Effects of Urban Hedges Based on Three-Temperature Model and Infrared Remote Sensing. Remote Sensing, 11(2), Article 2.

GREEN SYNTHESIS OF SILVER NANOPARTICLES ANCHORED ON LAYERED DOUBLE HYDROXIDES FOR METHYLENE BLUE REDUCTION: A SUSTAINABLE APPROACH TO WATER TREATMENT

Sid Ahmed BENNOUI[*1], Zoubida CHEMAT[1], Abderrahmane BOULAIOUNE[1], Chaima ZERKOUK[1], and Farah DEGAICHIA[1]

[1] Department of Process Engineering, LAFPC, Blida 1 University, Algeria

*Corresponding author: bennoui_sidahmed@univ-blida.dz

Paper ID: 37

ABSTRACT

Growing concerns over the environmental impact of water pollution have motivated the exploration of eco-friendly treatment technologies. This study presents a sustainable strategy for the catalytic degradation of methylene blue (MB) using silver nanoparticles (AgNPs) synthesized via plant-based reduction and immobilized on Mg/Al layered double hydroxides (LDHs). Lemon juice and lemon leaf extract were used as natural reducing agents to produce AgNPs, which were then anchored onto LDHs synthesized through the coprecipitation method (Mg^{2+}/Al^{3+} = 2). The composite materials were fully characterized by X-Ray Diffraction (XRD), Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR), UV-Visible Spectroscopy, and Dynamic Light Scattering (DLS), including zeta potential analysis. These analyses confirmed the successful formation of AgNPs with good colloidal stability and efficient interaction with the LDH matrix. Catalytic performance was evaluated through the reduction of MB using ascorbic acid. AgNPs synthesized with lemon juice showed slightly higher catalytic activity than those from leaf extract. The control reaction confirmed the necessity of the catalyst for effective dye reduction. The integration of green synthesis and recyclable catalysts highlights a promising approach to sustainable water purification and pollutant reduction.

KEYWORDS: Silver nanoparticles (AgNPs), Mg-Al layered double hydroxides (Mg-Al LDH), green synthesis, catalysis, methylene blue (MB), reduction.

RESUME

Les préoccupations croissantes concernant l'impact environnemental de la pollution de l'eau ont motivé l'exploration de technologies de traitement respectueuses de l'environnement. Cette étude présente une stratégie durable pour la dégradation catalytique du bleu de méthylène (BM) en utilisant des nanoparticules d'argent (AgNPs) synthétisées par réduction à base de plantes et imprégnées sur des hydroxydes doubles lamellaires Mg/Al (HDLs). Le jus de citron et l'extrait de feuilles de citron ont été utilisés comme agents réducteurs naturels pour produire les AgNPs, qui ont ensuite été imprégnées sur des HDLs synthétisés par la méthode de coprécipitation (Mg^{2+}/Al^{3+} = 2). Les matériaux composites ont été entièrement caractérisés par diffraction des rayons X (DRX), spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR), spectroscopie UV-visible et diffusion dynamique de la lumière (DLS), y compris l'analyse du potentiel zêta. Ces analyses ont confirmé la formation réussie des AgNPs, présentant une bonne stabilité colloïdale et une interaction efficace avec la matrice HDL. Les performances catalytiques ont été évaluées à travers la réduction du BM à l'aide d'acide ascorbique. Les AgNPs synthétisées avec du jus de citron ont montré une activité catalytique légèrement plus élevée que celles issues de l'extrait de feuilles. La réaction témoin a confirmé la

nécessité du catalyseur pour une réduction efficace du colorant. L'intégration de la synthèse verte et de catalyseurs recyclables met en évidence une approche prometteuse pour la purification durable de l'eau et la réduction des polluants.

1. INTRODUCTION

Water pollution caused by synthetic dyes, such as methylene blue, poses significant environmental challenges due to their persistence and toxicity (Robinson et al., 2001). Traditional water treatment methods often struggle to efficiently remove these pollutants, necessitating the development of advanced materials for effective remediation (Forgacs et al., 2004). In this study, we aim to address this issue by developing a catalyst composed of layered double hydroxides (LDH) impregnated with silver nanoparticles (AgNPs) to enhance the degradation of methylene blue in water (Tang et al., 2020). By leveraging the catalytic properties of AgNPs and the unique structure of LDH, this research explores an approach to accelerate the removal of this pollutant, contributing to more efficient water purification technologies (Singh and Arora, 2011). Analytical techniques were employed to characterize the materials and assess their effectiveness in real-world applications (Palani et al., 2023).

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Materials

Silver nitrate ($AgNO_3$), lemon juice, lemon leaves extract, ascorbic acid, magnesium chloride hexahydrate ($MgCl_2.6H2O$), aluminum chloride hexahydrate ($AlCl_3.6H2O$), sodium carbonate (Na_2CO_3), sodium hydroxide (NaOH), and methylene blue (MB) were of analytical grade and used as received.

2.2. Biosynthesis of silver nanoparticles (AgNPs)

Using Lemon Juice. Silver nanoparticles were synthesized by mixing lemon juice with 5 mM $AgNO_3$ at 80 °C after adjusting the pH of the juice to 11. A visible color change confirmed the formation of nanoparticles (Dhulappanavar et al., 2011).

Using Lemon Leaf Extract. Likewise, a boiled aqueous extract of lemon leaves, adjusted to pH 11, was combined with 5 mM $AgNO_3$ under the same temperature conditions to synthesize silver nanoparticles (Khane et al., 2022).

2.3. Synthesis of layered double hydroxides (LDH)

LDHs (Mg^{2+}/Al^{3+}, molar ratio 2) were synthesized via coprecipitation at pH ~10 by simultaneously adding salt and base solutions under stirring, aged at 65 °C for 18 h, washed until chloride-free, dried at 60 °C, ground, and calcined at 500 °C (Sharma et al., 2008).

2.4. Anchoring AgNPs on LDH

Biosynthesized AgNPs were impregnated onto LDHs via dropwise addition, followed by stirring until decolorization, centrifugation, washing, and drying at 60 °C (Le Hoang et al., 2020).

2.5. Characterization

The crystalline phases were analyzed using a SmartLab RIGAKU X-ray diffractometer (40 kV, 30 mA). FTIR spectra were recorded with a SHIMADZU FTIR-8900 spectrophotometer. UV-Visible spectra, obtained using a SHIMADZU UV-1900i, confirmed AgNPs formation by detecting their

characteristic peak. DLS measurements with a HORIBA Scientific Nano Partica SZ-100 determined the hydrodynamic size distribution, while zeta potential analysis assessed colloidal stability.

2.6. Evaluation of the catalytic activity of the AgNPs/LDH nanocomposite towards reduction of methylene blue (MB)

The catalytic activity of the AgNPs/LDH nanocomposite was evaluated through the reduction of methylene blue (MB) using ascorbic acid as a reducing agent. In each experiment, 1.5 mL of MB solution (0.1 mM) and 1 mL of ascorbic acid (10 mM) were mixed in a quartz cuvette, followed by the addition of 1 g of catalyst. The absorbance was recorded at regular time intervals throughout the reaction. During the reaction, the intensity at 664 nm decreased while the peak at 614 nm increased, confirming MB reduction. Three reactions were conducted: a control (no catalyst), one with AgNPs/LDH synthesized using lemon juice, and one with AgNPs/LDH from lemon leaf extract. As previously reported by Zelikoff et al. (1999), the reaction kinetics of MB reduction by excess ascorbic acid follows a pseudo-first-order model. The apparent rate constant (k_{app}) was determined from the slope of the linearized equation (Zhao et al., 2011):

$$\ln\left(\frac{A}{A^0}\right) = -k_{\text{app}} \, . \, t \qquad (12)$$

where A_0 represents the absorbance of MB without catalyst, A represents the absorbance at time t (in minutes) after adding the catalyst, and k_{app} is the reaction rate constant (min^{-1}).

3. RESULTS AND DISCUSSIONS

3.1. Characterization of AgNPs

The synthesized silver nanoparticles (AgNPs) were characterized using UV–Visible Spectroscopy, Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR), Dynamic Light Scattering (DLS), and zeta potential measurements to assess their optical properties, surface functional groups, particle size distribution, and colloidal stability.

UV–Visible Spectroscopy. The UV-Vis spectrum of AgNPs synthesized using lemon juice exhibited a peak at 412 nm and for the AgNPs synthesized using leaves extract exhibited a peak at 440 nm, confirming the formation of silver nanoparticles.

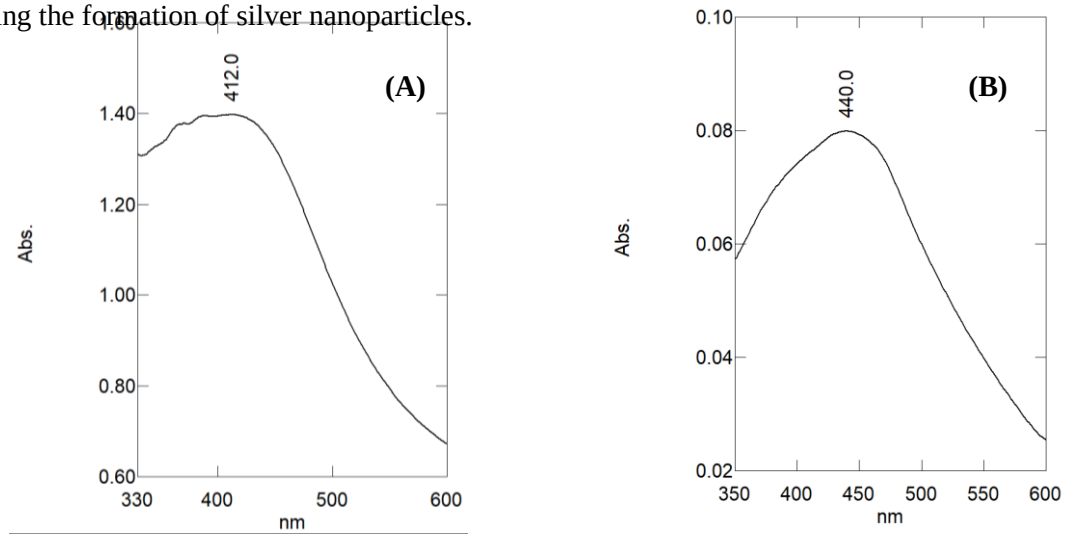


Figure 1: UV-visible Spectrum of AgNPs with lemon Juice (A) and lemon leaves extract (B).

Dynamic Light Scattering (DLS). The particle size distribution was assessed by DLS, with the Z-average size estimated 133.3 nm for AgNPs synthesized using lemon juice and 124 nm for the AgNPs synthesized using leaves extract, indicating a well-dispersed colloidal system.

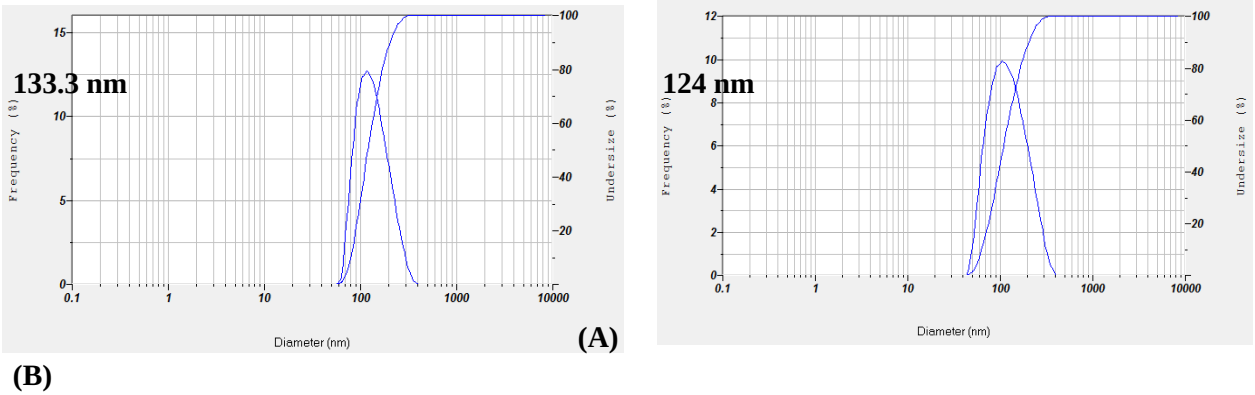


Figure 2: Dynamic Light Scattering of AgNPs with lemon Juice (A) and lemon leaves extract (B).

Zeta potential. Zeta potential measurement was used to determine colloidal stability. The zeta potential measurement showed a negative charge of -6.3 mV for AgNPs synthesized using lemon juice and -64.5 mV for the AgNPs synthesized using leaves ex-tract, suggesting adequate electrostatic stabilization.

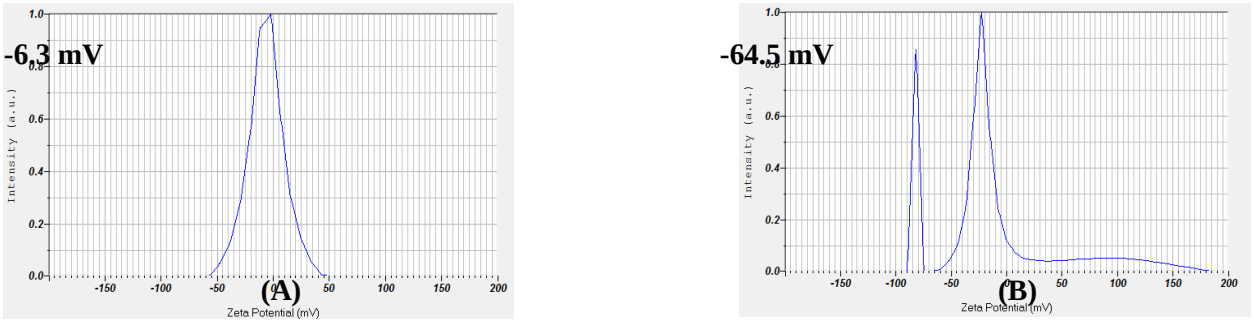


Figure 3: Zeta Potential of AgNPs with lemon Juice (A) and lemon leaves extract (B).

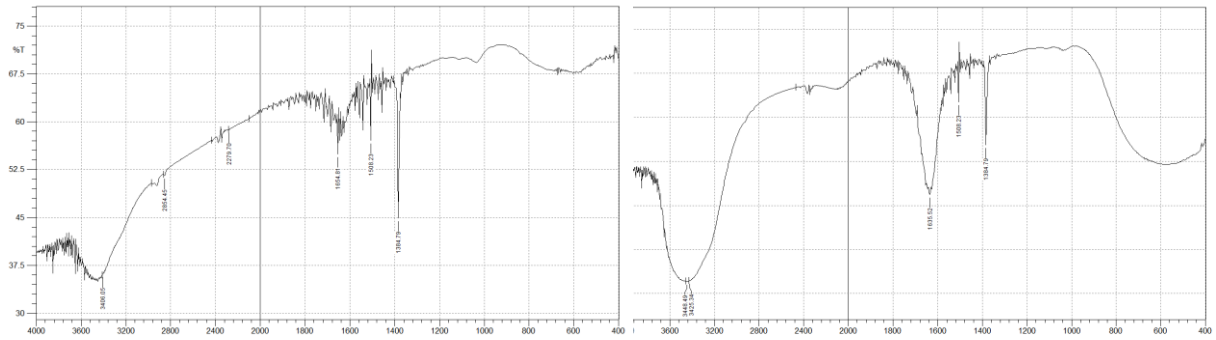
Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR). The FTIR spectra of silver nanoparticles (AgNPs) synthesized using lemon juice (A) and lemon leaf extract (B) confirmed the presence of functional groups responsible for the reduction and stabilization of Ag^{+} ions into Ag^{0} nanoparticles. Both spectra revealed characteristic vibrational bands associated with bioactive compounds derived from plant extracts.

The FTIR spectrum of AgNPs synthesized with lemon juice (A) showed similar features with additional bands. The O–H stretch appeared at 3406 cm^{-1}, and new peaks emerged at 2854 cm^{-1} and 2279 cm^{-1}, possibly associated with C–H stretching of aliphatic groups and weak C≡N vibrations or CO_2 presence, indicating more diverse phytoconstituents in the leaf extract. Peaks at 1654.81 cm^{-1}, 1508.23 cm^{-1}, and 1384.79 cm^{-1} confirm the presence of carbonyl, aromatic, and nitrate/methyl groups as in the juice sample.

For AgNPs synthesized using lemon leaf extract, the strong broad band around 3425–3448 cm^{-1} corresponds to O–H stretching vibrations, indicating the presence of hydroxyl groups from

polyphenols and alcohols. The prominent peak at 1635.52 cm^{-1} is attributed to the stretching of C=O or bending of H–O–H, likely related to carboxylic acids such as citric acid, a major component in citrus juice. Additionally, peaks around 1508 cm^{-1} and 1384 cm^{-1} are assigned to aromatic C=C and NO_3^- or methyl asymmetric stretching, respectively. These signals suggest the involvement of phenolic and aromatic compounds in both reduction and capping processes.

Comparative analysis indicates that while both extracts successfully facilitated nanoparticle formation, lemon juice provided a simpler and more defined functional profile, potentially leading to more uniform nanoparticles. In contrast, the leaf extract showed a richer chemical diversity, which might influence nanoparticle morphology and catalytic behavior differently.



(A) **(B)**

Figure 4: FTIR spectra analysis of AgNPs with lemon Juice (A), lemon leaves extract (B).

3.2. Characterization of LDH

The synthesized Mg/Al layered double hydroxides (LDH) were characterized using X-ray Diffraction (XRD) and Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) to confirm their structural integrity and chemical composition.

X-ray Diffraction (XRD). The XRD patterns of both non-calcined (A) and calcined (B) Mg/Al layered double hydroxides (LDHs) are shown in Figure 5.

For the non-calcined Mg/Al-LDH, the diffraction peaks match well with the standard pattern (JCPDS No. 96-900-9273). Several characteristic reflections are observed at $2\theta \approx 11.5°$, 23.2°, 34.5°, 39.2°, 46.6°, 60.7°, and 61.9°, corresponding to the (003), (006), (009), (012), (015), (018), and (110) planes, respectively. These peaks confirm the formation of a well-ordered layered structure typical of hydrotalcite-like compounds. The sharp and intense (003) peak indicates high crystallinity along the c-axis, while the broadening of some peaks suggests the nanocrystalline nature of the material.

In contrast, the calcined Mg/Al-LDH shows a complete disappearance of the basal reflections, indicating the collapse of the lamellar structure due to thermal decomposition. The XRD pattern reveals new peaks located at $2\theta \approx 36.9°$, 43.1°, and 62.5°, which correspond to the (111), (200), and (220) planes of MgO, in agreement with the standard reference pattern (JCPDS No. 96-900-6787). These results confirm the transformation of the LDH into mixed metal oxides after calcination.

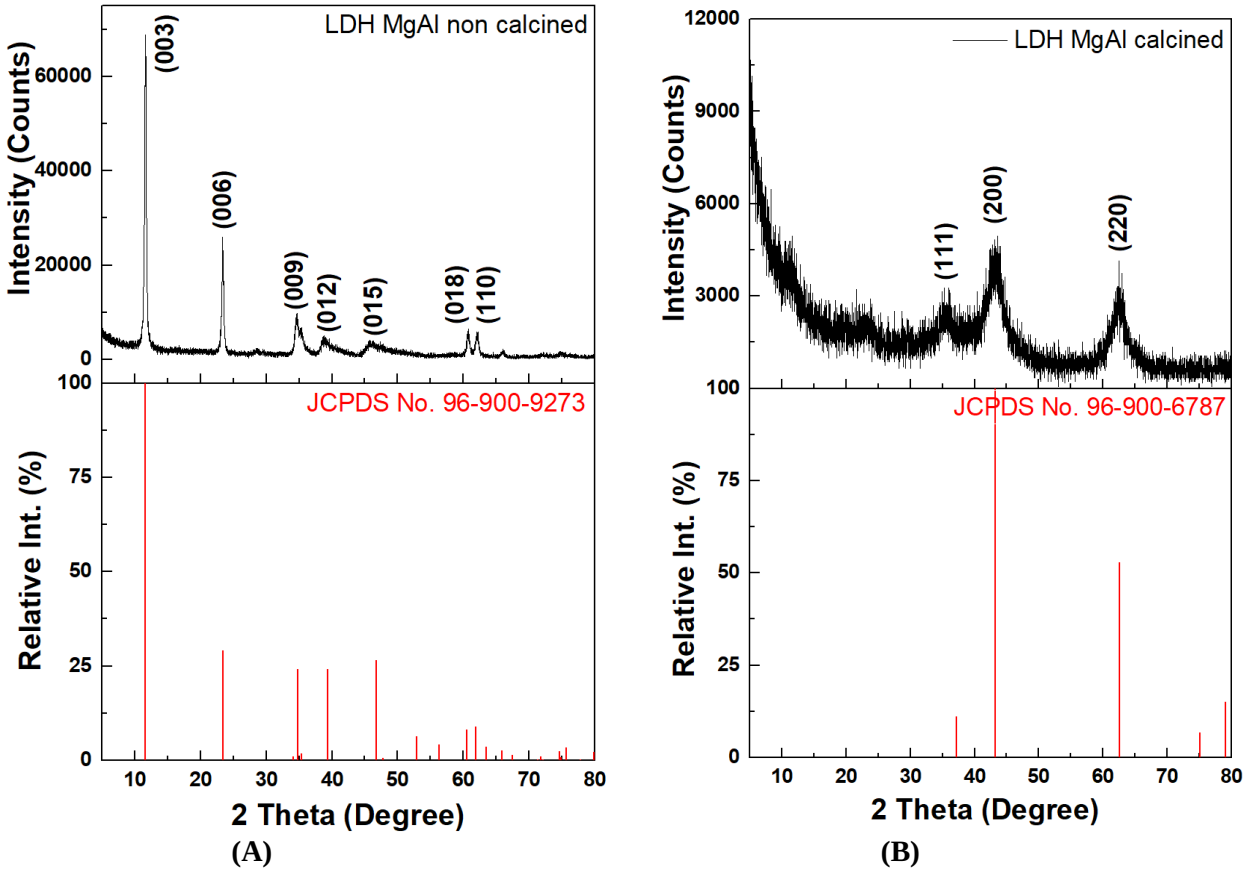


Figure 5: XRD patterns of non-calcined (A) and calcined (B) Mg/Al-LDH.

Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR). FTIR analysis of both non-calcined (A) and calcined (B) Mg/Al layered double hydroxides (LDHs) (Figure 6) were performed using a SHIMADZU FTIR-8900 spectrophotometer in transmission mode, covering the range 4000–400 cm^{-1}. They were employed to investigate the structural evolution of MgAl-LDH before and after calcination.

The non-calcined sample (A) exhibits a broad absorption band around 3440 cm^{-1}, attributed to O–H stretching vibrations of interlayer water and surface hydroxyl groups, and a band near 1635 cm^{-1} corresponding to H–O–H bending. A strong band at 1369 cm^{-1} is assigned to the asymmetric stretching of interlayer nitrate ions (NO_3^-), confirming the hydrotalcite-like structure of the LDH.

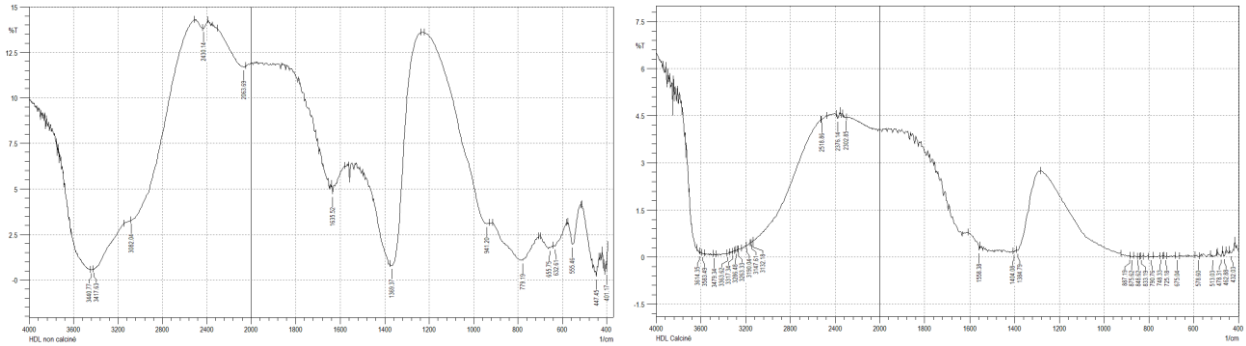
In the calcined sample (B), these characteristic features are significantly diminished or absent, indicating the removal of water, dehydroxylation, and elimination of interlayer anions due to thermal treatment. New weak bands observed at 1384–1558 cm^{-1} may be attributed to partial recarbonation from atmospheric CO_2 after calcination. Moreover, intense and broad absorption bands appearing in the 400–800 cm^{-1} region (notably at 577, 513, and 428 cm^{-1}) are associated with metal–oxygen (Mg–O and Al–O) stretching vibrations, confirming the formation of mixed metal oxides.

These findings support the collapse of the layered LDH structure and the formation of amorphous or poorly crystalline Mg–Al oxide phases, known for their memory effect potential upon rehydration.

After calcination, the broad O–H stretching band observed in the region of 3600–3400 cm^{-1} significantly decreased, indicating the removal of interlayer water and surface hydroxyl groups.

Weak absorption bands between 2518–2302 cm^{-1} are likely due to atmospheric CO_2 adsorbed on the surface after calcination. The carbonate bands initially observed in the range of 1350–1450 cm^{-1} (characteristic of CO_3^{2-}) are strongly diminished, confirming the decomposition of interlayer anions upon thermal treatment.

Finally, the broad absorption band located between 600–400 cm^{-1}, with peaks around 577, 513, and 428 cm^{-1}, corresponds to Mg–O and Al–O stretching vibrations, indicating the formation of mixed metal oxides and confirming the collapse of the original LDH structure.



(A) **(B)**

Figure 6: FTIR spectral analysis of non-calcined (A) and calcined (B) Mg/Al-LDH.

3.3. Catalytic Ability of AgNPs-LDH Towards MB Reduction

The catalytic efficiency of AgNPs-LDH nanocomposites in the reduction of methylene blue (MB) was evaluated using ascorbic acid as a reducing agent. The reaction was monitored via UV-Visible spectroscopy at a fixed wavelength of 664 nm to track the decrease in MB concentration over time.

To assess the catalytic performance, three different conditions were studied:

- Without catalyst (control reaction)
- With AgNPs/LDH synthesized using lemon juice
- With AgNPs/LDH synthesized using lemon leaf extract

Quantitative monitoring at 664 nm, where absorbance was recorded at regular time intervals. The reaction was considered complete when the peak at 664 nm disappeared; however, the experiment was stopped once the absorbance became stable.

The results demonstrated an enhanced catalytic activity for AgNPs-LDH nanocomposites, particularly for the sample synthesized with lemon juice, suggesting a synergistic effect between AgNPs and LDH in facilitating the MB reduction reaction.

Table 8: Comparison of catalyst methylene blue reduction

Absorbance / Time (s)	Without catalyst	LDH-AgNPs with lemon leaves extract	LDH-AgNPs with lemon juice
0	3.445	3.445	3.445
30	2.843	2.477	1.888

45	2.793	2.427	1.805
60	2.742	2.409	1.752
90	2.673	2.402	1.716
120	2.618	2.394	1.684
150	2.581	2.390	1.659
180	2.552	2.380	1.638
210	2.531	2.370	1.617
300	2.489	2.361	1.599
360	2.471	2.352	1.581

4. CONCLUSION

The results indicate that the control reaction (without catalyst) exhibited limited efficiency, confirming the necessity of a catalytic system for effective methylene blue reduction. In contrast, the AgNPs/LDH composites showed significantly higher catalytic activity, highlighting the key role of silver nanoparticles in catalyzing the reduction of methylene blue. A comparison between the two AgNPs/LDH composites revealed that those synthesized using lemon juice demonstrated superior performance compared to those obtained with lemon leaf extract. This suggests that the choice of reducing and stabilizing agents during the green synthesis of AgNPs strongly influences not only the nanoparticles' catalytic activity but also other physicochemical properties. These findings emphasize the importance of optimizing synthesis parameters to enhance the efficiency of green catalysts in environmental applications.

REFERENCES

Dhulappanavar, G., Narayan, B., Ramaswamy, B., & Kumar, P. (2011). Characterization of silver nanoparticles biosynthesized using lemon juice. In 2011 International Conference on Nanoscience, Engineering and Technology (ICONSET) (pp. 258–262). IEEE. https://doi.org/10.1109/ICONSET.2011.6167936

Forgacs, E., Cserháti, T., Oros, G.: Removal of synthetic dyes from wastewaters: a review. Environ. Int. 30(7), 953–971 (2004). https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.02.001

Khane, Y., Benouis, K., Albukhaty, S., Sulaiman, G. M., Abomughaid, M. M., Al Ali, A., Aouf, D., Fenniche, F., Khane, S., Chaibi, W., Henni, A., Bouras, H. D., & Dizge, N. (2022). Green synthesis of silver nanoparticles using aqueous Citrus limon zest extract: Characterization and evaluation of their antioxidant and antimicrobial properties. Nanomaterials (Basel), 12(12), 2013. https://doi.org/10.3390/nano12122013

Le Hoang, T. T. T., Insin, N., Sukpirom, N. Catalytic activity of silver nanoparticles anchored on layered double hydroxides and hydroxyapatite. Inorg. Chem. Commun. 121, 108199 (2020). https://doi.org/10.1016/j.inoche.2020.108199

Palani, G., Trilaksana, H., Sujatha, R.M., Kannan, K., Rajendran, S., Korniejenko, K., Nykiel, M., Uthayakumar, M.: Silver Nanoparticles for Waste Water Management. Molecules 28(8), 3520 (2023). https://doi.org/10.3390/molecules28083520

Robinson, T., McMullan, G., Marchant, R., Nigam, P.: Remediation of dyes in textile effluent: A critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. Bioresour. Technol. 77(3), 247–255 (2001). https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00080-8

Sharma, U., Tyagi, B., & Jasra, R. V. (2008). Synthesis and Characterization of Mg−Al−CO_3 Layered Double Hydroxide for CO_2 Adsorption. Industrial & Engineering Chemistry Research, 47(23), 9588–9595. DOI: 10.1021/ie800365t.

Singh, K., Arora, S.: Removal of Synthetic Textile Dyes From Wastewaters: A Critical Review on Present Treatment Technologies. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 41(9), 807–878 (2011). https://doi.org/10.1080/10643380903218376

Tang, Z., Qiu, Z., Lu, S., Shi, X.: Functionalized layered double hydroxide applied to heavy metal ions absorption: A review. Nanotechnol. Rev. 9(1), 800–819 (2020). https://doi.org/10.1515/ntrev-2020-0065

Zelikoff, M., Reedy, G., and Mason, D. (1999). Kinetics of the reduction of methylene blue: An undergraduate laboratory experiment. J. Chem. Educ. 76(7), 970–972. https://doi.org/10.1021/ed076p970

Zhao, Y.H., Li, X., Du, Q.Q., Hou, L.C., and Wang, X.J. (2011). Reduction kinetics and electrochemistry property of ascorbic acid. Adv. Mater. Res. 233–235, 1752–1755. https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.233-235.1752

HYBRID HEC-HMS AND LSTM MODEL FOR ENHANCED STREAMFLOW PREDICTION IN THE KSOB WADI, HODNA BASIN

HASNAOUI Yacine [1], TACHI SALAH EDDINE [1,2], CHETIBI Meriem [1].

[1]Department of Hydraulics, Laboratoire de Recherche des Sciences de L'eau, National Polytechnic School,10 Rue des Frères OUDEK, El Harrach, Algiers 16200, Algeria.
(yacine.hasnaoui@g.enp.edu.dz) , (salah_eddine.tachi@g.enp.edu.dz),
(meriem.chetibi@g.enp.edu.dz),

[2] Water Resources and Sustainable Development Laboratory, Department of Geology, Faculty of Earth Sciences, Badji Mokhtar—Annaba University, P.O. Box 12, Annaba 23000, Algeria.

Paper ID: 24

ABSTRACT

Accurate streamflow prediction is critical for effective water resource management and flood risk mitigation, particularly in wadi systems characterized by highly dynamic and intermittent flow regimes. Traditional hydrological models often struggle with the inherent complexities and non-linearities of such environments. This study aimed to enhance streamflow forecasting accuracy in an event-driven wadi by developing and evaluating a novel coupled Long Short-Term Memory (LSTM) and Hydrologic Engineering Center – Hydrologic Modeling System (HEC-HMS) model. A hybrid modeling approach was employed, integrating the physically-based HEC-HMS for hydrological process simulation with the data-driven LSTM deep learning network for improved temporal pattern recognition. The model's performance was assessed against observed streamflow data from 2019 to 2024 using statistical metrics including Root Mean Square Error (RMSE) and Coefficient of Determination (R^2). The coupled LSTM-HEC-HMS model demonstrated a strong capability in accurately capturing the temporal alignment of observed streamflow peaks. Quantitatively, the model achieved an R^2 of 0.55, indicating its ability to explain a significant portion of the observed flow variance. However, a consistent underestimation of major peak flows (often by 20-30 m3/s) and suboptimal prediction of low-flow conditions (residual flows of 1-5 m3/s during dry periods) were observed, reflected in an RMSE of 4.23 m3/s. The hybrid LSTM-HEC-HMS model offers a promising advancement for streamflow prediction in complex wadi environments by leveraging the strengths of both physically-based and data-driven methods. Future research should focus on optimizing the integration strategies and model architecture to enhance accuracy across the entire flow spectrum, particularly for extreme flow events, thereby improving water resource management and flood early warning systems.

Keywords: Streamflow prediction, HEC-HMS, LSTM, Hybrid modeling, Wadi hydrology, Flood forecasting, Deep Learning.

1. INTRODUCTION

Accurate streamflow prediction plays a critical role in water resource planning, hydraulic infrastructure design, and risk mitigation in semi-arid regions(Karan et al., 2014; Khosravi et al., 2022; Papaioannou et al., 2017; Yaseen et al., 2015). The Hodna Basin in Algeria, and particularly its Ksob Wadi sub-basin, faces complex hydrological challenges due to its highly variable climate, limited gauging infrastructure, and pronounced sensitivity to both drought and flood events(Hasnaoui et al., 2024). Traditional hydrological models often struggle in such contexts, where input data are sparse, precipitation is erratic, and land use is rapidly changing (Guenni et al., 2022). This leads to significant uncertainty in water availability assessments, threatening agricultural sustainability and population resilience in the region. Therefore, there is a growing need for advanced prediction techniques that can operate effectively under these constraints(Mojaddadi et al., 2017).

This study investigates a hybrid modeling framework that integrates physically based insights with machine learning capabilities, aiming to improve daily streamflow forecasting in the Ksob Wadi. The methodology combines remote sensing products, such as precipitation and vegetation indices, with a Long Short-Term Memory (LSTM) neural network model trained on historical discharge data. This approach is evaluated against conventional models to assess improvements in prediction accuracy and generalizability. The results provide not only a better understanding of hydrological dynamics in data-scarce basins but also practical tools for managing water resources, designing early warning systems, and enhancing climate-change adaptation strategies in arid and semi-arid regions.

2. DATA AND METHOD

2.1. Study Area

Wadi ksob is a sub-basin situated within the hodna basin in central algeria, a region known for its semi-arid climate characterized by low and irregular precipitation, typically ranging between 200–400 mm annually, and high evapotranspiration rates(aissaoui, 1989; kebiche, 1994). the area is subject to significant climatic variability, leading to frequent water scarcity and occasional flash floods. topographically, the basin features a combination of gentle plains and hilly terrain, with elevations decreasing gradually toward the chott el hodna depression. these geomorphological features influence surface runoff and groundwater dynamics(hasnaoui et al., 2024). despite challenging climatic and hydrological conditions, agriculture remains the main socio-economic activity in the wadi ksob area. farmers rely heavily on rainfall and limited surface and groundwater resources for cultivating cereals, olives, and seasonal vegetables. the combination of fragile water availability and increasing agricultural demand underscores the need for effective hydrological modeling and water management strategies in the region(blissag et al., 2024).Figure 01 Xillustrate geographic location of study area.

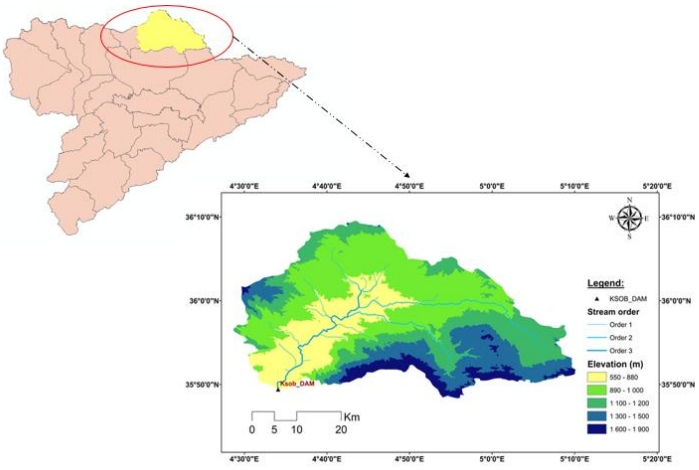


Figure 02. Geographic Location of Ksob Wadi

2.2. Data Acquisition

The dataset used in this study was compiled from multiple sources to support hydrological modeling and streamflow prediction. Digital Elevation Model (DEM) data were obtained from the USGS Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), providing high-resolution topographic information necessary for watershed delineation and flow path analysis. Rainfall data covering the period 2020–2023 were sourced from the Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data (CHIRPS), which offers high-quality precipitation estimates well-suited for hydrological applications in data-scarce regions. Streamflow data were generated using the HEC-HMS hydrologic modeling software, which simulates runoff processes based on catchment characteristics and meteorological inputs. In this study, the HEC-HMS outputs were considered as the baseline model simulations and subsequently used as input training data for the Long Short-Term Memory (LSTM) neural network. The LSTM was then employed to enhance the accuracy of streamflow predictions under varying climatic and hydrological conditions. This integrated framework, which combines remote sensing products, physically based hydrological modeling, and machine learning, was designed to address the challenges of data scarcity and the nonlinear dynamics typical of semi-arid wadi systems.

2.3. Applied Machine Learning

LSTM (Long Short-Term Memory) networks are powerful deep learning models designed to capture complex temporal dependencies in time series data(Xia et al., 2024). Their ability to remember long-term patterns makes them especially effective for forecasting hydrological variables like streamflow. By learning from sequential data, LSTMs provide accurate and robust predictions in environments with nonlinear and dynamic behaviors (Deng et al., 2024; Rahimzad et al., 2021). The LSTM model is based on the following time series forecasting equations:

$$ft = \sigma(Wf \cdot [ht-1, xt] + bf) \quad (1)$$

$$it = \sigma(Wi \cdot [ht-1, xt] + bi) \quad (2)$$

$$Ot = \sigma(Wo \cdot [ht-1, xt] + bo) \quad (3)$$

$$C\tilde{}t = tanh(WC \cdot [ht-1, xt] + bC) \quad (4)$$

$$Ct = ft \times Ct - 1 + it \times C\tilde{}t \quad (5)$$

$$ht = Ot \times tanh(Ct) \quad (6)$$

The equation involves several terms and parameters. The sigmoid function denoted by σ is a non-linear activation function. The weight values of the forget gate, input gate, output gate, and cells are represented by W_f, W_i, W_o, and W_c, respectively. The output data from a previous cell is denoted by h_t−1, while xt refers to the current input data. The bias vectors of each gate are represented b_y b_f, b_i, and bo, respectively. The state of any cell generated from the activation function is denoted by $C\tilde{}_t$. The forget gate determines how much information from the previous block is maintained, the input gate decides which new information to store in a cell, and the output gate determines the final output value from the information stored in the cell.

2.4. Model Validation

The coefficient of determination (R squared) and the root mean square error are commonly used metrics to assess model performance(Meshram et al., 2022). R squared measures how well the predicted values explain the variability of the observed data, with values closer to 1 indicating better accuracy. Meanwhile, root mean square error quantifies the average difference between predicted and

observed values, where lower values indicate more precise predictions. Together, these metrics provide a comprehensive evaluation of the model's predictive capability(Tachi et al., 2023).
The R^2 values vary between 0 and 1. Higher values of NSE indicate a more accurate model.

$$RMSE = \frac{1}{N}\sqrt{\sum_{I=1}^{N}(Flow\ ipred - Flow\ iobs)^2} \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots (8)$$

$$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^{N}(Q_{obs,i}-\bar{Q}_{obs})(Q_{pred,i}-\bar{Q}_{pred})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{N}(Q_{obs,i}-\bar{Q}_{obs})^2 \sum_{i=1}^{N}(Q_{pred,i}-\bar{Q}_{pred})^2}}\right)^2 \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots (9)$$

The low RMSE value indicates a more accurate model.
Where: Flow ipred and Flow iobs represent the predicted and observed flow values, respectively. Mean (Flow iobs) denotes the mean of observed flood values. N represents the total number of observations of flow.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1 HEC-HMS results

The "Observed Flow" (Figure 02) data in the wadi highlight highly complex hydrological changes, characterized by sharp contrasts between periods of high and low flow. The time series clearly shows the dominance of rapid flood events, where discharge peaks reach high values (approaching 100 m3/s) during short durations, indicating a quick hydrological system response to intense rainfall and the basin's drainage characteristics. Conversely, these peaks are followed by prolonged periods of very low or even dry flow, reflecting the wadi's significant reliance on direct surface runoff and a limited or absent contribution of baseflow during dry periods, or that the basin has limited storage capacity. This dual dynamic, between sudden floods and drought, is a distinctive feature of water systems in regions receiving intermittent and irregular rainfall, and poses a significant challenge for hydrological flow modeling and water resource management.

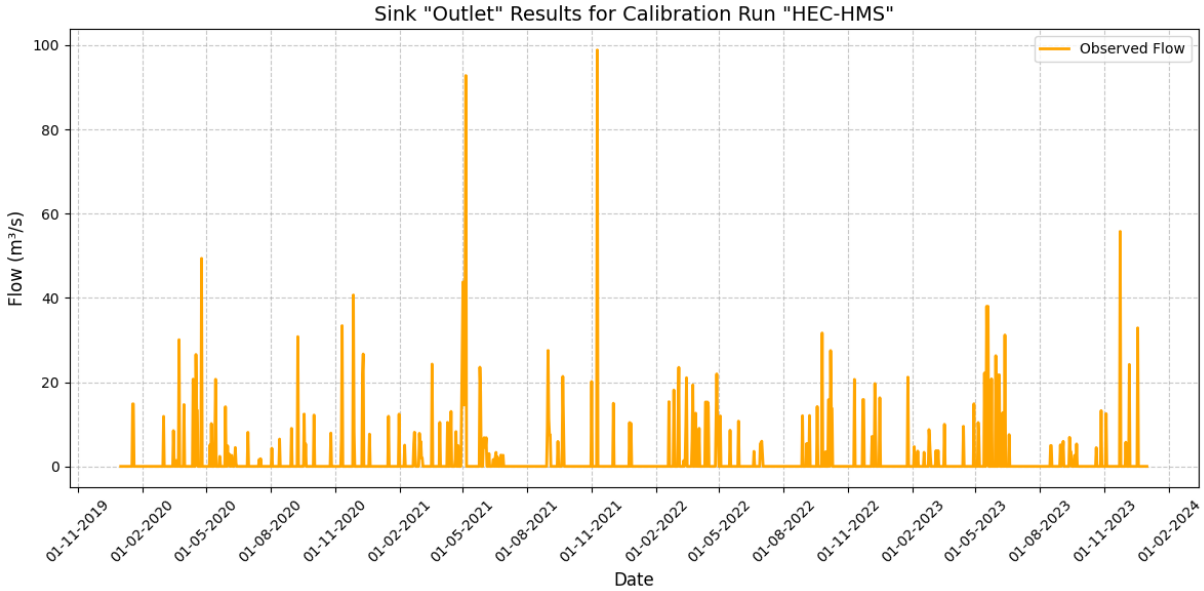


Figure 02: Sink "Outlet" Results for Calibration Run "HEC-HMS

In this study, the term *"observed flow"* as presented in the figures refers to the discharge values simulated by the HEC-HMS hydrological model, based on catchment characteristics (topography, soil type, land use) and meteorological inputs (mainly CHIRPS precipitation data). These outputs represent the baseline model performance and serve as the reference against which the improvements achieved by the hybrid HEC-HMS–LSTM approach is evaluated. To better highlight the contribution of LSTM, it is necessary to provide performance metrics (R^2, NSE, RMSE) for the baseline HEC-HMS simulations. This will allow a quantitative comparison with the hybrid HEC-HMS–LSTM model. A summary table contrasting the two models would make these differences more explicit. In addition, a scatterplot of observed vs. predicted flows for both the HEC-HMS baseline and the HEC-HMS–LSTM model is recommended. Such visualization would clarify the incremental value of the LSTM integration and help readers better understand its role in improving prediction accuracy.

3.2 HEC-HMS-LSTM Results

The performance of the coupled LSTM-HEC-HMS model in predicting streamflow, as depicted in the "LSTM Streamflow Prediction" (Figure 03), reveals a nuanced capability in simulating the basin's hydrological response. While the model demonstrates a robust capacity to accurately capture the temporal alignment of peak flows, a critical attribute for flood warning systems, it consistently exhibits challenges in replicating the magnitude of high-flow events. Specifically, observed peaks, such as the event reaching approximately 90 m3/s in early 2021 and the maximum observed flow near 100 m3/s in late 2021, were notably underestimated by the predicted output, with discrepancies often exceeding 20-30 m3/s. This systematic under prediction of extreme values suggests limitations in fully capturing the non-linear processes associated with intense runoff generation or effectively translating high-intensity rainfall inputs into corresponding discharge rates within the coupled framework. Furthermore, the model's representation of low-flow conditions is suboptimal, as evidenced by its tendency to predict residual flows (typically in the range of 1-5 m3/s) during periods of observed near-zero or zero flow, which could stem from inadequate characterization of base flow recession or an inherent bias in the LSTM's learning of minimal discharge states. Future refinements should therefore focus on enhancing the model's ability to accurately simulate both the upper and lower extremes of the flow regime, potentially through optimized weighting of loss functions for peak and low flows or improved integration strategies between the physically-based HEC-HMS components and the data-driven LSTM architecture.

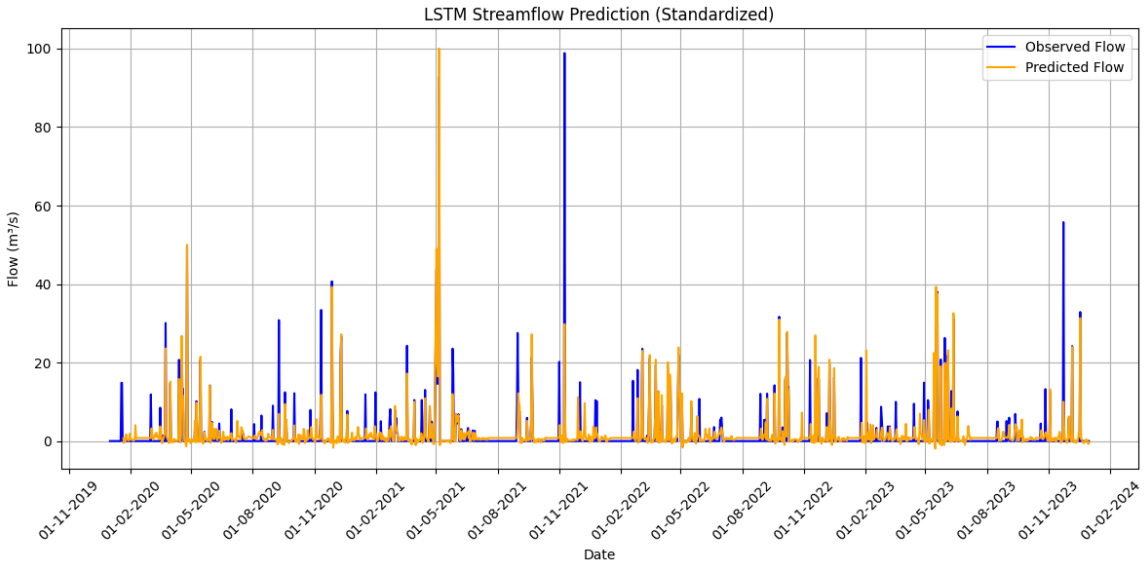


Figure 03: HEC-HMS-LSTM Streamflow Prediction.

3.3 Model Validation

The performance of the developed streamflow prediction model was quantitatively assessed using Root Mean Square Error (RMSE) and the Coefficient of Determination (R^2). An RMSE value of 4.23 m3/s indicates the average magnitude of the errors between the predicted and observed flow values. While this value provides a measure of the model's absolute accuracy in flow estimation, its interpretability is relative to the range of observed flow (which, from your figures, extends up to approximately 100 m3/s). Concurrently, an R^2 value of 0.55 suggests that 55% of the variance in the observed streamflow can be explained by the model's predictions. According to common hydrological model performance criteria (e.g., Moriasi et al., 2007), an R^2 of 0.55 falls into the "satisfactory" to "good" range, indicating that the model captures a substantial portion of the variability in the observed data. However, the remaining 45% of unexplained variance, coupled with the RMSE, suggests that while the model generally follows the observed trends, there are still notable discrepancies, particularly in accurately capturing peak flows or subtle variations as previously discussed. These metrics collectively highlight the model's utility for general trend prediction, yet underscore the need for further refinement to enhance its precision, especially during extreme flow events where errors of 4.23 m3/s could be significant. Figure 04 illustrates the relationship between predicted flow and observed flow.

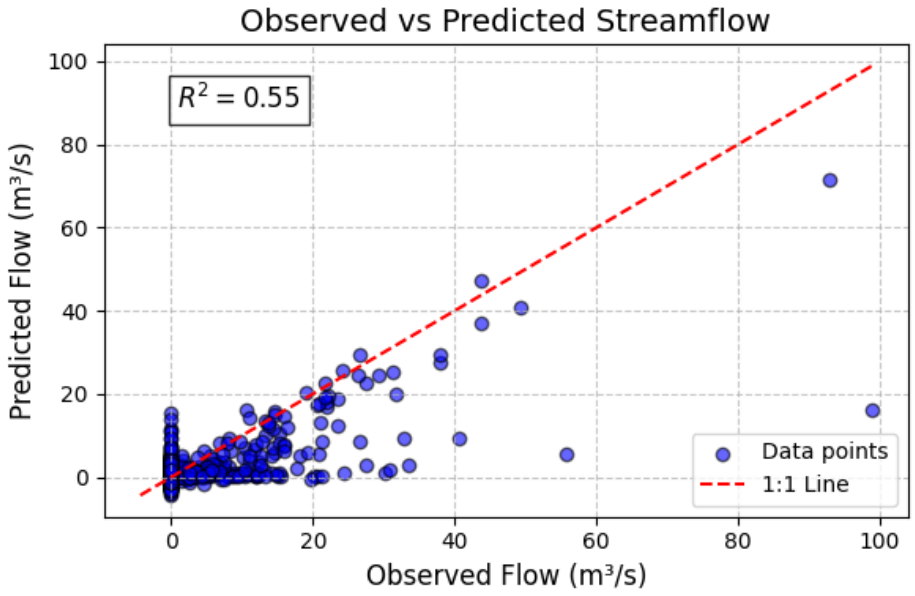


Figure 04: Observed vs. Predicted Streamflow with R^2 Performance.

The performance of the baseline HEC-HMS model was first evaluated using R^2, NSE, and RMSE. Results showed that while HEC-HMS captured the general streamflow pattern, it underestimated peak flows and produced relatively high RMSE values in low-flow conditions. The hybrid HEC-HMS–LSTM model achieved higher R^2 and NSE with a lower RMSE, indicating improved predictive accuracy. These improvements were particularly evident for flood peaks and dry-period flows. A comparative table of metrics and a scatterplot of observed versus predicted flows highlight the performance gain. This confirms that LSTM integration significantly enhances the physically based HEC-HMS model.

4. CONCLUSION

The present study investigated the hydrological dynamics of the wadi and the efficacy of a coupled LSTM-HEC-HMS model for streamflow prediction. The analysis of observed flow data revealed a highly dynamic, event-driven hydrological regime characterized by rapid high-flow peaks

(approaching 100 m3/s) followed by prolonged periods of near-zero flow, underscoring the challenges in simulating such intermittent systems. The coupled LSTM-HEC-HMS model demonstrated a robust capability in capturing the temporal alignment of streamflow events, a critical attribute for operational forecasting, thereby successfully integrating the strengths of physically-based and data-driven approaches. However, quantitative assessment revealed that while the model achieved a satisfactory R^2 value of 0.55, explaining a significant portion of observed flow variance, the RMSE of 4.23 m3/s highlighted persistent limitations. Specifically, the model consistently underestimated the magnitude of major flood peaks (with discrepancies often exceeding 20-30 m3/s) and struggled to accurately represent low-flow conditions (predicting residual flows of 1-5 m3/s during dry periods). These findings suggest that while the hybrid modeling approach offers a valuable advancement in streamflow prediction for complex, ungauged, or data-scarce basins, further research is warranted to optimize the synergistic interaction between the HEC-HMS components and the LSTM architecture. Future efforts should focus on refining the model's ability to precisely simulate both the upper and lower extremes of the flow regime, potentially through advanced loss function optimization, enhanced feature engineering, or exploring alternative deep learning integration strategies to improve overall predictive accuracy and ensure reliable water resource management under varying hydrological conditions.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors gratefully acknowledge the National Polytechnic School for its instrumental support in this research. Special thanks are also extended to the organizing committee of the Conférence Internationale EGTDD 2025 for providing an excellent platform for disseminating these findings.

REFERENCES

Aissaoui, D. M. (1989). Paléogéographie du Jurassique supérieur au sud du choot El Hodna, Algérie. *Journal of African Earth Sciences (and the Middle East)*, *9*(3–4), 413–420. https://doi.org/10.1016/0899-5362(89)90025-0

Blissag, B., Yebdri, D., & Kessar, C. (2024). Spatiotemporal change analysis of LULC using remote sensing and CA-ANN approach in the Hodna basin, NE of Algeria. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, *133*, 103535. https://doi.org/10.1016/J.PCE.2023.103535

Deng, C., Yin, X., Zou, J., Wang, M., & Hou, Y. (2024). Assessment of the impact of climate change on streamflow of Ganjiang River catchment via LSTM-based models. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, *52*, 101716. https://doi.org/10.1016/J.EJRH.2024.101716

Guenni, D., Lee, H., Liu, W. C., Tsun, J., Yang, H., Jehanzaib, M., Ajmal, M., Achite, M., & Kim, T.-W. (2022). Comprehensive Review: Advancements in Rainfall-Runoff Modelling for Flood Mitigation. *Climate 2022, Vol. 10, Page 147*, *10*(10), 147. https://doi.org/10.3390/CLI10100147

Hasnaoui, Y., Tachi, S. E., Bouguerra, H., Benmamar, S., Gilja, G., Szczepanek, R., Navarro-Pedreño, J., & Yaseen, Z. M. (2024). Enhanced machine learning models development for flash flood mapping using geospatial data. *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration 2024*, 1–21. https://doi.org/10.1007/S41207-024-00553-9

Karan, S., Engesgaard, P., & Rasmussen, J. (2014). Dynamic streambed fluxes during rainfall-runoff events. *Water Resources Research*, *50*(3), 2293–2311. https://doi.org/10.1002/2013WR014155

Kebiche, M. (1994). Le bassin versant du Hodna (Algérie): Ressources en eau et possibilités d'aménagement. *Travaux de l'Institut de Géographie de Reims*, *85*(1), 25–34. https://doi.org/10.3406/TIGR.1994.1298

Khosravi, K., Golkarian, A., & Tiefenbacher, J. P. (2022). Using Optimized Deep Learning to Predict Daily Streamflow: A Comparison to Common Machine Learning Algorithms. *Water Resources Management*, *36*(2), 699–716. https://doi.org/10.1007/S11269-021-03051-7

Meshram, S. G., Meshram, C., Santos, C. A. G., Benzougagh, B., & Khedher, K. M. (2022). Streamflow Prediction Based on Artificial Intelligence Techniques. *Iranian Journal of Science and Technology - Transactions of Civil Engineering*, *46*(3), 2393–2403. https://doi.org/10.1007/S40996-021-00696-7/METRICS

Mojaddadi, H., Pradhan, B., Nampak, H., Ahmad, N., & Ghazali, A. H. bin. (2017). Ensemble machine-learning-based geospatial approach for flood risk assessment using multi-sensor remote-sensing data and GIS. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, *8*(2), 1080–1102. https://doi.org/10.1080/19475705.2017.1294113

Papaioannou, G., Vasiliades, L., Loukas, A., & Aronica, G. T. (2017). Probabilistic flood inundation mapping at ungauged streams due to roughness coefficient uncertainty in hydraulic modelling. *Advances in Geosciences*, *44*, 23–34. https://doi.org/10.5194/ADGEO-44-23-2017

Rahimzad, M., Moghaddam Nia, A., Zolfonoon, H., Soltani, J., Danandeh Mehr, A., & Kwon, H. H. (2021). Performance Comparison of an LSTM-based Deep Learning Model versus Conventional Machine Learning Algorithms for Streamflow Forecasting. *Water Resources Management*, *35*(12), 4167–4187. https://doi.org/10.1007/S11269-021-02937-W

Tachi, A., Metaiche, M., Messoul, A., Bouguerra, H., & Tachi, S. E. (2023). Forecasting Groundwater Quality Parameters using Machine Learning Models: a Case Study of Khemismiliana Plain, Algeria. *Doklady Earth Sciences*, *512*(1), 907–914. https://doi.org/10.1134/S1028334X23600792/METRICS

Xia, H., Zhu, R., Yuan, H., & Song, C. (2024). Rapid quantitative analysis of cotton-polyester blended fabrics using near-infrared spectroscopy combined with CNN-LSTM. *Microchemical Journal*, 110391. https://doi.org/10.1016/J.MICROC.2024.110391

Yaseen, Z. M., El-shafie, A., Jaafar, O., Afan, H. A., & Sayl, K. N. (2015). Artificial intelligence-based models for stream-flow forecasting: 2000–2015. *Journal of Hydrology*, *530*, 829–844. https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2015.10.038

Poster Papers

ASSESSMENT OF DRAINAGE WATER QUALITY AND ITS REUSE IN IRRIGATION IN ARID REGIONS CASE ABADLA W. BECHAR

Abdeldjalil LIMANE[1], Mohammed Amin KENDOUCI[1], and Saliha MEBARKI[1]

[1]Department of Civil Engineering and Hydraulic, ARCHIPEL / Tahri Mohammed, Bechar, Algeria

*Corresponding author: limane.abdeldjalil@univ-bechar.dz

Paper ID: 14

ABSTRACT

Water scarcity is a critical issue in arid regions like Abadla W. Bechar, Algeria, where the reuse of drainage water for irrigation is a potential solution for sustainable agriculture. This study evaluates the quality of drainage water to determine its suitability for irrigation based on physicochemical. Water samples were collected from selected drainage channels and analyzed for pH, electrical conductivity (EC), total dissolved solids (TDS), salinity, K. The results were compared with international irrigation water quality standards, including FAO and WHO guidelines. Findings indicate that while some parameters are within acceptable limits. The study highlights the need for proper water management strategies, such as dilution, filtration, and periodic monitoring, to optimize the safe reuse of drainage water in irrigation. These findings contribute to sustainable water resource management in arid and semi-arid agricultural systems.

KEYWORDS: Drainage Water, Irrigation Reuse, Water Quality, Semi-Arid Region, Bechar, Algeria, FAO standards.

RÉSUMÉ

La pénurie d'eau est un problème crucial dans les régions arides comme Abadla W. Bechar, en Algérie, où la réutilisation des eaux de drainage pour l'irrigation constitue une solution potentielle pour une agriculture durable. Cette étude évalue la qualité des eaux de drainage afin de déterminer leur aptitude à l'irrigation sur la base de caractéristiques physicochimiques. Des échantillons d'eau ont été prélevés dans des canaux de drainage sélectionnés et analysés pour déterminer le pH, la conductivité électrique (CE), les matières dissoutes totales (TDS), la salinité et le K. Les résultats ont été comparés aux normes internationales de qualité de l'eau d'irrigation, notamment les directives de la FAO et de l'OMS. Les résultats indiquent que certains paramètres se situent dans des limites acceptables. L'étude souligne la nécessité de stratégies de gestion de l'eau appropriées, telles que la dilution, la filtration et un suivi périodique, afin d'optimiser la réutilisation sûre des eaux de drainage pour l'irrigation. Ces résultats contribuent à une gestion durable des ressources en eau dans les systèmes agricoles arides et semi-arides.

MOTS CLÉS : Eau de drainage, Réutilisation pour l'irrigation, Qualité de l'eau, Région semi-aride, Bechar, Algérie, Normes FAO.

1. INTRODUCTION

Water scarcity is a critical challenge in arid and semi-arid regions, where agricultural sustainability depends on efficient water management. Algeria, a predominantly arid country, faces severe water stress, with per capita water availability falling below 300 m^3 per year, far below the 1,000 m^3 per year threshold set by the World Bank for water scarcity (FAO, 2021). According to the Food and Agriculture Organization (FAO), total water withdrawals in Algeria reached approximately 8.4 billion m^3 in 2012, with 57% sourced from surface water and 35% from groundwater, primarily for irrigation purposes (FAO, 2021). With agriculture consuming nearly 70% of the total water resources, alternative water sources, such as drainage water reuse, have become essential for sustaining food production (FAO, 2016). The Abadla region, located in the province of Bechar in southwest Algeria, is characterized by an extreme arid climate. The region experiences very low annual precipitation, ranging between 50 and 200 mm, which is far below the global average for sustainable agriculture (ONM, 2024). In contrast, evaporation rates exceed 3,000 mm per year, leading to significant water loss and soil moisture depletion (Medjerab & Henia, 2005). Temperature variations are extreme, with summer temperatures often exceeding 45°C, while winter temperatures can drop below 0°C (Benyoub et al., 2019). Additionally, strong winds and prolonged droughts further exacerbate water scarcity, making efficient water management a necessity for sustaining agricultural activities. In this context, drainage water reuse presents a potential solution to alleviate water shortages. However, the suitability of drainage water for irrigation depends on its quality, including factors such as salinity levels, sodium adsorption ratio (SAR), which can impact soil health and crop productivity (Ayers & Westcot, 1985).

This study aims to assess the physicochemical characteristics of drainage water in Abadla and evaluate its feasibility for irrigation. By analyzing key parameters and comparing them with FAO and international water quality standards, this research seeks to contribute to sustainable water resource management strategies. The findings will provide insights into the opportunities and risks associated with drainage water reuse, helping policymakers and farmers implement more effective irrigation practices in arid regions.

2. METHODOLOGY

2.1. Study Area

The Abadala perimeter is located 90 kilometers southwest of Bechar, crossed by National Road 6, which connects Tindouf to Bechar. It is developed on both banks of the Oued Guir, downstream from the Reprise Dam, which itself is supplied by releases from the Djorf-Torba Dam located 60 kilometers upstream. The perimeter extends over an area of 5,403 hectares. It was put into service in 1975. Geographically, the perimeter extends over the territory of three municipalities: Abadla, Mechraa Houari Boumediene, and Erg Ferradjas shown in (Figure 26).

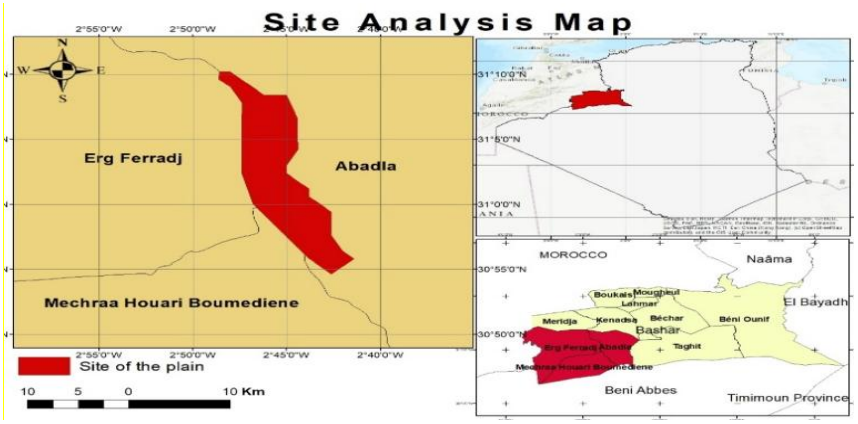


Figure 27: Situation of the Study Area

2.2. Climate Of The Study Area

The plan is characterized by an extreme arid climate. The region experiences very low annual precipitation, ranging between 50 and 200 mm, which is far below the global average for sustainable agriculture (ONM, 2024). In contrast, evaporation rates exceed 3,000 mm per year, leading to significant water loss and soil moisture depletion (Medjerab & Henia, 2005). Temperature variations are extreme, with summer temperatures often exceeding 45°C, while winter temperatures can drop below 0°C (ONM, 2024). Additionally, strong winds and prolonged droughts further exacerbate water scarcity, making efficient water management a necessity for sustaining agricultural activities.

2.3. Sampling and analyzes

Sampling campaigns were conducted in February 2025 to collect water drainage samples from secondary drains in the Abadla plain. In this region, multiple drainage points were selected for monitoring (Table 1) and Samples Location and Drainage Network in Area in (Figure 2). Physicochemical parameters, including pH, temperature, and conductivity, were measured in situ using a portable multiparameter device. Bicarbonate concentrations were determined by colorimetry. Water samples for laboratory analysis were collected in polyethylene bottles after filtration and acidification for cation analysis. Calcium, magnesium, and chloride were measured bytitrimetry, sulfate by photocolorimetry, and sodium and potassium using flame atomic absorption spectrometry.

Table 1 : Sampling points

Sample	Longitude (DMS)	Latitude (DMS)
ECH01	2° 48' 4.59" W	31° 9' 37.33" N
ECH02	2° 48' 2.33" W	31° 9' 36.13" N
D01	2° 47' 5.34" W	31° 6' 26.57" N
D03	2° 47' 1.66" W	31° 2' 16.07" N
D04	2° 47' 10.35" W	31° 4' 12.31" N
D06	2° 47' 13.20" W	31° 4' 39.04" N
D08	2° 46' 39.48" W	31° 1' 24.82" N



Figure 2: Samples Location and Drainage Network in Area

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Analysis Results

The purpose of the hydrochemical study of the waters is to identify the chemical facies of the waters, their quality, the degree of potability, and their suitability for irrigation. It also makes it possible to follow the spatial evolution of the physicochemical parameters (Table.2).

Table 2: Physico-chemical characteristics

	Ech01	Eh02	D01	D03	D04	D06	D08
pH	7.52	7.9	7.47	7.62	7.89	7.4	7.38
Conductivity (µS/cm)	2130	2230	159.4	3245	3510	4587	6220
Dry residue	1931	1404	12194	1453	2047	16245	4163
SAR	1.18	1.41	4.92	5.32	0.32	2.09	3.7
Ca^{++} (mg/l)	198.79	259.72	2010.41	201.4	291.78	312	678.54
Mg^{++} (mg/l)	147.74	122.47	868.97	420.4	231.34	365.34	298.4
Na^{+} (mg/l)	90	110	1050	920	30	320	460
Cl^{-} (mg/l)	198.8	241.4	362.1	224.5	166.2	132.6	461.5
K^{+} (mg/l)	11	15	90	20	7	54	31
HCO_3^{-} (mg/l)	95.16	91.5	756.4	520.5	163.48	213	305

3.2. Suitability for irrigation

The classification of water samples from the Abadala perimeter using the Riverside diagram in (Figure 3), reveals varying levels of suitability for irrigation based on electrical conductivity (EC) and sodium hazard (SAR) as shown in Eqs (1)

$$SAR = \frac{Na^{+}}{\sqrt{\frac{Ca^{++}+Mg^{++}}{2}}} (1)$$

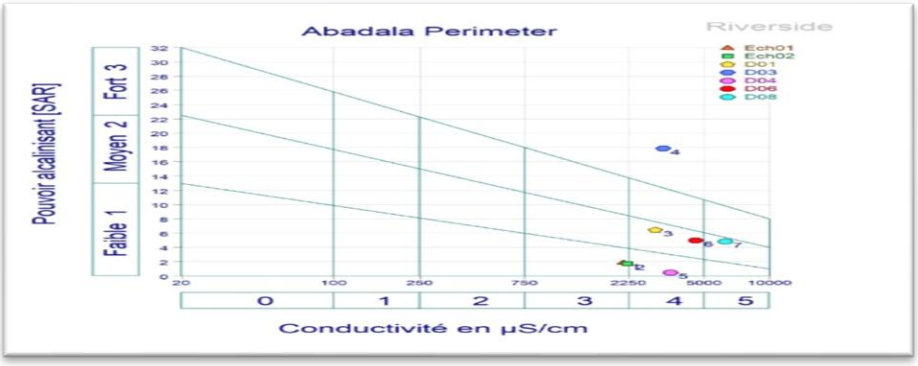


Figure 3: Riverside Diagram

Table3 : Physico-chemical characteristics

Sample	EC (µS/cm)	SAR	Class	Suitability
Ech01	~2250	~2	C3-S1	Acceptable with good management
Ech02	~2250	~2.5	C3-S1	Acceptable with good management
D01	~2250	~4	C3-S1	Acceptable, slight sodium increase
D03	~5000	~6	C4-S1	Risky salinity, needs salt-tolerant crops
D04	~2250	~20	C3-S3	Poor – both sodium and salinity too high
D06	~5000	~5	C4-S1	Risky salinity, requires management
D08	~5000	~3	C4-S1	Risky salinity, sodium is okay

4. Discuss Of Results

The report of the sample drains placed on the irrigation water classification diagram (Figure 3) shows Samples Ech01, Ech02, and D01 are categorized as C3-S1, indicating a high level of salinity but a low sodium hazard. Such water can be considered suitable for irrigation provided that appropriate management practices are implemented, including adequate drainage and the cultivation of salt-tolerant crops. On the other hand, samples D03, D06, and D08 fall into the C4-S1 category, which denotes very high salinity while maintaining a low sodium risk. These waters present greater challenges, particularly for sensitive crops, but can still be used with salt-tolerant species under carefully controlled irrigation and soil management. In contrast, sample D04 is classified as C3-S3, reflecting both high salinity and a high sodium hazard, making it the least suitable for irrigation unless significant treatments, such as gypsum application and soil amendments, are applied. In summary,

most water samples can be used under cautious and well-managed conditions, whereas D04 represents the highest risk for sustainable agricultural use.

When irrigation water has moderate to high salinity levels (C3–C4) or poses a high sodium hazard (S2–S3), it becomes necessary to implement effective management practices to reduce its negative effects on soil health and crop performance. To address high salinity, improving soil drainage is essential, as it allows salts to be leached below the root zone. Periodic leaching with excess irrigation water can also help remove accumulated salts from the soil profile. Applying gypsum (calcium sulfate) is another important strategy, as it helps displace sodium ions and improves soil structure. In addition, avoiding frequent shallow irrigation in favor of deeper watering reduces salt buildup at the surface and supports healthier root systems. In cases where sodium hazard is high, gypsum remains a key amendment because its calcium content replaces sodium on soil particles, thereby enhancing permeability. Adding organic matter, such as compost or manure, further improves soil structure, water retention, and buffering capacity. The use of acidifying fertilizers like ammonium sulfate can also help by mobilizing calcium in the soil, which enhances its effectiveness in combating sodium-related issues. Together, these practices contribute to maintaining soil productivity and sustaining crop yields despite poor water quality.

The uniform appearance will assist the reader to read paper of the proceedings. It is therefore suggested to authors to use the example of this file to construct their papers. This particular example uses an Americanletter format with 25 mm margins left, right, top and bottom.

All text paragraphs should be single spaced, with first line indented by 10 mm. Double spacing should only be used before and after headings and subheadings as shown in this example. Position and style of headings and subheadings should follow this example. No spaces should be placed between paragraphs.

5. CONCLUSION

This study assessed the potential for reusing drainage water for irrigation in the arid region of Abadla, Béchar, Algeria, through a detailed physicochemical evaluation of collected water samples. Using standard analytical methods, the study identified variations in water quality, with most samples classified as moderately to highly saline but posing low sodium hazards (C3-S1 and C4-S1). These results indicate that, under proper management practices, drainage water could serve as a supplementary resource for irrigation. However, one sample (D04) showed both high salinity and high sodium hazard (C3-S3), highlighting possible risks to soil structure and crop performance if applied without corrective treatment.

The findings underline the positive role of water quality monitoring in promoting sustainable agriculture in water-scarce environments. The study contributes valuable evidence for policymakers and farmers by demonstrating that, with interventions such as gypsum application, organic matter enrichment, improved drainage, and appropriate crop selection, drainage water reuse can be both feasible and beneficial.

Nevertheless, the research is limited by the spatial and temporal coverage of the sampling, which may not fully capture seasonal variations or broader hydrogeochemical dynamics. Future studies should expand the sampling network, integrate long-term monitoring, and assess the impacts of water reuse on soil health and crop productivity over time. Advancing this line of research will strengthen the

practical application of drainage water reuse and support the development of integrated management strategies to enhance agricultural sustainability in arid and semi-arid regions.

REFERENCES

Benyoub, A., Bouziani, A., & Kherici, N. (2019). Climate variability and desertification in southwest Algeria: Case of Bechar. Journal of Environmental Science and Engineering B, 8(1), 1–12.

Medjerab, A., & Henia, L. (2005). Evaporation and water deficit in arid regions of Algeria. Hydrological Sciences Journal, 50(2), 327–340.

Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). Water quality for agriculture (FAO Irrigation and Drainage Paper No. 29 Rev.1). Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FAO. (2016). AQUASTAT Country Profile – Algeria. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FAO. (2021). FAO Statistical Yearbook 2021. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Office National de la Meteorology (ONM). (2024). Climatic data report for Bechar region. National Meteorological Office, Algeria.

World Health Organization (WHO). (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater: Volume 2 – Wastewater use in agriculture. World Health Organization.

Boretti, A., & Rosa, L. (2019). Reassessing the projections of the world water development report. NPJ Clean Water, 2(1), 15.

Gunda, T., Hess, D., Hornberger, G. M., & Worland, S. (2019). Water security in practice: The quantity-quality-society nexus. Water Security, 6, 100022.

Hafid, F., Zeddouri, A., Zerrouki, H., Saadali, B., Ghrieb, L., & Sid, A. N. E. H. (2023). Use of Hydro-chemical Tools to Improve Definitions of the North-Western Sahara Aquifer System, Case of Ouargla Groundwater, Algeria. Environmental Research, Engineering and Management, 79(1), 133-147.

Ourarhi, S., Barkaoui, A. E., & Zarhloule, Y. (2022). Assessment of the agricultural intensification impact on groundwater quality: a case study of the Triffa Plain. Water, Air, & Soil Pollution, 233(8), 342.

APPORT DE LA TELEDETECTION POUR LA QUANTIFICATION DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS DANS LA ZONE CENTRE ALGERIENNE

Abdelouahad BOUKHENNAF [*1],Lounes Fernane[2], Miloud SALLAYE [3], et Bilal BELLOULOU

[1]Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (ENSSMAL), Laboratoire des Écosystèmes Marins et Littoraux (ECOSYSMarL)/ Campus Universitaire de Dely Ibrahim Bois des Cars, B.P. 19, 16320, Alger, Algérie.

[2]Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (ENSSMAL), Laboratoire des Écosystèmes Marins et Littoraux (ECOSYSMarL)/ Campus Universitaire de Dely Ibrahim Bois des Cars, B.P. 19, 16320, Alger, Algérie.

[3]Département des sciences de la Terre, Laboratoire des Écosystèmes Marins et Littoraux (ECOSYSMarL)/ Institut d'architecture et des sciences de la Terre, Université Ferhat Abbas Sétif 1, Sétif, Algérie.

*Auteur correspondant : boukhennaf@live.fr

Paper ID : 16

ABSTRACT

Changes in land use and land cover, influenced by human activities such as agriculture and urbanization, are major challenges for environmental and socioeconomic sustainability. This study focuses on central Algeria, analyzing the spatial and temporal evolution of land use over three decades (1984-2021) using an integrated approach combining remote sensing and geographic information systems (GIS). The objective is to quantify the artificialization of the territory, identify the dynamics of transformation, and assess their impacts on ecosystems in order to provide decision-making tools for sustainable territorial governance. The data used in this study were obtained from Landsat satellite images acquired on different dates (TM 1984, ETM+ 2001, OLI-TIRS 2021). The study area was divided into two distinct geographical bands: a 30 km band and a 3 km coastal band. Maximum likelihood supervised classification was used to categorize the soil into five distinct classes. The quality of the classifications was assessed using the Kappa coefficient, which measures the accuracy of the results. The results obtained for the 30 km strip indicate a significant decline in agricultural land (50367 ha) and bare soil (49661 ha), in favor of an expansion of urban areas (increase of 87,810.82 ha), forest areas (increase of 26,303 ha) and water bodies (increase of 24 ha). In contrast, in the 3 km coastal strip, urbanization increased by 16,115.54 ha, while agricultural land decreased by 14,992.09 ha, bare soil by 9,637.30 ha, and water bodies by 128.67 ha. Forests also saw a notable increase of 5,489.84 ha. These results highlight a marked process of anthropization in the region, involving a significant transformation of natural landscapes and apparent degradation of natural resources.

Keywords: Remote sensing, Algerian Center, GIS, Spatio-temporal evolution

RÉSUMÉ

Les changements d'utilisation des terres et de la couverture terrestre, influencés par les activités humaines telles que l'agriculture ou l'urbanisation, constituent des enjeux majeurs pour la durabilité environnementale et socio-économique. Cette étude se concentre sur la zone centre Algérienne, analysant l'évolution spatio-temporelle de l'occupation des sols sur trois décennies (1984-2021) à travers une approche intégrée, combinant télédétection et système d'information géographique (SIG). L'objectif est de quantifier l'artificialisation du territoire, d'identifier les dynamiques de transformation et d'évaluer leurs impacts sur les écosystèmes, afin de fournir des outils d'aide à la

décision pour une gouvernance territoriale durable. Les données utilisées dans cette étude proviennent des images satellitaires Landsat acquises à différentes dates (TM 1984, ETM+ 2001, OLI-TIRS 2021). La zone d'étude a été segmentée en deux bandes géographiques distinctes : une bande de 30 km et une bande côtière de 3 km. La classification supervisée par maximum de vraisemblance a été appliquée pour catégoriser le sol en cinq classes distinctes. La qualité des classifications a été évaluée à l'aide du coefficient Kappa, permettant de mesurer la précision des résultats. Les résultats obtenus pour la bande de 30 km indiquent une régression significative des terres agricoles (50367 ha) et des sols nus (49661 ha), au profit d'une expansion des agglomérations (augmentation de 87 810,82 ha), des surfaces forestières (augmentation de 26 303 ha) et des plans d'eau (augmentation de 24 ha). En revanche, dans la bande côtière de 3 km, l'urbanisation a progressé de 16 115,54 ha, tandis que les terres agricoles ont diminué de 14 992,09 ha, les sols nus de 9 637,30 ha et les plans d'eau de 128,67 ha. Les forêts ont également connu une augmentation notable de 5 489,84 ha. Ces résultats mettent en évidence un processus d'anthropisation marqué dans la région, impliquant une transformation significative des paysages naturels et une dégradation apparente des ressources naturelles.

Mots clés : Télédétection, Centre Algérien, SIG, Evolution spatio-temporelle

1. INTRODUCTION

Les changements d'utilisation et de couverture des terres (LUCC) constituent un enjeu majeur à l'échelle mondiale, en particulier dans les régions soumises à une pression anthropique croissante(Lambin et al., 2001). L'artificialisation des sols, définie comme la transformation de surfaces naturelles ou agricoles en zones urbaines et infrastructures, est un phénomène accéléré par l'urbanisation, l'industrialisation et la croissance démographique (Seto et al., 2011). En Algérie, cette dynamique est particulièrement marquée dans les zones côtières, où se concentrent près de 70 % de la population et des activités économiques (Belala et al., 2018).

La télédétection et les systèmes d'information géographique (SIG) offrent des outils puissants pour quantifier et analyser ces transformations spatio-temporelles (Johnson, 1990; Sunny, 2024). Les images satellitaires multispectrales, comme celles de Landsat, permettent un suivi diachronique fiable grâce à leur résolution spatiale et temporelle adaptée (Weng, 2014). Plusieurs études ont utilisé ces technologies pour évaluer l'étalement urbain en Méditerranée (Salvati, 2025), mais peu se sont concentrées sur l'Algérie centrale, où l'urbanisation rapide menace les écosystèmes fragiles et les terres agricoles (Fertas et al., 2024).

La présente étude a pour objectif d'analyser l'évolution de l'artificialisation des terres dans la région centre de l'Algérie sur la période allant de 1984 à 2021, en s'appuyant sur une approche intégrée mobilisant la télédétection et les systèmes d'information géographique (SIG). Plus spécifiquement, il s'agit de : (1) quantifier l'étendue des surfaces artificialisées au cours de la période d'étude ; (2) identifier les principales dynamiques de changement d'occupation du sol, notamment la conversion des terres agricoles.

2. DONNEES ET METHODES

Les images satellitaires Landsat TM, ETM+ et OLI-TIRS de 1984, 2001 et 2021 téléchargées depuis le site web de l'USGS (https://earthexplorer.usgs.gov/) afin de couvrir l'ensemble de la zone d'étude. Les images téléchargées ont été orthorectifiées à l'aide d'une correction de terrain standard (niveau L1T)(USGS, 2019). Les images téléchargées étaient au format UTM zone 31N et WGS84.

Elles ont été traitées afin de vérifier qu'elles ne comportaient aucun nuage dans la zone étudiée. Ces scènes d'images ont été acquises pendant la période sèche (tableau1). Le logiciel ArcGis 10.4 et Microsoft Excel ont été utilisés pour réaliser cette étude.

Tableau1: Dates d'acquisition et caractéristiques des données images utilisées

Image	Nombre descènes	Date	Résolution (m)
Landsat-5 TM	02	15/08/1984	30
Landsat-7 ETM+	02	06/08/2001	30
Landsat-8 OLI-TIR	02	05/08/2021	30

Le processus s'est déroulé en trois (03) étapes : i) Prétraitement des images satellitaires et classification ; ii) ; exécution et validation des résultats de la classification supervisée par la méthode du maximum de vraisemblance ; enfin : iii) la quantification du changement.

2.1 Prétraitement des images satellitaires et classification

La couverture de la zone d'étude a nécessité deux (02) scènes Landsat pour les années 1984, 2001 et 2021. La mosaïque des scènes par capteurs grâce à l'outil "Copy Raster" puis "mosaic to new raster" ont été effectuées sur les images ci-dessus. Ensuite l'extraction des bandes de 30 km et 3 km ont été effectuées sur chaque image (figure1).

Ainsi, sur la base des connaissances de la région d'étude, acquises lors de plusieurs visites sur terrain, des anciennes cartes d'occupation du sol et des images Google Earth, un groupement des classes d'occupation du sol a été réalisé par une classification supervisée appuyée par l'algorithme du maximum de vraisemblance. Cet algorithme s'appuie sur les statistiques des zones d'entraînement, en calculant la probabilité d'appartenance d'un pixel à une classe donnée afin de l'affecter à l'occupation du sol la plus probable (Koffi Djagnikpo et al., 2017). À partir d'images multidatées de 1984, 2001 et 2021, Cinq classes d'occupation du sol ont été sélectionnées en fonction de l'objectif de l'étude : les forêts, les terres agricoles, sols nus, l'eau et l'espace urbanisé.Pour produire les cartes d'occupation du sol pour les années 1984, 2001 et 2021, au moins 50 échantillonsde polygone (zones d'entraînement)ont été prélevés pour chaque type d'occupation du sol.



Figure1 : Délimitation de la bande 3 km et 30 km de la région Algéroise

2.2 : Validation des classifications :

La validation des classifications a été effectuée à l'aide du coefficient de Kappa (MacQueen, 1967). Les valeurs de Kappa inférieures à 0.50, comprises entre 0.5 et 0.75 et supérieures à 0.75 indiquent respectivement une mauvaise, une acceptable et une excellente classification. Pour chaque carte d'occupation du sol, 50 points ont été utilisés pour cette évaluation. Ensuite, une comparaison diachronique des images Landsat de 1984, 2001 et 2021 a été utilisée.

Les résultats de l'analyse de la qualité des classifications supervisées effectuées révèlent que pour chacune des images de 1984, 2001 et 2021, les valeurs du coefficient Kappa sont respectivement de 0,78, 0,90 et 0,93, ce qui indique une discrimination statistiquement fiable entre les différentes classes d'occupation du sol. Les classifications sont donc jugées excellentes.

Les taux de changement de superficie (taux de changement global) des classes d'occupation du sol entre 1984 et 2021 ont été calculés à l'aide de l'équation proposée par la (FAO, 1996) (1).

$$Tg = \frac{S1-S2}{S1} * 100 \qquad (1)$$

Avec S1 la surface d'une classe d'unité de surface à la date t1 ; S2 la surface de la même classe d'unité de surface à la date t2.

Les valeurs positives signifient une augmentation de la surface de la classe sur la période analysée, tandis que les valeurs négatives indiquent une perte de surface d'une classe entre les deux dates. Les valeurs proches de zéro indiquent une relative stabilité de la classe sur les deux périodes.

3 : RESULTAT ET INTERPRETATION :

3.1 : La bande des 30km :

L'évolution de l'occupation du sol entre les deux dates peut être observée directement sur les cartes d'occupation du sol. Pour ce faire, nous avons adopté les mêmes symbologies (représentation cartographique) pour chaque type d'occupation du sol.

L'analyse visuelle des cartes obtenues (Figure 2) et Figure.3 montre que l'urbanisation se caractérise par une dynamique progressive au détriment des terres agricoles.

Les différentes conversions sont détaillées dans le tableau.2 Ce tableau montre la superficie de chaque classe pour les trois années de l'étude (1984, 2001 et 2021) et l'évolution de la superficie de chaque classe pour les trois années de l'étude et l'évolution de l'utilisation des sols sur cette période de 37 ans.

La superficie de l'urbanisation, en 1984 est de 14110 ha soit 3.27% de la superficie totale de la zone étudiée (432011 ha), en 2001 la superficie de l'urbanisation est passée à 47149 ha soit 10.91% de la superficie totale, en 2021, la superficie de l'urbanisation est augmentée à 87810 ha soit 20.32% de la superficie totale. L'augmentation de la superficie urbanisée est expliquée peut-être par la croissance démographique : la population de trois wilayas côtières (Tipasa, Alger et Boumerdes) est passée de 2961317 habitants en 1987 à 4414694 habitants en 2008, soit une augmentation globale de 48.84%. En 2021, la population estimée à 5771607 habitants, soit une augmentation globale de 31% en 13 ans. La population des communes côtières Algéroise est passée de 934297 habitants en 1987 à 1403072

habitants en 2008, soit un accroissement global de 38.16%, ou une multiplication par 1,38 en l'espace de 21 ans. Environ 32% de la population totale des trois wilayas côtières réunies (Tipasa, Alger, Boumerdes) vit dans des communes côtières, selon le recensement de 2008. En outre, l'installation d'infrastructures depuis l'indépendance jusqu'à aujourd'hui, des ports de commerce et de plaisance, des villes touristiques et des hôtels ont été construits sur la bande côtière à moins de 300 m.

Nous constatons que les taux de changement global de l'occupation de sol, une diminution de la superficie des terres agricoles de 23.68% et des sols nus de 36.65%, est compensé par une augmentation de l'urbanisation de 522%, des forêts de 38.95% et de palans d'eau de 7.97%.

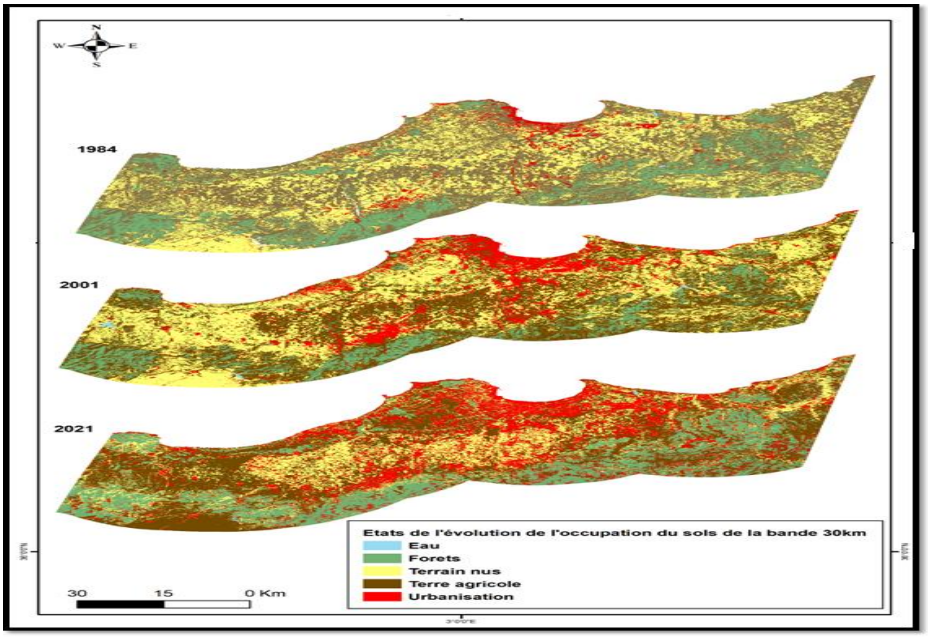


Figure 2 : Cartes d'occupation du sol de 1984, 2001 et 2021 de la région Algéroise

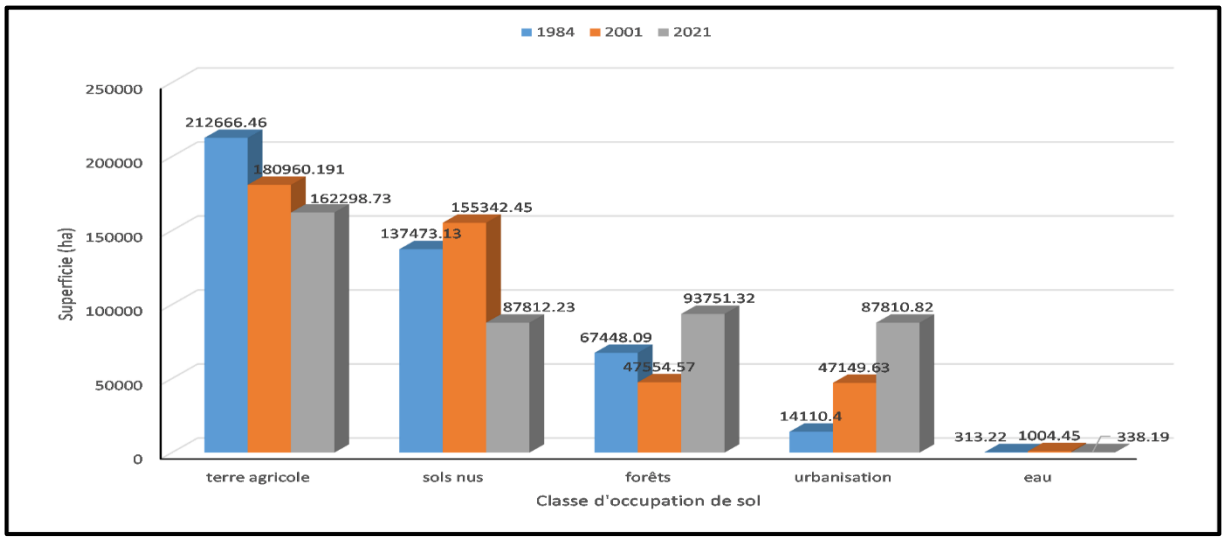


Figure3 : Evolution des classes d'occupation du sol de la bande 30 km de 1984 à 2021

Tableau 2: Evolution des occupations du sol dans la bande de 30 km entre 1984 et 2021 dans la région Algéroise

Occupation du sol	Superficie (ha)			Variation (%) 1984-2021
	1984	2001	2021	
Terres agricoles	**212666.46**	**180960.19**	**162298.73**	**-23.68**
Sols nus	137473.13	155342.45	87812.23	-36.65
Forêts	67448.09	47554.57	93751.32	38.99
Urbanisation	14110.4	47149.63	87810.82	522.31
Eau	313.22	1004.45	338.19	7.97

3.2 La bande des 3km :

L'analyse visuelle des cartes obtenues (figure4) montre que l'urbanisation est concentrée dans la baie d'Alger en 1984 puis progresse en 2001 vers l'est et l'ouest de la baie. En 2021, la quasi-totalité du littoral Algérois est occupée par l'urbanisation.

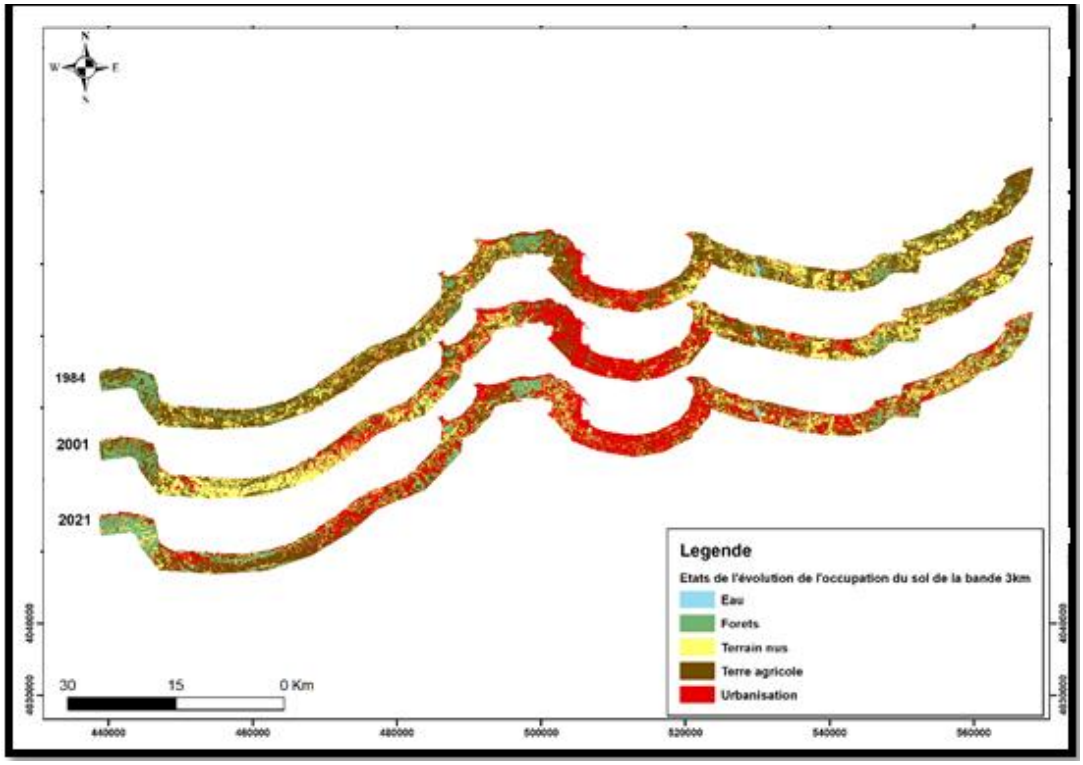
La superficie du littoral Algérois (du Mont Chenoua à l'Ouest à Cap Djenet à l'Est) est de 46363 ha. L'analyse des changements de l'occupation du sol a permis de conclure que la classe d'urbanisme a progressé de 4482.59 ha soit 9.75% en 1984, à 12950.19 ha soit 27.93% en 2001 et à 16115.54 ha soit 34.75% en 2021. La superficie de l'urbanisation en 2021 montre la littoralisation du littoral Algéroise.

Le taux global de changement entre 1984 et 2021 de l'utilisation des terres dans le littoral Algérois se caractérise par une diminution de -41,69% des terres agricoles, -12,21% des sols nus et -35,14% des plans d'eau qui sont transformés par une augmentation de 259,51% de l'urbanisation et de 19,04% des forêts (tableau 3).

Tableau 3 : Evolution des occupations du sol dans la bande de 3 km entre 1984 et 2021 dans la région Algéroise

Occupation du sol	Superficie (ha)			Variation (%) 1984-2021
	1984	2001	2021	
Terres agricoles	25714.47	15942.24	14992.09	-41.69
Sols nus	10978.65	14345.215	9637.30	-12.21
Forêts	4989.6	2848.94	5489.84	19.04
Urbanisation	4482.59	12950.19	16115.54	259.51
Eau	198.41	277.16	128.67	-35.14

Figure4 : Cartes d'occupation du sol de 1984, 2001 et 2021 de la côte Algéroise



4. CONCLUSION

Cette étude met en évidence l'ampleur et les dynamiques de l'artificialisation des sols dans la région centre de l'Algérie entre 1984 et 2021, à travers l'utilisation combinée des outils de télédétection et des systèmes d'information géographique (SIG). Les résultats obtenus, caractérisés par une forte expansion des zones urbaines, notamment dans la bande côtière de 3 km où les surfaces artificialisées sont passées de 9,75 % à 34,75 %, traduisent une transformation significative du paysage. Cette urbanisation rapide, s'opérant majoritairement au détriment des terres agricoles et des sols nus, a accentué les pressions exercées sur des écosystèmes littoraux déjà vulnérables.

Bien que l'augmentation des surfaces forestières observée puisse refléter des efforts de reboisement, elle demeure insuffisante pour contrebalancer les effets négatifs de l'étalement urbain, tels que la fragmentation écologique, l'imperméabilisation des sols et la sensibilité accrue aux aléas climatiques. Ces dynamiques traduisent des enjeux complexes à l'interface du développement socio-économique, des politiques d'aménagement et de la gouvernance territoriale.

Les résultats soulignent la nécessité urgente d'élaborer une planification territoriale plus intégrée et durable. Celle-ci devrait reposer sur trois axes principaux : la régulation de l'expansion urbaine, la préservation des terres agricoles et la restauration des milieux sensibles. L'intégration systématique des technologies géospatiales dans les processus décisionnels apparaît comme un levier stratégique, notamment en raison de la robustesse des analyses produites (coefficients Kappa élevés). En définitive, une telle approche est indispensable pour renforcer la résilience des territoires côtiers face aux pressions anthropiques croissantes et aux impacts du changement climatique.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Belala, F., Hirche, A., Muller, S.D., Tourki, M., Salamani, M., Grandi, M., Ait Hamouda, T., Boughani, M., 2018. Rainfall patterns of Algerian steppes and the impacts on natural vegetation in the 20th century. J. Arid Land 10, 561–573. https://doi.org/10.1007/s40333-018-0095-x

FAO, 1996. Forest resources assessment 1990: Survey of tropical forest cover and study of change processes. Food & Agriculture Org.

Fertas, L., Alouat, M., Benmahamed, H., 2024. The Emergence of Irrigated Agriculture in Semi-Arid Zones in the Face of Climate Change and Urbanization in Peri-Urban Areas in Setif, Algeria. Sustainability 16, 1112. https://doi.org/10.3390/su16031112

Johnson, L.B., 1990. Analyzing spatial and temporal phenomena using geographical information systems: A review of ecological applications. Landscape Ecol 4, 31–43. https://doi.org/10.1007/BF02573949

Koffi Djagnikpo, K., Drabo, O., Ouoba, A.P., Da, D.C.E., Tchamie, T.T.K., 2017. ANALYSE DE L'OCCUPATION DU SOL POUR LE SUIVI DE L'EVOLUTION DU PAYSAGE DU TERRITOIRE OUATCHI AU SUD-EST TOGO ENTRE 1958 ET 2015. CAHIERS DU CERLESHS XXXI, 203.

Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. Global environmental change 11, 261–269.

MacQueen, J., 1967. Some methods for classification and analysis of multivariate observations, in: Proceedings of the Fifth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability. Oakland, CA, USA, pp. 281–297.

Salvati, L., 2025. Economic Growth, Regional Disparities, and Urban Sprawl: The Mediterranean Experience. Springer Nature.

Seto, K.C., Fragkias, M., Güneralp, B., Reilly, M.K., 2011. A meta-analysis of global urban land expansion. PloS one 6, e23777.

Sunny, M.A.U., 2024. Unveiling spatial insights: navigating the parameters of dynamic Geographic Information Systems (GIS) analysis. International Journal of Science and Research Archive 11, 1976–1985.

Weng, Q., 2014. Global Urban Monitoring and Assessment through Earth Observation. CRC Press.

COMPARATIVE ASSESSMENT OF MBR AND RO FOR LEACHATE TREATMENT IN ALGERIA: PERFORMANCE AND OPERATIONAL INSIGHTS

Ahlam ATIK HAMOUD[1*], Fatima BOUMECHHOUR [2], Yacine KERCHICH [1]

[1] Environmental Engineering department, National Polytechnic School, BP 182, El Harrach, Algiers, Algeria.

[2] Department of Process Engineering, University of M'HamedBougara, Boumerdes, Algeria

*Corresponding author: Ahlam.atik_hamoud@g.enp.edu.dz

Paper ID : 8

ABSTRACT

Leachate treatment is a real challenge due to its complex composition, requiring effective and sustainable solutions. This study compares Membrane Bioreactor (MBR) and Reverse Osmosis (RO) efficiencies based on full-scale applications in the Algerian landfill of Hamici. Key performance indicators, including pollutant removal rates, operational feasibility, and economic viability, were assessed to determine the suitability of each technology under local conditions. Raw leachate in Algeria exhibits high levels of contamination, with Chemical Oxygen Demand (COD) ranging from 9,950 to 21,500 mg L^{-1}. MBR technology, which integrates biological degradation with membrane filtration through Nanofiltration (NF), demonstrated a COD removal efficiency of 97%, reducing COD to approximately 410 mg L^{-1}. In contrast, RO, which serves as an advanced treatment stage, achieved an even higher COD removal rate of 98%, lowering the final effluent COD to below 250 mg L^{-1}, ensuring compliance with stringent discharge standardsMBR provides stable treatment performance for high-strength leachate but faces membrane fouling issues, leading to increased maintenance. It remains a cost-effective biological solution. In contrast, RO delivers superior effluent quality, essential for reuse and strict discharge standards, but its broader implementation is limited by high energy demands and concentrate management challenges. The findings of this study provide valuable insights into optimizing treatment strategies for leachate management in Algeria. These insights help policymakers, landfill managers, and environmental authorities in selecting the most suitable and sustainable leachate treatment solutions.

KEYWORDS: Leachate Treatment, Membrane Bioreactor, Reverse Osmosis, Pollutant Removal

1. INTRODUCTION

Landfill leachate is a mixture of percolated rainwater and by-products of biodegradation processes within landfills (Liu et al. 2015). Landfill leachate will likely fluctuate in quantity and quality over time and space. It is influenced by diverse factors, such as landfill age, the type of waste contained in it, climatic conditions, and the specific landfill site's configuration (Dabaghian et al. 2018; Mor and Ravindra 2023).

Physical and chemical parameters such as pH, temperature, conductivity, chemical oxygen demand (COD), 5-day biochemical oxygen demand (BOD_5), suspended solids (SS), ammonia ($N\text{-}NH_{4^+}$), salts, and heavy metals are commonly assessed to measure the leachate pollution potential. Organic components, measured in terms of COD, BOD_5, and the ratio BOD_5/COD, are essential for assessing the organic contamination of leachate in aquatic ecosystems (Teng et al. 2021). Selecting an appropriate treatment technology depends on several factors such as leachate composition, treatment objectives, regulatory requirements, and site-specific conditions. Understanding these elements is essential for developing reliable leachate management strategies, as they directly influence the

environmental impact of landfills and the technical and economic feasibility of leachate treatment processes (Siddiqi et al. 2022; Wang and Qiao 2024).

The MBR integrates biological treatment processes with membrane filtration like MF or UF, offering a compact and optimized solution for degrading pollutants and removing suspended solids (Neoh et al. 2016). This technology is known to be one of the best at getting rid of COD, BOD_5, and nitrogen (Qiblawey and Judd 2019; Deng et al. 2022). The application of membrane technologies ensures consistent quality of the treated effluent, which can be either reused on site or discharged into aquatic environments. The RO system separates the influent into two streams: the permeate, which is the filtrated leachate and the residual concentrate, a highly polluted effluent, which is generally recirculated into the landfill cells (Talalaj 2019) The RO process, as a standalone post-treatment method, has proven to be an essential technique for achieving high levels of purification, eliminating hazardous metals, and enabling eventual water recovery (Cingolani 2019). These processes are known to be effective in lowering leachate conductivity, ensuring compliance with discharge regulations (Keyikoglu et al. 2021).

Numerous resources are available to assess the MBR and RO leachate treatment performance in cases of low COD loads; however, considering the challenging pollution charge, fewer resources are available. Therefore, this work reports a temporal evaluation of a full-scale leachate treatment facility in Hamici landfill (Algeria), with specific objectives for analyzing the leachate composition and evaluating the RO treatment performance over 12 months. The paper provides valuable insights about the main operational and technical field challenges, such as fouling and cleaning frequencies, chemicals and consumables. This paper also makes a contribution by presenting full-scale operational data from an MBR and RO plant on the same landfill, which is currently scarce in the literature.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Case study

This study was conducted within Hamici's Landfill, located southwest of Algeria's capital. It has been operational since 2014, with an overall capacity of 10 million tons of Municipal Solid Waste (MSW) and an estimated lifespan of 15 years. The leachate retention basin has a capacity of 30,000 m^3 and covers an area of 6,400 m^2. The Mediterranean climate is characterized by hot, dry summers and cool, humid winters. From January 2023 to December 2023, the average monthly temperatures in Algiers varied from 11.2°C in January to 26.6°C in August. Annual precipitation was approximately 600 mm, with the peak rainfall occurring in November and December, each with an average of about 90 mm. Relative humidity fluctuated annually, averaging roughly 67%.

The leachate studied in this article is characterized onsite. On the installation control screens, some parameters are checked daily and read directly from the PLC screen: pH, temperature (°C), and flow rate ($m^3\ h^{-1}$). Other parameters are analyzed twice a week using LCK kits from HACH: COD, NH_4^+, and PO_4^{3-}The BOD_5 is measured using OxiTop-i IS 6 (DIN EN 1899-2) BOD measuring instrument. The suspended solids (SS) analysis is conducted in external laboratories once a week and once a year, respectively. The analyses were performed following standard methods: ISO 6060-1989 (DCO), ISO 7150-1 (NH_4^+), and ISO 6878-2004 (PO_4^{3-}).

2.2. Leachate treatment facilities

a. Membrane Bioreactor and Nanofiltration (MBR+ NF)

The leachate treatment facility comprises membrane bioreactor (MBR), termed BIOMEMBRAT, an installation by WEHRLE Umwelt GmbH, followed by nanofiltration process. The

plant is designed to combine two main treatment stages: biological degradation in the reactors and physical separation through UF and NF. At Hamici landfill, leachate first undergoes lagooning in a 6,400 m² collection basin before treatment. In the homogenization tank, aerobic activity occurs at the surface and anaerobic at depth, reducing organic load. The biological stage includes two nitrification tanks (2 × 295 m³) and a denitrification reactor (163 m³), operating with a suspended solids load of 15 kgm^{-3}. The physical stage comprises ultrafiltration (UF, 54.4 m²) and nanofiltration (NF, 185 m²), with a nominal flow of 3.3 m^3h^{-1} (~80 m^3day^{-1}). UF permeate feeds the NF unit, while UF concentrate is recycled. The NF permeate is discharged or reused (e.g., for irrigation), and the NF concentrate is stored. Sampling points at raw influent, UF, and NF stages allow performance monitoring.

b. Reverse Osmosis (RO)

The full-scale RO plant, installed by VEOLIA Grs VALTECH, has been operational since 2017 and is designed to treat 120 $m^3\ day^{-1}$ of landfill leachate. It operates at 60–65 bar with an average recovery rate of 58%. The pretreatment sequence includes lagooning, bag filtration for coarse solids, pH adjustment (6.0–6.5 by H_2SO_4 dosing, 98%), sand filtration (3–5 mm), and cartridge filtration (10 µm) to minimize scaling and fouling risks. The RO configuration consists of a two-stage spiral-wound system: RO1 (ROLW 9144 ST 22) and RO2 (ROLW 9144 ST 4, BW30/SW30 elements), optimizing salt rejection and ensuring stable operation under high-strength leachate conditions. RO1 concentrate is sent back to the basin, while RO2 concentrate is recirculated to the homogenization tank. The RO2 permeate is reused on-site or discharged when compliant with discharge standards. The facility includes tanks, pumps, filters, compressors, sensors, and automated valves, allowing for precise control and performance tracking.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Leachate characterization

Table 1 presents the temporal evolution of Hamici's landfill leachate quality over 12 months, from January 2023 to December 2023.

Table 1: Leachate main characteristics 2023.

Parameter	Range	Mean	SD
COD (mg L^{-1})	10,086-21,500	13,837	3,297
BOD_5 (mg L^{-1})	1,200-3,666	2,130	731
BOD_5/COD	0.08-0.23	0.15	0.04
NH_4^+(mg L^{-1})	1,319-2,608	1,943	386
PO_4^{3-}(mg L^{-1})	18.27 – 23.9	21.3	0.3
pH	8.1-8.7	8.3	0.08

COD: chemical oxygen demand, BOD_5: 5-day biochemical oxygen demand; $N\text{-}NH_4^+$: ammonium; SD: Standard Deviation

The statistical analysis of raw leachate characteristics in 2023 highlights the high pollutant load and low biodegradability typical of mature landfill leachate. COD values ranged from 10,086 to 21,500 mgL^{-1} with a mean of 13,837 mgL^{-1}, indicating strong organic contamination and significant

variability (SD = 3,297 mgL^{-1}). BOD_5 values, with a mean of 2,130 mgL^{-1}, remained markedly lower than COD, yielding a BOD_5/COD ratio of 0.15, which confirms a low biodegradability and suggests the presence of refractory organic compounds.

Ammonium concentrations were also elevated, with a mean of 1,943 mgL^{-1} reflecting the advanced stabilization phase of waste and the accumulation of nitrogenous compounds. Phosphate levels remained relatively stable, around 21.3 mgL^{-1}, potentially due to detergent residues or anaerobic release from waste. pH values, ranging between 8.1 and 8.7, indicate mildly alkaline conditions, typical of mature leachate with reduced acidogenic activity. These values underscore the necessity for robust treatment processes capable of handling high-strength, low-biodegradability effluents.

Leachate treatment: MBR and RO efficiencies

Table 1 presents the leachate main parameters, output values of both MBR and RO and the Algerian limit values, over 12 months (2023)

Table 2: Raw leachate, output values and removal rate for MBR and RO (2023)

Parameter	Raw leachate	Treated by *MBR*	Removal Rate *MBR*	Treated by *RO*	Removal Rate *RO*	Algerian Discharge Standard
COD (mgL^{-1})	13,837	410	97.0%	254	97.8%	≤ 120
BOD_5 (mgL^{-1})	2,130	11	99.5%	227	89.3%	≤ 30
NH_4^+ (mgL^{-1})	1,943	3	99.8%	105	94.7%	≤ 35
PO_4^{3-} (mgL^{-1})	21.3	11.15	47.6%	—	—	N/A
pH	8.3	6.4	—	6.13	—	6.5 – 8.5

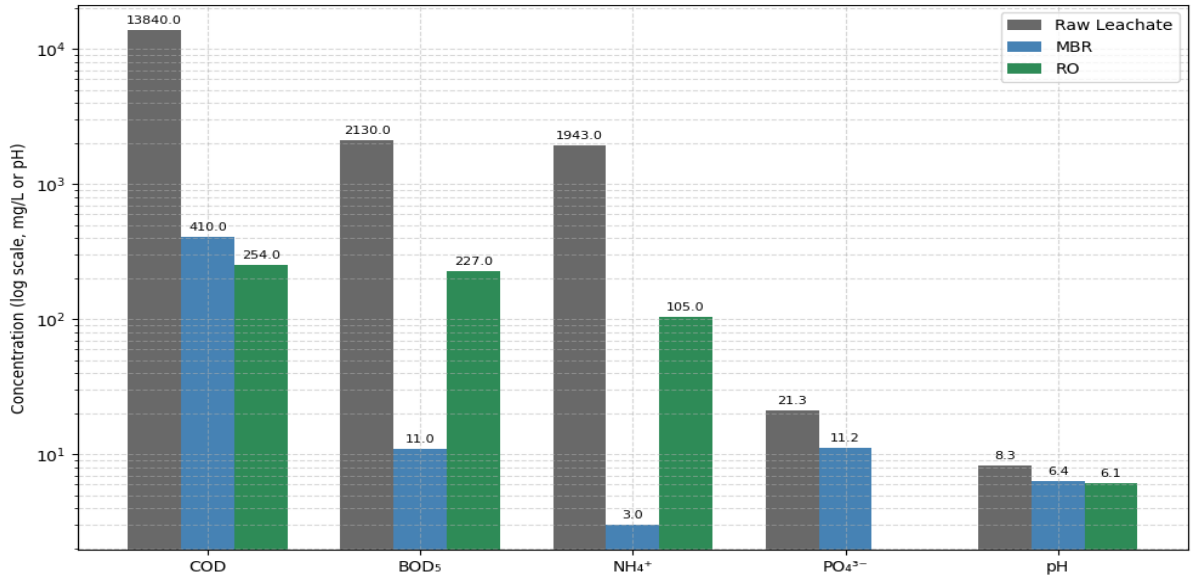


Figure 28 : Leachate quality: raw input, MBR and RO output values

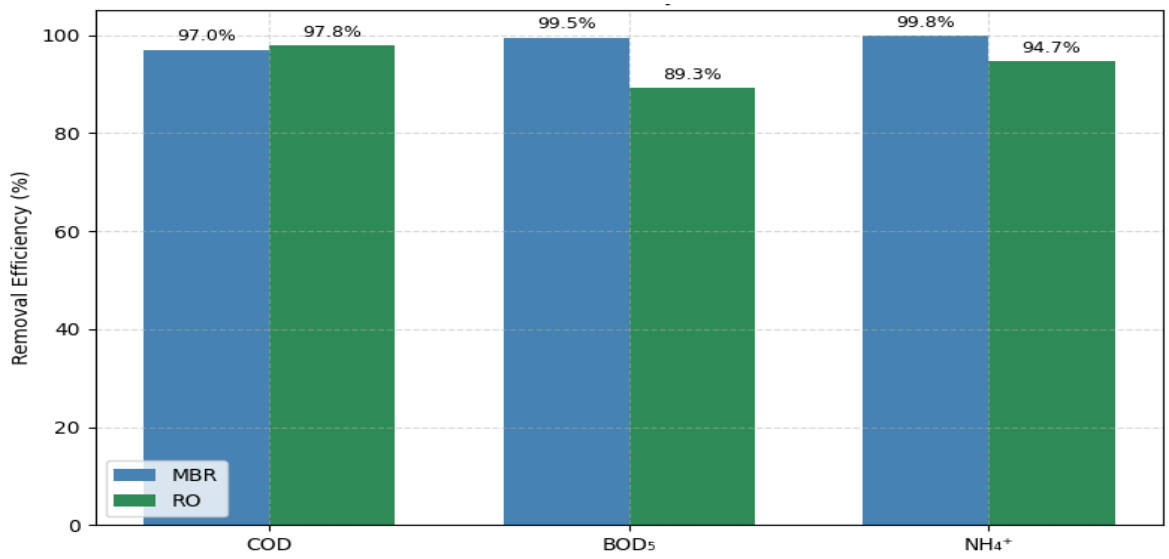


Figure 29 : Pollutant removal efficiency: MBR vs RO

The comparative analysis of treatment performance in 2023 reveals that both MBR and RO systems achieve high removal efficiencies for key pollutants present in landfill leachate. The MBR demonstrated excellent biological performance, with COD, BOD_5, and NH_4^+ removal rates reaching 97.0%, 99.5%, and 99.8% respectively. In contrast, the RO unit achieved slightly higher COD and NH_4^+ removal rates (97.8% and 94.7%), but showed lower efficiency in BOD_5 removal (89.3%), which may be attributed to the limited biodegradability of certain organic compounds and the absence of biological degradation in the RO process.

It is important to note that COD and BOD_5 are not the primary performance indicators for pressure-driven membrane processes such as RO and NF. However, they were deliberately included in this study for the following reasons:

To ensure comparability with the MBR stage, where biological degradation is the dominant mechanism.

Because COD and BOD_5 are the most widely regulated and routinely monitored parameters for landfill leachate discharge in Algeria, making them essential for compliance assessment.

Due to site-specific constraints, ion-specific analysescould not be performed on a systematic basis, whereas COD and BOD_5 monitoring was feasible and consistently applied.

Despite these limitations, RO performance was also assessed through parameters more representative of its separation mechanisms, such as ammonium, conductivity, and pH, which provide a clearer picture of ion rejection efficiency.

While the MBR effluent exceeded national discharge limits for COD (410 mgL^{-1} vs. 120 mgL^{-1}), it significantly outperformed RO in terms of BOD_5 reduction. The RO system, however, produced a more polished effluent with lower average COD and ammonium concentrations. The limited removal of phosphate (47.6%) in the MBR highlights a persistent challenge in nutrient management. These results support the complementary nature of the two technologies and reinforce the potential of a hybrid MBR–RO configuration to achieve both regulatory compliance and operational robustness (Wijekoon 2022).

3.2. Leachate treatment and operational insights: MBR Vs RO

Both MBR and RO systems achieved high pollutant removal efficiencies, exceeding 90% for COD, BOD_5, and NH_4^+.The MBR process demonstrated stable long-term performance despite declining biodegradability (BOD_5/COD ~0.15), benefiting from the co-treatment of old and fresh leachate streams. Operationally, it showed resilience to load fluctuations and moderate maintenance needs. However, phosphate removal remained limited, and effluent COD often required further polishing to meet discharge standards.

In contrast, RO delivered superior effluent quality, especially when both treatment stages (RO1 and RO2) were functional. Nevertheless, the process faced significant operational constraints: frequent membrane fouling, downtime (up to 10 days/month), and high chemical use (e.g., 36,253 kg H_2SO_4 in 2023). The concentrate management remains unresolved, raising environmental and economic concerns.

Overall, MBR proves to be more operationally viable for high-strength leachate, while RO ensures advanced polishing but at higher complexity and limited sustainability. A hybrid MBR–RO configuration is recommended to balance performance and long-term feasibility under Algerian conditions.

4. CONCLUSION

Leachate treatment remains one of the most complex and cost-sensitive challenges in waste management. This study assessed and compared the performance of full-scale MBR and RO systems operating in 2023 under real landfill conditions in Algeria. Both technologies demonstrated high removal efficiencies, with COD, BOD_5, and NH_4^+ reductions exceeding 90%. MBR provided stable and resilient treatment with lower operational complexity, while RO achieved superior effluent polishing, confirming its technical robustness despite greater sensitivity to fouling, chemical dependency, and concentrate management issues. The findings underscore the complementary nature of both technologies and support the deployment of hybrid MBR–RO systems to meet regulatory discharge limits while optimizing operational sustainability. Future research should focus on the long-term impact of external factors on leachate composition, predictive modeling of treatment performance and cost, and the development of sustainable strategies for concentrate valorization or disposal.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported by Directorate General of Scientific Research and Technological Development, Algeria and EPIC GECETAL at the landfill of Hamici (Algeria).

REFERENCES

Cingolani D., Fatone F., Frison N., Spinelli M. and EusebiA.L.(2018). Pilot-scale multi-stage reverse osmosis (DT-RO) for water recovery from landfill leachate. *Waste Management*, 76, 566–574.https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.014

Dabaghian Z., Peyravi M., Jahanshahi M. and Rad A.S. (2018). Potential of advanced nano-structured membranes for landfill leachate treatment: A review. *ChemBioEng Reviews*, 5, 119–138.https://doi.org/10.1002/cben.201600020

Keyikoglu R., Karatas O., Rezania H.,Kobya M., Vatanpour V. and Khataee A. (2021). A review on treatment of membrane concentrates generated from landfill leachate treatment processes. *Separation and Purification Technology*, 259, 118182.https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.118182

Liu Z.P., Wu W.H., Shi P., Guo J.S. and Cheng J. (2015). Characterization of dissolved organic matter in landfill leachate during the combined treatment process of air stripping, Fenton, SBR and coagulation. *Waste Management*, 41, 111–118.https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.044

Mor S. and Ravindra K. (2023). Municipal solid waste landfills in lower- and middle-income countries: Environmental impacts, challenges and sustainable management practices. *Process Safety and Environmental Protection*, 174, 510–530.https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.04.014

Siddiqi S.A., Al-Mamun A., Baawain M.S. and Sana A. (2022). A critical review of the recently developed laboratory-scale municipal solid waste landfill leachate treatment technologies. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 52, 102011.https://doi.org/10.1016/j.seta.2022.102011

Tałałaj I.A. (2019). Quality of leachate from landfill with reverse osmosis concentrate recirculation. *Journal of Ecological Engineering*, 20, 205–211.https://doi.org/10.12911/22998993/111711

Teng C., Zhou K., Peng C. and Chen W. (2021). Characterization and treatment of landfill leachate: A review. *Water Research*, 203, 117525.https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117525

Wang J. and Qiao Z. (2024). A comprehensive review of landfill leachate treatment technologies. *Frontiers in Environmental Science*, 12.https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1439128

Wijekoon P., Koliyabandara P.A., Cooray A.T., Shiung Lam S.,AthapattuB. C.L. andVithanage M. (2022). Progress and prospects in mitigation of landfill leachate pollution: Risk, pollution potential, treatment and challenges. *Journal of Hazardous Materials*, 421, 126627.https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126627

RESILIENCE DES VILLES ET SOLUTIONS INTELLIGENTES LE CAS DE LA GESTION DES DECHETS DE SOINS A CONSTANTINE

. Aïda DJEGHAR[1]*, Oussama KHEBBAZA[2], et Aymen LATRAOUI[3]

[1] l'institut de GTU, Laboratoire de biostatistique, mathématiques, bio-informatiques appliquées aux sciences de la santé (BIOSTIM) / Université de Constantine 3 Salah Boubnider, Constantine, Algérie.
[2]Institut de GTU, master 2 gestion durable des déchets en milieu urbain / Université de Constantine 3 Salah Boubnider, Constantine, Algérie.
[3] Institut de GTU, master 2 gestion durable des déchets en milieu urbain / Université de Constantine 3 Salah Boubnider, Constantine, Algérie.
*Auteur correspondant : aida.djeghar@univ-constantine3.dz

Paper ID :141

ABSTACT

Our contribution emphasizes the interest in smart and sustainable solutions in urban waste management, particularly in the case of the collection and transportation service for healthcare waste. this public service, highly sensitive due to the nature of healthcare waste, remains an essential necessity in the face of shortcomings in the handling, administration, and disposal of this special waste, especially as the number of state and private healthcare facilities continues to increase in the city of constantine. our methodology is based on observation and field research. the investment approach is based on documentary research, focused on various academic and professional sources, and it also relies on a case study related to the impact of intelligent management and the use of gis in the management of healthcare waste in the city of constantine. the field survey revealed that the healthcare sector in constantine requires the strengthening of actors operating in waste collection and transportation, deemed insufficient in the face of a spreading healthcare activity jointly provided by the public and private sectors. the proposed solution involvescreating a healthcare waste collection company, acting as an intermediary between waste generators and incinerators, offering its services thru a digital platform and a dedicated application. these devices are used to estimate and evaluate the amount of waste generated by each healthcare facility, to plan collection routes, to participate in awareness campaigns, and to popularize environmental education and the regulations governing this type of waste. these solutions allow for gaining a significant share of the local market, support the sustainable and shared management of the public health service in the city, and simultaneously strengthen the resilience of the health system and the city.

KEYWORDS: Public service, management, waste, care, NICT, GIS, Constantine, sustainability

RÉSUMÉ

Notre contribution met l'accent sur l'intérêt des solutions intelligentes et durables dans la gestion des déchets en ville, en particulier le cas du service de collecte et de transport des déchets de soins. Ce service public, très sensible en raison de la nature des déchets de soins, demeure une nécessité essentielle face aux insuffisances en matière de prise en charge, d'administration et d'élimination de ces déchets spéciaux, d'autant plus que le nombre d'établissements sanitaires étatiques et privés ne cesse d'accroitre au niveau de la ville de Constantine. Notre méthodologie s'appuie sur l'observation et une recherche sur le terrain. La démarche d'investissement repose sur une recherche documentaire, axée sur diverses sources académiques et professionnelles, elle s'appuie aussi sur un cas d'études relatif à l'impact de la gestion intelligente et l'usage des S.I.G. dans la gestion des déchets de soins au niveau de la ville de Constantine. L'enquête de terrain a révélé que le secteur de santé à Constantine nécessite le renforcement des acteurs opérant dans la collecte et le transport de

déchets, qualifiés insuffisants devant une activité de soin en propagation assurée conjointement par le secteur public et par le privé. La solution proposée consiste à créer une entreprise de collecte des déchets de soins, intermédiaire entre les générateurs de déchets et les incinérateurs, elle offre ses services à travers une plateforme numérique et une application dédiée. Ces dispositifs servent à estimer et évaluer la quantité de déchets générée par chaque établissement de soins, à planifier les trajets de collecte, à participer à des campagnes de sensibilisation, et à la vulgarisation de l'éducation environnementale et à la réglementation régissant ce type de déchet. Ces solutions permettent de gagner une part significative du marché local, appuient la gestion durable et partagée du service public sanitaire en ville et renforcent la résilience du système de santé et de la ville en même temps.

MOTS-CLÉS : Service public, Gestion, déchets, soins, NTIC, SIG, Constantine, Durabilité

1. INTRODUCTION

Les villes sont des espaces les plus exposés aux risques socio-économiques, environnementaux, et naturels... la gestion de la ville renvoie à l'ensemble des démarches et approches, initiées par les gestionnaires (collectivités territoriales), qui contribuent bon fonctionnement de la ville et de la vie citadine, veillent à réduire les vulnérabilités et à maitriser les risques. La gestion de la ville revoie aussi à toutes les missions et actions visant à renforcer la présence des services publics à la population, à améliorer leur qualité et à adapter les différentes prestations de service aux habitants d'un ensemble résidentiel. La gestion des déchets, l'une des facettes de cette gestion, elle s'intéresse à garantir le service public urbain relative à la collecte, le transport, l'élimination et la valorisation des déchets et dont le but est d'atteindre les piliers et les objectifs du développement durable.

Les villes algériennes sont confrontées au problème de déchets urbains, plusieurs facteurs sont à l'origine, entre autres : le manque de moyens d'intervention sur des territoires urbains vastes, le défaut de perception du risque des déchets, le manque de bonnes pratiques chez les habitants, insuffisance en matière d'acteurs dans cette filière.etc

Le numérique, les technologies avancées, la géomatique offrent de nombreux avantages dans la prise en charge de ce défi. Ces outils permettent aux acteurs urbains (Collectivités territoriales, opérateurs privés, la communié urbaine.) de mieux saisir les origines et les gisements de déchets urbains, de comprendre le comportement des citoyens et de dégager les stratégies à développer et prédire les évolutions.

La création des micros entreprises et startups spécialisées dans le domaine de la gestion des déchets est devenues une solution incontournable dans la gestion responsable des villes; surtout dans un contexte économique actuel qui encourage les initiatives privées structurées et novatrices. Dans ce contexte, la bonne administration de la question des déchets urbains comprend le contrôle de l'ensemble du processus de gestion et le repérage des acteurs, depuis l'opération du tri sélectif, la collecte des déchets, l'optimisation des itinéraires jusqu'au traitement et la valorisation des déchets, en faisant recours aux technologies et du numérique.

Notre contribution met l'accent sur l'intérêt des solutions intelligentes et durables dans la gestion des déchets en ville, en particulier le cas du service de collecte et de transport des déchets de soins. Ce service public, très sensible en raison de la nature des déchets qui nécessite des conditions spéciales de stockage et de transport, demeure une nécessité essentielle face aux insuffisances en matière de prise en charge, d'administration et d'élimination de ces déchets spéciaux, d'autant plus que le nombre d'établissements sanitaires étatiques et privés ne cessent d'accroitre au niveau de la ville de

Constantine. Ce processus permet de gagner une part significative du marché local, de partager des solutions innovantes et meilleures pratiques durables pour d'autres types de déchets, ce processus permet aussi de réaliser une ville résilience.

Notre démarche d'investissement repose sur une recherche documentaire, axées sur diverses sources académiques et professionnelles, elle s'appuie aussi sur un cas d'études sur terrain relative à l'impact de la gestion intelligente (plateformes numériques et applications intégrées durables, adaptées aux spécificités des déchets.) et l'usage des systèmes d'information géographique dans la gestion des déchets de soins au niveau de la ville de Constantine. Les collectivités territoriales et acteurs de la santé peuvent tirer profit de ces solutions en renforçant la traçabilité du processus de la gestion, d'établir des études prospectives et de riposter en cas de crises sanitaires soudaines.

Ces solutions appuient la gestion durable et partagés du service public sanitaire en ville et renforce la résilience du système de santé et la ville en même temps.

2. CONTEXTE D'ETUDE ET METHODOLOGIE

Les déchets sont définis comme tous résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou, plus généralement, tout objet, bien meuble dont le détenteur se défait, projette de se défaire, ou dont il a l'obligation de se défaire ou de l'éliminer ((Loi 01-19, 2001)En ville, les déchets sont caractérisés selon leurs origines et compositions, ils sont de nature variée. Conformément à la loi 01-19 relative à la gestion des déchets, les déchets sont de formes :

Déchets ménagers et assimilés : issus des ménages et autres similaires issus des activités industrielles, commerciales et artisanales.

Déchets encombrants : sont des déchets à caractères volumineux.

Déchets spéciaux : sont des déchets originaires des activités industrielles, agricoles, de soins et de services qui nécessitent une gestion particulière en raison de leurs spécificités (nature et composition).

Déchets spéciaux dangereux : sont les déchets qui présentent une menace fatale sur la santé ou sur l'environnement.

Déchets d'activité de soins : sont les déchets issus des activités de médecine humaine et vétérinaire.

Déchets inertes : relatifs, entre autres, aux activités minières, exploitation des carrières et les déchets de démolition et qui ne portent pas atteinte, ni à la santé publique ni à l'environnement.

La gestion des déchets urbains représente un défi majeur pour les collectivités territoriales ainsi que pour les acteurs de la ville, particulièrement ou le mode de consommation actuel en ville s'est transformé vers la production massives des déchets journaliers et de toutes natures (cartons, plastique, verre, verts...) et par d'autres activités relatives au poids économique de la ville et à l'attractivité de ses services (administratifs, éducatifs, santé...) génératrices de déchets. La gestion des déchets comprend des activités de collecte, de transport, de tri, de stockage intermédiaire, de traitement, de stockage final(Geoconfluences, 2025)des déchets , elle a pour finalité soit de leurs donner une deuxième vie, les transformer et les valoriser en ressource économique, soit, cette opération, veuille à les éliminer définitivement en tant que source de nuisance et de risque sur les écosystèmes. A cet effet, Les acteurs sont appelés à instaurer des visions stratégiques et de mener des actions partagées et collaboratives

avec tous les acteurs de la ville, publics, privés, société civile, université et partenaire socio-économique.

Les déchets d'activités de soins sont des résidus complexes et hétérogènes, générés quotidiennement par les établissements et structures sanitaires comme les hôpitaux, les salles de soins, les pharmacies, les laboratoires d'analyse et autres établissements. l'organisation mondiale de la santé OMS, mentionne « qu'environ 85 % sont des déchets de type général et ne sont pas dangereux, les 15 % restants sont considérés comme des matières dangereuses qui peuvent être de type infectieux, toxique, cancérogène, inflammable, corrosif, réactif, explosif ou radioactif»(OMS, 2021).Dans le monde, la quantité des déchets dangereux générée par les pays est disparate, elle varie entre « 0.5kg de déchets dangereux par lits d'hôpital par jour dans les pays à revenu élevé » et « 0.2 kg/lits d'hôpital par jour pour les pays dont le revenu est faible »(OMS, 2021). Ces déchets nécessitent de conditions spécifiques d'hygiène et de sécurité dans tout le processus de la gestion, depuis la collecte, le stockage et l'élimination, afin de protéger le personnel technique et médical, les patients, les colleteurs de déchets, la population et l'environnement d'une manière générale. Le non-respect des mesures requises rend ces déchets une source fatale de contamination des écosystèmes et de propagation de maladies et pathologies.

2.1. Constantine et structures de santé :

Située à l'Est de l'Algérie, la métropole de Constantine, est dotée de nombreux équipements sanitaires hiérarchisés : structurants, de proximité et de bases (Tableau 1). Le Centre Hospitalo-universitaire CHU de Ben Badis s'impose par sa position au centre-ville de Constantine et par sa vocation qui dépasse le service de soins médicaux à la formation universitaire, et il « draine au-delà de ses limites administratives (Zeghdar, 2023). Le CHU procure des prestations sanitaires à la population locale ainsi que celle des autres régions « de plusde 15 wilayas de l'Est algérien (Zeghdar, 2023)», son caractère structurel lui donne le rôle moteur de l'animation de la structure sanitaire de la ville et favorise son attractivité. La ville est marquée aussi par d'autres structures hospitalières spécialisés périphériques en Uro-Néphrologie, Cardiaque, psychiatrique, Mère et Enfants, et dont l'aire de desserte franchie les limites de la wilaya.

D'autres structures de proximité, de bases et de suivi médicale (exp centre de base spécialisé, polycliniques, salles de soins.) sont reparties au niveau des quartiers de la ville, leurs caractère résidentiel et d'accompagnement médicale leurs donne une position centrale dans la desserte en matière de service de soin et de consultation médicale qui correspond au besoin courant des résidents.

Tableau 8: les structures sanitaires à Constantine (Wilaya) 30/12/2019

Structures	CHU	Hopital General	Hopital Spécialisé	Polyclinique	Salle De Soins	Labo Publics	Maternité
Nombre	1	5	4	38	67	1	10

Source : https://interieur.gov.dz/Monographie/article_detail.php?lien=1640&wilaya=25

Par ailleurs, Le privé est très présent dans le domaine de la santé à Constantine, plusieurs cabinets médicaux et cliniques privés assurent les consultations journalières, des soins et actes chirurgicaux, et appuient la demande en matière de service sanitaire en perpétuelle croissance. Ces structures qui ont été estimé à « *23 cliniques en 2018* (Zeghdar, 2023)», sont reparties sur les quatre coins de la ville mais aussi au niveau des villes satellites de Constantine (El Khroub, la ville Ali Mendjeli, Ain Smara...etc) (Constantine 18, El Khroub 3, la nouvelle ville Ali Mendjeli 02). Dont leur

rayonnement touche à plusieurs villes de l'Est Algérien. « 40 % des cliniques installées sont des cliniques médicochirurgicales. 26 % sont enregistrées comme étant des cliniques d'hémodialyse, 13 % de diagnostic, 8 % comme étant des cliniques médicales de jour. 8 % sont enregistrées comme des cliniques ophtalmologiques et 4 % comme étant des centres anticancéreux »(Zeghdar, 2023).

Les services de santé sont assurés par les deux secteurs : public et privé, par 1644 médecins spécialistes et 1811 généralistes, 859 chirurgiens dentiste et 693 pharmaciens(Monographie des wilayas, 2022)

2.2. Constantine et déchets de soins:

Considéré comme déchets dangereux et à risque sur la santé publique et l'environnement, les déchets d'activité de soins et à risques infectieux (DASRI), requièrent une attention et gestion particulière de la part des acteurs locaux, des opérateurs dans le domaine de l'environnement et de la santé, car le caractère dangereux de ces déchets exige sa prise en charge dès la source jusqu' à l'élimination. Ces déchets sont récupérés et triés soigneusement au niveau des établissement sanitaires, sous conditions de collectes, ils sont soit brulés ou incinérés au niveau des incinérateurs des hôpitaux, « *276 incinérateurs sont installés dans les établissements de santé, en Algérie* », soit ils sont acheminés vers des incinérateurs privés, « *Cinq centres privés répartis entre Constantine, Ouargla, Oum El Bouagui, Oran et Alger sont agréés par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement*(Chaoui, 2020)».

Les structures sanitaires à Constantine, génèrent beaucoup des déchets relatifs à l'activité des soins, les quantités de déchets traités sont importantes et ont évolués dans le temps, les données de l'année 2016 révèle que seul *le centre hospitalier universitaire CHU de Benbadis génère 4 tonnes par semaine de déchets issus de l'activité de soins*. Ces déchets collectés auprès *de 56 services du CHU ont été incinéré par une entreprise privée installée à Biskra*(Algérie, 360°, 2016). Des rotations de deux voyages par semaine ont été prévues pour éliminer ces déchets considérés comme dangereux et à risque sur la santé du personnel et sur l'environnement. En 2018 deux incinérateurs ont été mis en œuvre à l'hôpital de Constantine d'une capacité de combustion *de 350kg/ heure et 10kg/ h, et plus de 810 tonnes de déchets médicaux ont été incinérées*(Algérie, 360°, 2016). Un autre incinérateur privé à Didouche Mourad, Commune limitrophe de Constantine, incinère quotidiennement treize mille (13000) tonne de médicaments périmés et autres déchets hospitaliers(lestrepublicain, 2023). En 2022, 351 tonnes de déchets médicaux ont été enregistré à Constantine(lestrepublicain, 2023)

La quantité de déchets éliminés par l'incinérateur est variable selon la région de la déserte de l'incinérateur, elle est variable dans l'année, un exemple de l'incinérateur situé dans la comme de Skikda, démontre que la quantité annuelle des déchets reçus et traité en 2024 dépasse de 670000 Kg (670,569 tonnes), la figure n°1 démontre la progression de la quantité de déchets ente janvier 2024 et décembre 2024.

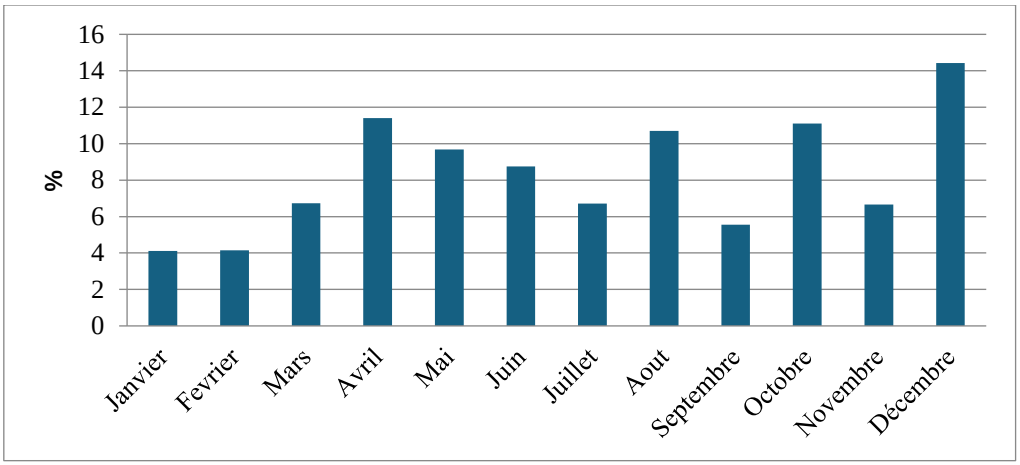


Figure 30: les Déchets DASRI et de soins enlevés et traités par un incinerateur privé en 2024 en %.

Ces déchets sont variables et invoquent un conditionnement de stockage et de transport particulier:

Les DASRI et placenta issu des cliniques et hôpitaux et autres DASRI originaire de laboratoires sont stockés d'une durée de 48h au maximum dans des sachets jaunes et bidon collecteur jaune, les médicaments périmés issus des pharmacies sont stockés dans des sachets rouge et transportés dans des cartons ; les déchets pharmaceutiques, quant à eux, sont stockés et transportés dans cartons et palettes et fut plastiques, et ne dépassant pas la durée de 72 h au maximum.

3. **RESULTATS ET DISCUSSIONS** :

D'après l'agence nationale de déchets AND « *les filières professionnelles spécialisées dans la collecte et le traitement des DASRI*»(AND, 2019).demeure insuffisante devant une activité de soin en propagation assurée conjointement par le secteur public et par le privé, et devant une demande sur les services sanitaires en perpétuelle croissance sur tout le territoire national. A Constantine, ce créneau est encore vierge, selon notre enquête en 2024, un seul transporteur privé assure la liaison entre les établissements sanitaire et les incinérateurs. A cet effet, Le rôle du secteur du privé à travers la création des startups et des micros entreprises dans le domaine de la gestion des déchets d'une manière générale et particulièrement dans le domaine de la gestion des déchets de soins est incontournable. Le montage des entreprises intermédiaires entre les structures de santé, générateurs des déchets de soins et les établissements de traitement et d'élimination des déchets (incinérateurs) publics et privées accréditées est l'une des solutions durables à cette question.

A l'ère du numérique, la transformation digitale peut apporter des avantages significatifs dans la gestion des déchets d'activités de soins (DAS/DASRI). C'est à travers la création d'une plateforme numérique et application dédiés à la gestion ces déchets, que les acteurs maitrisent l'offre de service, planifient les trajets de collecte, estiment et évaluent la quantité de déchets générer par chaque établissement de soins. Ces outils permettent aussi de prédire l'avenir des gisements et les éventuelles solutions. les plateformes appuyées par des systèmes d'information géographique garantirent la traçabilité des déchets, (quantités transporte, les itinéraires, ..) et participent l'optimisation des circuit de transport. La plateforme proposée dans notre mémoire PFE et startup inscrit dans le cadre du1275, a pour objectif de :

- Assurer le transport entres les générateurs de déchets et les incinérateurs et propose des solutions personnalisées à la carte selon l'urgence de transport et en respects des normes et conditions de transports.

- Assurer les moyens de transports et contenants spécifiques et homologués pour le stockage de ce type de déchets et d'assurer une régularité et sécurité du service.

- s'ouvrir à d'autres wilaya et régions pour une prestation de services durable et efficaces.

-A travers l'interface de la plateforme, des compagnes de sensibilisation, la participation à la vulgarisation de l'éducation environnementale et à la réglementation régissant ce type de déchet est envisagée.

Ce projet participe à concrétiser les objectifs du développement durable, il participe à l'économie locale et national par la création de poste d'emploi.

3.1. La résilience de la ville et des systèmes de la santé

Le concept résilience qui prends ses origines des sciences de la matière est devenu le mot d'ordre dans de différentes disciplines, (sociologie, santé, psychologie, sciences de la ville, l'environnement...). En ville, *la résilience est la capacité de tout système urbain et de ses habitants à affronter les crises et leurs conséquences, tout en s'adaptant positivement et en se transformant pour devenir pérenne. Ainsi, une ville résiliente évalue, planifie et prend des mesures pour se préparer et réagir à tous les aléas – qu'ils soient soudains ou à évolution lente, prévus ou non. Les villes résilientes sont donc mieux à même de protéger et d'améliorer la vie des gens, de sécuriser leurs acquis, de promouvoir un environnement favorable aux investissements et de favoriser les changements positifs*. (UN-HABITAT, 2025)

La résilience des systèmes de santé s'entend de *« la capacité d'un système, d'une communauté ou d'une société exposés à des aléas de résister à leurs effets, de les résorber, de s'y adapter, de se transformer en conséquence et de s'en relever rapidement et efficacement, notamment en préservant et en rétablissant les structures et fonctions essentielles au moyen de la gestion des risques* » (UN-HABITAT, 2025).Sur cette base la résilience des villes est appuyée sur la résilience contre tous types de risques, elle concrétise aussi la résilience de ses services procurés à ses habitants. Dans le domaine de la santé, le système de la santé, les services publics sanitaires doivent être résilients prêts à s'adapter à des imprévus, accessibles à toute la population, même en période de crise et soutenus par un plan de gestion des risques sanitaires.

4. CONCLUSION

Les plateformes numériques, l'engagement du secteur privé, l'approche participative, et la bonne gouvernance urbaine, sont des conditions clés pour une gestion intégrée des risques sanitaires mais aussi dans le développement économique et sociétale des villes, cette démarche favorise une résilience urbaine et une administration durable et efficience du service public, entre autres, sanitaire. Les collectivités territoriales et acteurs de la santé peuvent tirer profit de ces solutions en renforçant la traçabilité du processus de la gestion, d'établir des études prospectives et de riposter en cas de crises sanitaires soudaines.Ces solutions appuient la gestion durable et partagés du service public sanitaire en ville et renforce la résilience du système de santé et la ville en même temps.

RÉFÉRENCES

Algérie, 360°. (2016, 05 25). *Gestion des déchets hospitaliers à Constantine, une étape dans la protection de l'environnement*. Récupéré sur Algérie, 360°: https://www.algerie360.com/gestion-des-dechets-hospitaliers-a-constantine-une-etape-dans-la-protection-de-lenvironnement/ 2016

AND. (2019, . .). *Gestion des dechets d'activités de soins.* Récupéré sur Agence nationale des déchets: https://and.dz/site/wp-content/uploads/Manuel-DAS.pdf

Chaoui, S. (2020). Quelle gestion pour une prise en charge efficiente des déchets d'activités de soins. *Environnement, Ingénierie & Développement*(83), 11-17. Récupéré sur Salah Chaoui. Quelle gestion pour une prise en charge efficiente des déchets d'activités de soins à: 10.4267/dechets-sciences-techniques.4256 . hal-03156384

Geoconfluences. (2025, . .). *Glossaire*. Récupéré sur Geoconfluences: https://geoconfluences.ens-lyon.fr/glossaire/dechet

lestrepublicain. (2023, 12 02). *ils-sont-un-grave-danger-pour-la-nature-et-lhumain-les-dechets-medicaux-ont-depasse-les-351-tonnes-a-constantine-en-2022*. Récupéré sur lestrepublicain.com: https://lestrepublicain.com/2023/12/02/ils-sont-un-grave-danger-pour-la-nature-et-lhumain-les-dechets-medicaux-ont-depasse-les-351-tonnes-a-constantine-en-2022

Loi 01-19. (2001, décembre 12). *Loi relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets.* Récupéré sur Journal officiel de République Algérienne Démocratique et Populaire.: https://joradp.dz/FTP/Jo-Francais/2001/F2001077.pdf

Monographie des wilayas. (2022, . .). *Constantine*. Récupéré sur Monographie des wilayas: Web 4: https://interieur.gov.dz/Monographie/article_detail.php?lien=1640&wilaya=25

OMS. (2021). *Renforcer la résilience des systèmes de santé pour instaurer la couverture sanitaire universelle et la sécurité sanitaire pendant et après la pandémie de COVID-19.* Genève: Organisation Mondiale de la santé. Récupéré sur OMS https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/346527/WHO-UHL-PHC-SP-2021.02-fre.pdf

UN-HABITAT. (2025, . .). *Résilience urbaine*. Récupéré sur unhabitat.org: https://unhabitat.org/fr/node/3774

Zeghdar, C. (2023). *L'offre de soins à Constantine : pratiques et représentations des populations.* Géographie. Université Paris-Est: Université Paris-Est, 2023. Récupéré sur https://www.theses.fr/2023PESC2021

IMPACTS DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LES RESSOURCES HYDRIQUES DU BASSIN DE LA MEDJERDA (AFRIQUE DU NORD)

Amina Zoubida MADANI*[1,2], Taoufik HERMASSI[2], Sabrina TAIBI[3], et Slaheddine KHLIFI[4]

[1] Institut National Agronomique de Tunisie, Tunis, Tunisie

[2] Institut National de la Recherche en Génie Rural, Eaux et Forêts, Ariana, Tunisie

[3] Université Saad Dahleb Blida1, Blida, Algérie

[4] UR-Gestion Durable des Ressources en Eau et en Sol Ecole Supérieure des Ingénieurs de Medjez el Bab Université de Jendouba, Jendouba, Tunisie

*Auteur correspondant: amina-hydro@hotmail.com

ABSTRACT

This study assesses the impacts of climate change on the Medjerda basin, a strategic water resource for Tunisia and Algeria, by combining climate projections from a multi-model ensemble (MME) that includes the regional models CSIRO-RCA4, ICHEC-REMO2009, CCMA-CANE2SM, MPI-REMO2009, NOAA-RCA4, and MIROC-RCA4 from Africa-CORDEX, corrected using the bias correction method (Distribution Mapping (DM)). The HBV-Light hydrological model was used to simulate streamflows in the Chabro and Sarrath sub-basins under two emission scenarios, RCP4.5 and RCP8.5, for the 2039–2069 and 2070–2100 horizons. The climate projections indicate a temperature increase of up to +2°C by 2100, while precipitation is expected to decline significantly, by as much as -70%. This combination results in a substantial decrease in annual streamflows in both sub-basins, with reductions exceeding -60%. The decrease in flows in the Medjerda basin threatens groundwater recharge, reservoir supplies, and ecological balance. It exacerbates water shortages, particularly impacting agriculture and rural areas dependent on irrigation. The study highlights the urgent need to adapt water management in response to climate change, especially in this strategic transboundary basin for North Africa.

KEY-WORDS: Africa-CORDEX, Climate Change, Climate Model, Impacts, Medjerda basin, water resource.

RÉSUMÉ

Cette étude évalue les impacts du changement climatique sur le bassin versant de la Medjerda, ressource hydrique stratégique pour la Tunisie et l'Algérie, en combinant des projections climatiques issues d'un ensemble multi-modèle (MME) regroupant les modèles régionaux CSIRO-RCA4, ICHEC-REMO2009, CCMA-CANE2SM, MPI-REMO2009, NOAA-RCA4 et MIROC-RCA4 d'Afrique-CORDEX, corrigés par la méthode de correction de biais (Mapping distribution (DM)). Le modèle hydrologique HBV-Light a été utilisé pour simuler les écoulements dans les sous-bassins de Chabro et Sarrath sous deux scénarios d'émissions, RCP4.5 et RCP8.5 pour les horizons 2039-2069 et 2070-2100. Les projections climatiques indiquent une augmentation des températures pouvant atteindre +2°C d'ici 2100, tandis que les précipitations devraient diminuer significativement jusqu'à -70 %. Cette combinaison entraîne une baisse notable des débits annuels dans les deux sous-bassins avec des réductions dépassent -60 %. La baisse des débits dans le bassin de la Medjerda menace la recharge des nappes, l'alimentation des barrages et l'équilibre écologique. Elle accentue les pénuries d'eau, affectant surtout l'agriculture et les zones rurales dépendantes de l'irrigation. L'étude met en évidence l'urgence d'adapter la gestion de l'eau face au changement climatique, en particulier dans ce bassin transfrontalier stratégique pour l'Afrique du Nord.

MOTS-CLÉS: Afrique-Cordex, Changement climatique, Impacts, Medjerda bassin, Modèles climatiques, Ressource hydrique.

1. INTRODUCTION

Au cours des dernières décennies, le changement climatique s'est imposé comme un défi environnemental et socio-économique majeur à l'échelle mondiale mobilisant la communauté scientifique autour de l'évaluation de ses impacts afin d'élaborer des stratégies d'adaptation et d'atténuation. Le bassin méditerranéen est considéré comme un « point chaud » du réchauffement climatique, avec des tendances marquées à la hausse des températures et l'altération du régime des précipitations affectant particulièrement l'Afrique du Nord comme démontré par IPCC. (2021). L'Algérie et la Tunisie, en raison de leur situation géographique sont particulièrement exposées aux effets du changement climatique avec des augmentations des températures de l'ordre de 0,2 à 0,4°C par décennie, ainsi qu'une baisse significative des précipitations (Hadour et al., 2020). En Algérie, un déficit pluviométrique est estimé entre 13 et 35 % (Taibi et al., 2013) ; ce déficit hydrique se traduit par une diminution des ressources en eau disponibles. En Tunisie, les projections climatiques anticipent une réduction d'environ -20 % des précipitations accompagnée d'une hausse de la température comprise entre 1 et 3°C d'ici 2050 par rapport à la période 1971-1990 (Tramblay et al., 2016).

L'évaluation du changement climatique en Afrique généralement repose sur l'utilisation des modèles climatiques régionaux (MCR) du projet Afrique-Cordex produit des projections régionales à haute résolution couvrant l'ensemble du continent africain jusqu'à la fin du XXIe siècle (Nikulin et al., 2012). Cependant, les sorties des MCR sont souvent affectées par des biais systématiques dus à diverses sources d'incertitude, telles que la paramétrisation des modèles et la résolution spatiale (Mesta et Kentel., 2022). Ces biais sont corrigés par différentes méthodes de correction de biais pour améliorer la qualité des projections climatiques (Rajab et al., 2020). L'intégration des données climatiques corrigées dans des modèles hydrologiques conceptuels pluie-débit, tels que le modèle Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning (HBV), permet de simuler l'impact du changement climatique sur les régimes d'écoulement des bassins versants ; HBV est reconnu pour sa robustesse et son adaptabilité à divers contextes (Lakew et al., 2020). Cet outil a été appliqué en Afrique du Nord pour évaluer la disponibilité des ressources en eau (Michrigui et al., 2001) et l'impact du changement climatique (Ben Nsir et al., 2022). Cette étude combine des projections climatiques corrigées issues d'Afrique-CORDEX et le modèle HBV-Light sur deux sous-bassins de la Medjerda, afin d'analyser l'évolution des écoulements futurs selon les scénarios RCP4.5 et RCP8.5 à moyen (2039-2069) et long terme (2070-2100) afin de contribuer à la gestion durable de l'eau en Afrique du Nord.

2. MATERIELS ET MÉTHODE

2.1. Présentation de la zone d'étude

Le bassin versant de la Medjerda (Figure 1) est situé entre le nord-est de l'Algérie et le nord-ouest de la Tunisie, couvre une superficie totale de 23 700 km² (7 600 km² en Algérie et 16 100 km² en Tunisie). Le choix a porté sur un hydrosystème transfrontalier, étant plus vulnérable aux aléas climatiques comme le suivi et la gestion des ressources sont partagés entre plusieurs autorités de stratégies différentes. La Medjerda, principal cours d'eau transfrontalier long de 460 km, prend sa source près de Souk Ahras en Algérie et se jette dans la mer Méditerranée au niveau du golfe de Tunis (Nouiri et al., 2016). Cette étude se concentre sur deux sous-bassins représentatifs et stratégiques du bassin de la Medjerda : Chabro (1300 km²) et Sarrath (1700 km²), affluents de Mellegue le principal tributaire de la Medjerda.

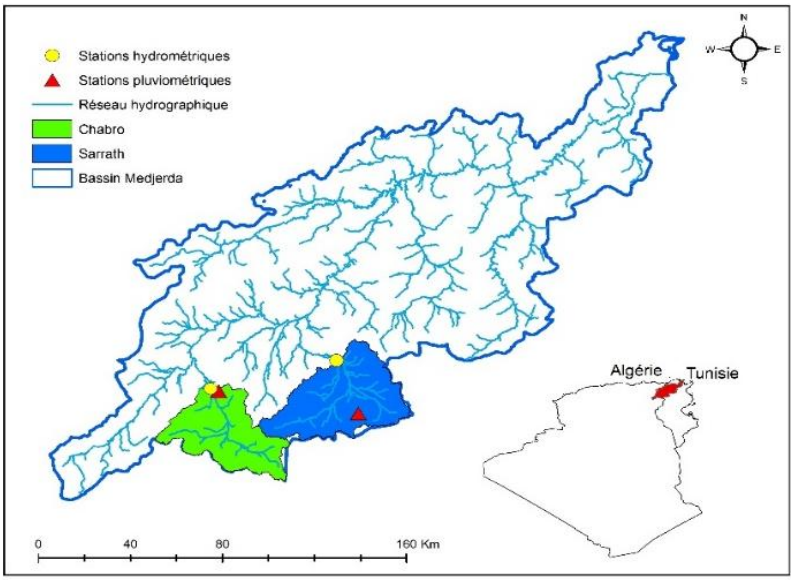


Figure 1 : Localisation du bassin versant de la Medjerda et des deux sous bassin de Chabro et de Sarrath

Pour évaluer les impacts du changement climatique, nous avons utilisé un ensemble multi-modèle (MME) composé des modèles régionaux CSIRO-RCA4, ICHEC-REMO2009, CCMA-CANE2SM, MPI-REMO2009, NOAA-RCA4 et MIROC-RCA4 issus d'Afrique-CORDEX avec une résolution spatiale de 0.4°, corrigés par la méthode de correction de biais (Mapping distribution (DM)) sous deux scénarios d'émission (RCP4.5 et RCP8.5) pour les périodes 2039-2069 et 2070-2100 par rapport à la période historique (1982-2001). Les données des précipitations et températures ont été collectées auprès de l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH) en Algérie et de la Direction Générale des Ressources en Eau (DGRE) en Tunisie. Les deux sous bassins versants sont contrôlés par deux stations hydrométriques (Tableau 1).

Tableau 1 : Localisation des stations hydrométriques des sous bassins versants de Chabro et Sarrath

Sous bassin	Station	Type de stations	Sous bassin	X (°)	Y (°)	Z(m)	Superficie (Km^2)	Période d'observation
Chabro	Morsott	Pluviométrique	Chabro	7.98	35.67	831	1300	1982-2001
	Morsott	Hydrométrique		7.96	35.68	700		
Sarrath	Thala	Pluviométrique	Mellegue	8.67	35.57	1017	1700	
	Sarrath Pont Route	Hydrométrique		8.56	35.81	565		

2.2. Correction du bais par la méthode de distribution mapping (DM)

La méthode DM vise à aligner la distribution historique des sorties du modèle climatique régional (MCR) avec celle des données observées. Elle repose sur l'hypothèse que les variables climatiques simulées par le MCR, ainsi que celles observées, suivent une distribution de fréquence spécifique. Pour les précipitations, une distribution Gamma est généralement utilisée, avec des paramètres de forme (α) et d'échelle (β). Cette approche a été appliquée dans les études de Yersaw et al. (2024).

$$f_\gamma(x\backslash\alpha,\beta) = x^{\alpha-1}\frac{1}{\beta^{\alpha}\times(\alpha)}\times e^{\frac{-x}{\beta}};\ x \geq 0;\ \alpha,\beta > 0 \qquad (1)$$

Avec Γ(α) représentant la fonction Gamma ; et α et β étant respectivement les paramètres de forme et d'échelle.

En ce qui concerne la température, la méthode DM applique généralement une distribution Gaussienne (normale), avec des paramètres de position et d'échelle supposés correspondre à la distribution optimale des températures.

$$f_N(x\backslash\mu,\sigma^2) = \frac{1}{\sigma\times\sqrt{2\pi}} \times e^{\frac{-(x-\mu)^2}{2\times\sigma^2}};\ x \in R \quad (2)$$

Où μ et σ sont respectivement déterminés par l'écart moyen et l'écart type.

2.3. Présentation du modèle HBV-Light

Le modèle HBV-Light, est un outil hydrologique conceptuel et semi-distribué conçu pour simuler les débits à l'échelle d'un bassin versant développé par l'Institut Météorologique et Hydrologique Suédois comme démontré par Seibert. (2005). Il fonctionne à partir de séries temporelles journalières de données météorologiques telles que les précipitations, la température et l'évapotranspiration. Le modèle repose sur une structure composée de plusieurs routines interconnectées (neige, humidité du sol, réservoirs souterrains et routage), utilisant un ensemble de paramètres ajustables pour représenter les processus hydrologiques. L'environnement du bassin est découpé en unités spatiales définies par des critères d'altitude, de type de sol et d'occupation du sol (Ben Nsir et al., 2022). Les propriétés du sol, comme sa capacité de rétention d'eau, ainsi que l'occupation du sol influencent directement les paramètres du modèle, notamment ceux liés à l'interception, la fonte de neige et l'humidité des sols. Sa structure flexible et sa capacité à fonctionner avec des données limitées en font un outil pertinent pour les régions semi-arides, comme le bassin de la Medjerda (Redda et al., 2024). La performance du modèle HBV-Light est évaluée par le coefficient de Nash-Sutcliffe (Nash & Sutcliffe., 1970), appliqué dans plusieurs études hydrologiques récentes (Ben Nsir et al., 2022) ; ce critère est défini par l'équation suivante :

$$\text{Nash} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n}(Q_{obs}-Q_{sim})^2}{\sum_{i=1}^{n}(Q_{obs}-\bar{Q}_{obs})^2} \quad (3)$$

Avec : Q_{obs} : débits observés ; Q_{sim} : débits simulés par le modèle ; $\bar{Q}_{obs}$: débits moyens observés, et n : nombre d'observations.

Ainsi : Si Nash ≤ 0 : le modèle n'est pas meilleur que la moyenne des débits observés.

Si Nash > 0 : le modèle est meilleur que la moyenne des débits observés.

Si Nash = 1 : le modèle correspond parfaitement aux débits observés.

3. RÉSULTATS

3.1. Impacts du changement climatique sur les précipitations et la température

L'analyse des projections climatiques concernant les températures et les précipitations du bassin de la Medjerda (Figure 2), révèle des tendances différentes entre le moyen (2039-2069) et le long terme (2070-2100), selon les scénarios d'émissions RCP4.5 et RCP8.5. Les résultats montrent une augmentation significative des températures accompagnée d'une diminution accentuée des précipitations.

Pour le sous-bassin de Chabro, à moyen terme, certains modèles indiquent une diminution notable des précipitations annuelles allant jusqu'à -30 % sous RCP4.5 et RCP8.5. À long terme, la majorité des scénarios suggèrent une diminution des précipitations. Le modèle ICHEC-REMO2009 projette une

baisse significative de –54% sous RCP8.5. Concernant les températures, une hausse modérée des températures est prévue allant jusqu'à +1,78 °C sous RCP8.5 à l'horizon 2100.

Au niveau du sous-bassin Sarrath, la majorité des modèles prévoient une diminution significative des précipitations annuelles avec des baisses comprises entre –18 et –26 % à moyen terme (2039-2069) sous RCP4.5, et atteignant jusqu'à –28 % sous RCP8.5. Cette tendance à la baisse s'accentue à long terme (2070-2100) où des réductions pouvant aller jusqu'à –70 %, notamment par le modèle MPI-REMO2009. Parallèlement, des hausses des températures sont enregistrées allant jusqu'à +2,39 °C sous RCP8.5 à long terme traduisant un réchauffement marqué qui risque d'aggraver le stress hydrique.

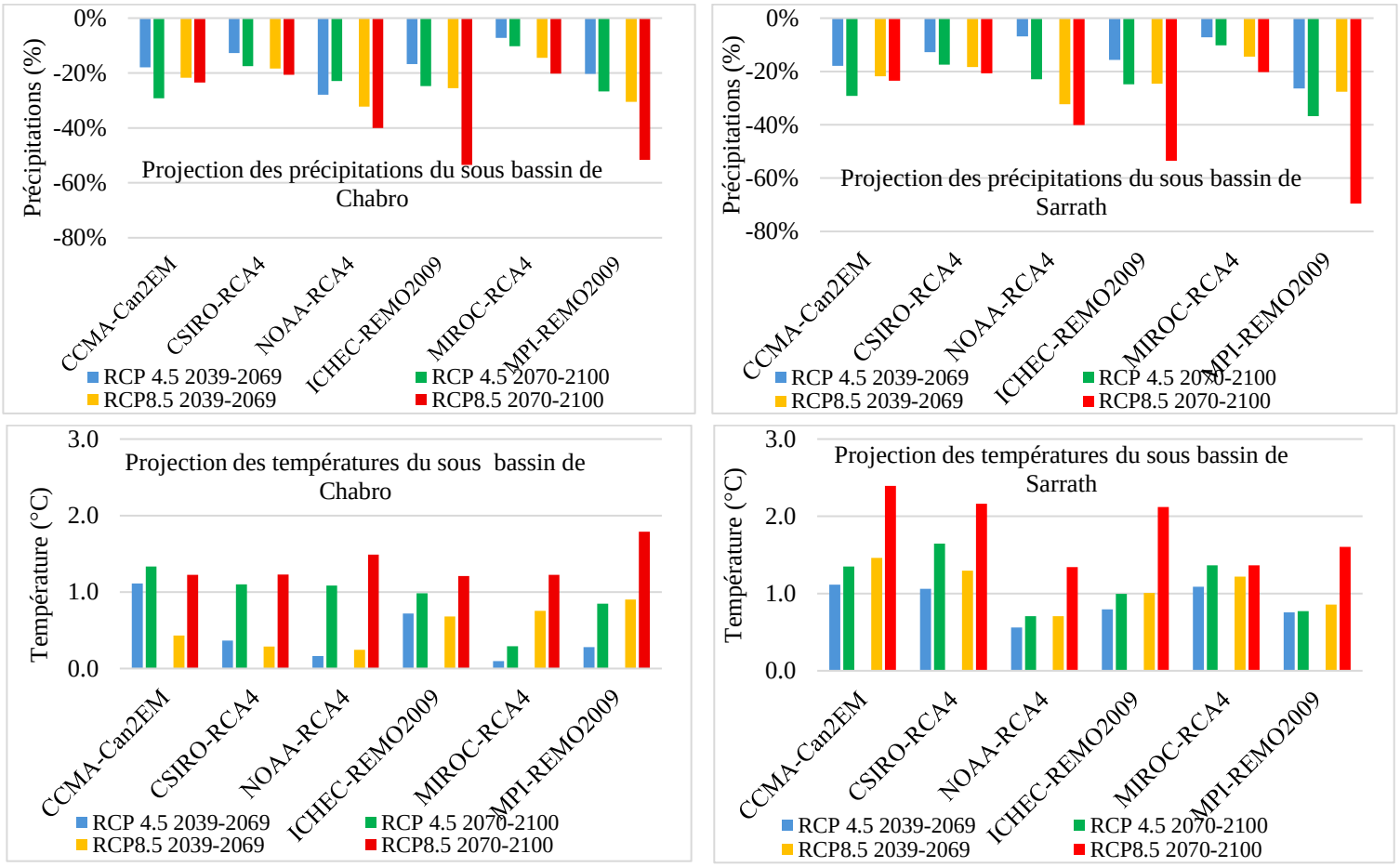


Figure 2 : Projection des précipitations et de température des sous bassins versants de Chabro et de Sarrath sous les scénarios RCP4.5 et RCP8.5

3.2. Impacts du changement climatique sur les débits

La validation du modèle hydrologique HBV-Light a été menée afin d'assurer sa fiabilité pour simuler les débits des sous-bassins versants de Chabro et Sarrath. L'évaluation basée sur le coefficient de Nash-Sutcliffe a montré des performances satisfaisantes avec des valeurs proches ou supérieures à 0,7 indiquant une bonne adéquation entre les débits simulés et observés (Figure 3) lors du calage (1983-1995) et de validation (1996-2001). Cette validation confirme que le modèle est adapté pour étudier l'impact du changement climatique sur les régimes hydrologiques au niveau de notre zone d'étude.

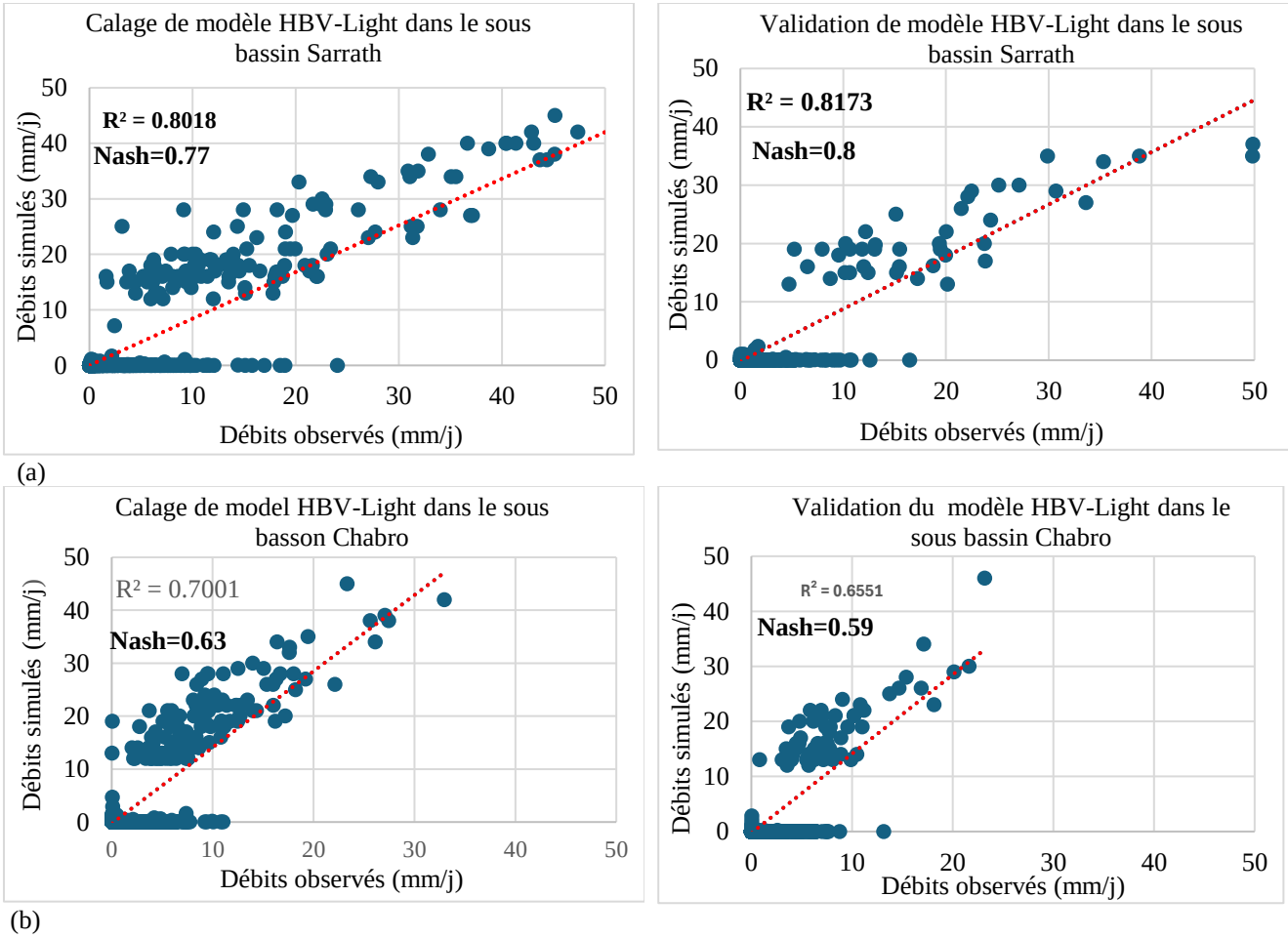


Figure 3 : Débits observés et simulés à un pas de temps journaliers lors (a) de calage (1983-1995) et (b) de la validation (1996-2001) aux l'exutoires des sous bassins versants de Chabro et de Sarrath

Les projections climatiques indiquent que les débits seraient plus faibles pour le sous-bassin de Chabro avec des diminutions allant de plus de -60 % à l'horizon 2100 (Figure 3). Pour le sous-bassin de Sarrath, la diminution serait plus significative avec - 70% à long terme sous les scénarios RCP4.5 et RCP8.5. Ces diminutions sont expliquées par la baisse marquée des précipitations et l'augmentation des températures qui favorisent l'évapotranspiration dont cette tendance traduit un risque accru de stress hydrique.

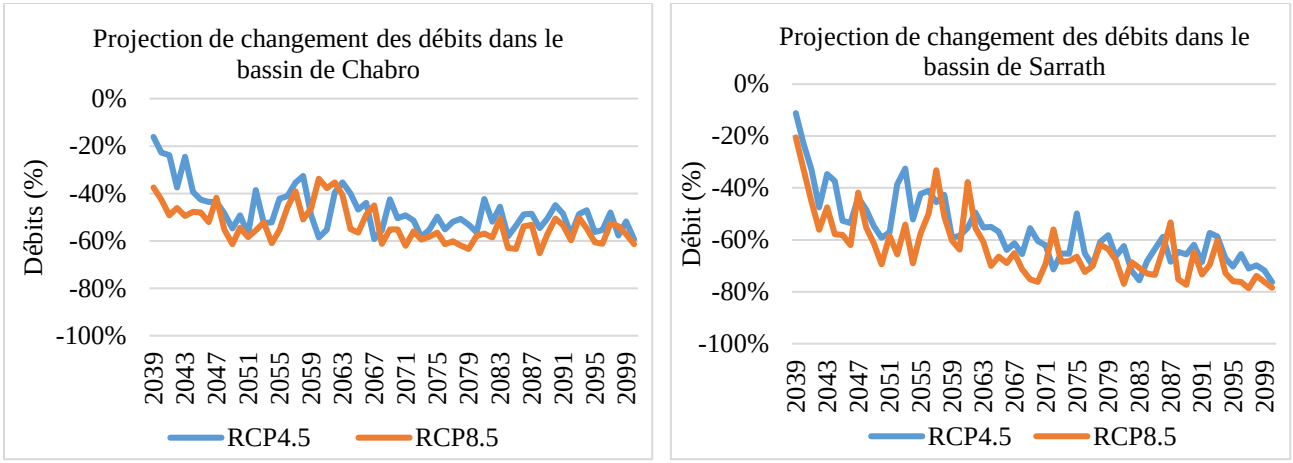


Figure 3 : Projection de changement des débits dans le bassin de Medjerda

4. DISCUSSION

Les projections climatiques indiquent que les deux sous-bassins devraient connaître une augmentation des températures, particulièrement sous le scénario RCP8.5, avec des hausses plus marquées dans le sous-bassin de Sarrath, où les augmentations pourraient atteindre jusqu'à 2,39°C, accompagnées d'une diminution importante des précipitations dépassant -70%. Ces résultats obtenus dans le cadre de notre étude sont en accord avec ceux rapportés par Khedimallah et al. (2020), qui ont montré, à l'échelle du bassin de la Medjerda, une variabilité notable des précipitations marquée par une réduction significative d'environ -36%. De même, les travaux de Berhail et al. (2023) ont rapporté une augmentation des températures de l'ordre de 1,7°C, démontrant ainsi la vulnérabilité du bassin de la Medjerda aux impacts du changement climatique. La manifestation du changement climatique, en termes de température et de précipitations, serait plus marquée dans le sous-bassin versant de Sarrath en raison du caractère plus montagnard de Chabro. À notre connaissance, les travaux antérieurs en Algérie et en Tunisie ont utilisé les projections Euro-Cordex, Med-Cordex ou MENA-Cordex. Nos résultats indiquent que le recours à la zone Afrique de Cordex peut être utilisable en Afrique du Nord, élargissant ainsi les options méthodologiques pour les études climatiques régionales. Les projections de débits futurs, issues de MMEs corrigés, présentent une situation préoccupante dans les deux sous-bassins étudiés, avec une tendance à la diminution des débits simulés sous les scénarios RCP4.5 et RCP8.5 à moyen terme (2039-2069) et à long terme (2070-2100), atteignant respectivement -60% et -70% dans les bassins versants de Chabro et Sarrath. Cette différence de réduction de 10% entre les deux sous-bassins explique une vulnérabilité hydrologique plus marquée pour Sarrath, d'où l'importance d'adopter des mesures adaptées à son niveau risque. Cette tendance à la baisse est cohérente avec les projections climatiques enregistrées et concorde avec l'étude de Dakhlaoui et al. (2019), qui ont projeté des réductions de débits de -45% sous RCP 8.5 à long terme (2070-2100) en utilisant le modèle hydrologique HBV-Light au niveau du bassin Fernana-Rhezala. Cependant, les réductions plus importantes observées dans notre étude (-60% à -70%) mettent en évidence un stress hydrique accru nécessitant des stratégies d'adaptation similaires à celles proposées par Schilling et al. (2020) et Arkeh et Hamzawy. (2024) pour les bassins nord-africains.

L'analyse comparative des deux sous-bassins met en évidence des exigences différenciées concernant les stratégies d'adaptation. Dans le bassin de Sarrath, où les impacts climatiques sont les plus sévères (température +2,39°C, précipitations -70%, débits -70%), une approche d'adaptation renforcée s'impose, basée sur la modernisation des systèmes d'irrigation pour maximiser l'efficience hydrique, le développement d'infrastructures de stockage d'eau pour compenser la réduction drastique des apports naturels, et la diversification des cultures vers des variétés résistantes à la sécheresse. Dans le bassin

de Chabro, des mesures basées sur la conservation des sols, la recharge des nappes et la gestion intégrée des écosystèmes seraient plus appropriées pour préserver durablement les ressources hydriques. Ces approches différenciées, selon les résultats spécifiques de notre étude, permet d'optimiser l'efficacité des investissements en adaptation et de mieux mener la gestion durable des ressources en eau dans le bassin de la Medjerda face au changement climatique.

5. CONCLUSION

Les projections climatiques montrent que sous le scénario RCP8.5, les températures annuelles pourraient augmenter jusqu'à 2,39 °C d'ici la fin du siècle, accompagnées d'une diminution des précipitations pouvant atteindre -70 %. Ces changements entraîneront des pressions considérables sur les ressources en eau, compromettant leur disponibilité pour l'agriculture et les écosystèmes. L'évaluation hydrologique, menée à l'aide du modèle HBV-Light, révèlent une tendance générale à la réduction des débits de -66 % à l'horizon 2100. Cette recherche a projeté les débits futurs faibles qui nécessitent l'adaptation de la gestion future des ressources hydriques dans cette région afin de faire face au stress hydrique croissant dans le bassin de la Medjerda.

ACKNOWLEDGEMENTS

Les auteurs tiennent à exprimer leur profonde gratitude à la DGRE en Tunisie ainsi qu'à l'ANRH en Algérie pour la mise à disposition des données climatiques ayant servi de base aux analyses de cette étude. Enfin, les auteurs expriment leur reconnaissance au personnel du laboratoire de recherche Génie Rural (GR) de l'Institut National de la Recherche en Génie Rural, Eaux et Forêts (INRGREF) pour son précieux soutien tout au long de cette recherche. Également ce travail a été soutenu par le programme BRIDGE (Building River Dialogue and Governance) de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), financé par l'Agence Suisse pour le Développement et de la Coopération (SDC).

RÉFÉRENCES

Arkeh J. and Hamzawy A. (2024). Climate Change in the Middle East and North Africa: Mitigating Vulnerabilities and Designing Effective Policies, CEIP: Carnegie Endowment for International Peace. United States of America.

Ben Nsir S., Jomaa S., Yıldırım Ü., Zhou X., D'Oria M., Rode M. and Khlifi S. Assessment of Climate Change Impact on Discharge of the Lakhmass Catchment (Northwest Tunisia). Water, 14, (2022), pp.2242.

Berhail S. and Katipoğlu O.M. (2023). Spatiotemporal detection of abrupt change in trends of rainfall and dry and wet periods at different time scales: The case of the Medjerda basin in northeast Algeria. Acta Geophys. 71, pp.2497–2516.

Dakhlaoui H., Seibert J. and Hakala Assendelf K. Hydrological Impacts of Climate Change in Northern Tunisia (2019).

Hadour A., Mahé G. and Meddi M. Watershed based hydrological evolution under climate change effect: an example from Northwestern Algeria. Journal of Hydrology: Regional Studies, (2020), pp. 1-13.

Khedimallah A., Meddi M. and Mahe G. Characterization of the interannual variability of precipitation and runoff in the Cheliff and Medjerda basins (Algeria), Journal of Earth System Science, 129, (2020), pp.10.

Lakew H.B., Moges S.A. and Asfaw D.H. Hydrological performance evaluation of multiple satellite precipitation products in the upper Blue Nile basin, Ethiopia. Journal of Hydrology: Regional Studies, (2020), pp.100664.

Mesta B. and Kentel E. (2022). Superensembles of raw and bias-adjusted regional climate models for Mediterranean region, Turkey, Int. J. Climatol, 42, pp.2566–2585.

Michirgui R., Bargaoui Z. and Bardossy A. Incidence de l'incertitude pluviométrique sur la modélisation pluie-débit. In Soil-Vegetation-Atmosphere Transfer Schemes and Large-Scale Hydrological Models, Proceedings of a Symposium Held during the Sixth IAHS Scientific Assembly, Maastricht, The Netherlands, 18–27 July 2001, (2001).

Nash J.E. and Sutcliffe J.V. (1970). River Flow Forecasting through Conceptual Models Part I—A Discussion of Principles. Journal of Hydrology. 10, pp.282-290.

Nikulin G., Jones C., Giorgi F., Asrar G., Büchner M., Cerezo-Mota R. and Sushama L. Precipitation climatology in an ensemble of CORDEX-Africa regional climate simulations. Journal of Climat, (2012), pp.6057-6078.

Nouiri I., Chalghoum N., Ali S. and Djabri L. Utilisation du logiciel WEAP pour la modélisation de la gestion des eaux de surface du bassin versant de Medjerda (2016).

Rajab H., Shiru M.S., Shahid S., Ismail T., Bin Harun S., Al-Ansari N., Chau K.W. and Zaher Mundher, Y. Precipitation projection using a CMIP5 GCM ensemble model: a regional investigation of Syria, Engineering Applications of Computational Fluid Mechanics, (2020), pp.90-106.

Redda M. A., Kebede S., Birhanu B. and Hussien B. Estimating groundwater recharge rates in the Upper Awash Basin, Ethiopia under different combinations of model complexity and objective functions. Hydrology Research, (2024), pp.263-279.

Schilling J., Hertig E., Tramblay Y. and Scheffran, J. Climate change vulnerability, water resources and social implications in North Africa. Regional Environmental Change, (2020), pp.1-12.

Seibert J. (2000). Multi-criteria calibration of a conceptual runoff model using a genetic algorithm. Hydrol. Earth Syst. Sci.4, pp.215–224

Taibi S., Meddi M., Doudja S.G. and Mahe G. Evolution et régionalisation des précipitations au nord de l'Algérie (1936–2009). IAHS Publ, (2013), pp.191-197

Tramblay Y., Ruelland D., Hanich L. and Dakhlaoui H. Hydrological impacts of climate change in North African countries, (2016).

Yersaw B.T. and Chane M.B. (2024). Regional climate models and bias correction methods for rainfall-runoff modeling in Katar watershed, Ethiopia. Environ Syst Res, pp.10.

EVALUATION OF SOIL RESPIRATION AND SOME CHEMICAL PROPERTIES AT BURNT PINE FOREST FROM TEBESSA REGION

Amna BRAHIMI [1, 2], Sonia BOUDJABI [1, 2, 3], Haroun CHENCHOUNI [3, 4]andAyaDebab[1, 2]

[1]Department of nature and science life, University of Tebessa 12002, Algeria

[2]Laboratory of Water and Environment "LEE", University of Tebessa 12002, Algeria

[3]Departement of forest management, Higher National School of Forests, Khenchela 40000, Algeria

[4]Laboratory of Natural resources and management of sensitive environments 'RNAMS',
University of Oum El-Bouaghi, 04000, Algeria

Corresponding author: amna.brahimi@univ-tebessa.dz

Paper ID: 122

ABSTRACT

Wildfires are becoming a major problem, it hugely destructs soil and plant barrier, and therefore it's important to study their impact on both soil and plants, to measure the dynamic process of regeneration

In Algeria, fires have increased those late years, and as a consequence quality of soils changed, so that, it needs a study to evaluate its fertility

Pine forest ecosystem in Tebessa region had been influenced recently by frequent fires intensity. Thus, we tried in this present study to evaluate post-fire soil respiration, soil pH, electric conductivity, carbon and nitrogen of forest soils collected from high burnt soil, moderate burnt soils and unburnt (control soils), It also examines variations between burnt and unburnt soils

Results related to basal soil respiration have showed a huge decrease between burnt (62.01 mg CO2/kg/h) and unburnt soils (49.85 mg CO2/kg/h) in 4th days test, while results for 28th day was low for highly burnt sols (52.6 mg CO2/kg/H) but still high in unburnt soils (75.16 mg CO2/kg/H) ,moderately burnt soils values was in (around 61.03 mg CO2/kg/H)

The results of pH in control soils were (7.74) it decreases to (7.38) in highly burnt soils, whereas moderately burnt soils registered a high level of pH (7.93)

Electrical conductivity made a noticeable increase in both highly and moderately burnt (459.31, 472.77 µS/cm) compared to control soils (375.22 µS/cm);

Results relating to soil organic carbon decreased in both highly burnt and moderately burnt soils (4,18%, 3,73%) against (4,88%) for unburnt soils, for TN highly burnt soil registered 0, 68%, moderately burnt has registered 0, 76% and unburnt soils 0, 57% during combustion

The results of these physicochemical properties show that, after two years since the last fire, there was a notable decline in soil basal respiration especially for highly burnt soils, decrease in soil pH, also organic carbon content and total nitrogen are significantly affected with lower rates in the burnt area in contrast to control zone, only EC significantly increased after fires especially for moderately burnt soils

Key words: wildfires; soil respiration; pine forests; soil carbon; total nitrogen

RÉSUMÉ

Les incendies de forêts sont devenus de plus en plus un problème majeur qui touchent vachement le sol et les barrières végétales,il est donc crucial d'étudier leur impact tant sur le sol que sur les plantes, afin de mesurer la dynamique du processus de régénération.

Lesincendies en Algérie ont augmenté ces dernières années et ainsi la qualité de sol a changé, ce qui nécessite une étude pour évaluer leur fertilité. L'écosystème des forêts de pin d'Alep dans la région de Tebessa a récemment été influencé par des incendies fréquentes. Ainsi, nous avons tenté dans cette étude actuelle d'évaluer la respiration du sol après incendie, le pH du sol, la conductivité électrique, le carbone et l'azote des sols forestiers collectés à partir de sols fortement brûlés, modérément brûlés et non brûlés (sols témoins). Les résultats liés à la respiration basale du sol ont montré une énorme diminution entre les sols brûlés (62,01 mg CO2/kg/h) et les sols non brûlés (49,85 mg CO2/kg/h) lors du test du 4ème jour, tandis que les résultats pour le 28ème jour étaient faibles pour les sols fortement brûlés (52,6 mg CO2/kg/h), mais restaient élevés dans les sols non brûlés(75,16 mg CO2/kg/H), les valeurs des sols modérément brûlés étaient d'environ (61,03 mg CO2/kg/H). Les résultats du pH dans les sols de contrôle étaient de (7,74), il diminue à (7,38) dans les solsfortement brûlés, tandis que les sols modérément brûlés ont enregistré un niveau élevé de pH (7,93). La conductivité électrique a montré une augmentation notable tant dans les sols fortement que modérément brûlés (459,31, 472,77 µS/cm) par rapport aux sols de contrôle (375,22 µS/cm) ; Les résultats concernant le carbone organique du sol ont diminué dans les sols fortement brûlés et modérément brûlés (4,18 %, 3,73 %) contre (4,88 %) pour les sols non brûlés, pour le TN, les sols fortement brûlés ont enregistré 0,68 %, les sols modérément brûlés ont enregistré 0,76 % et les sols non brûlés 0,57 % pendant la combustion. Les résultats de ces propriétés physico-chimiques montrent qu'après deux ans depuis le dernier incendie, il y a eu une baisse notable de la respiration basale des sols, en particulier pour les sols fortement brûlés, une diminution du pH du sol, ainsi qu'un contenu en carbone organique et en azote total qui sont significativement réduits. avec des taux plus bas dans la zone brûlée par rapport à la zone témoin, seul le CE a significativement augmenté après les incendies, en particulier pour les sols modérément brûlés

Mots clés : incendies, forets, respiration basale, carbone organique, azote total

1. INTRODUCTION

The forest is a critical component of ecosystems and plays an essential role in the hydrologic and carbon cycles (Major & Paper, 2021),Wildfire is one of the most important disturbances to ecosystems, and fires commonly occur after long-term drought and are exacerbated by high temperatures(J. Chen et al., 2019) a considerable increase in the fire regime and fire intensity in Mediterranean areas has been detected partly due to rural depopulation and changes in forest management, which have led to an increase in abundant coarse woody fuel. On the other hand, climate change is causing an increase in the frequency and duration of dry periods, leading to large fires (Romero-toribio et al., 2024)

Wildfires influence biogeochemical and hydrological cycles through the combustion of biomass, which alters SOM properties (e.g., C:N:P stoichiometry, pH, major functional groups), forms hydrophobic layers, and increases C and N in post fire runoff (Roth et al., 2023), the annual pyrogenic CO2 emissions amount to approximately half of those from fossil fuel combustion (J. Chen et al., 2019). According to (Agbeshie et al., 2022)degradation of the biological, chemical, and physical properties of forest soils reduce its capacity to function fully, with such effects either temporary or

permanent. Key drivers of soil degradation in forest ecosystems are deforestation, fires, erosion, and soil contamination

Considering the longer-lasting effects of fire on soil, we aimed to quantify soil respiration, PH, EC, total nitrogen and carbon after two years of wild fires in a pine forest system north eastern Algeria

2. STUDY AREA DESCRIPTION

This study site is located at the pine forest ecosystem in Tebessa region in north eastern Algeria (figure 1). their geographical coordinates are (between 35.32727°N, 8.18857°E to 35.37359°N, 8.08746°E), this state owned forest cover a total area of 211.103(D.G.F, 2021) Ha and is situated at (900 m) above sea level

The climate zone of this area is semi-arid with, hot and dry summers, cold and moderately wet winters. The semestrial average temperatures is around 6.65°C in January, and 26.28° C in July(Bouchagoura, 2019) and the rainfall is generally concentrated from late December to early march,

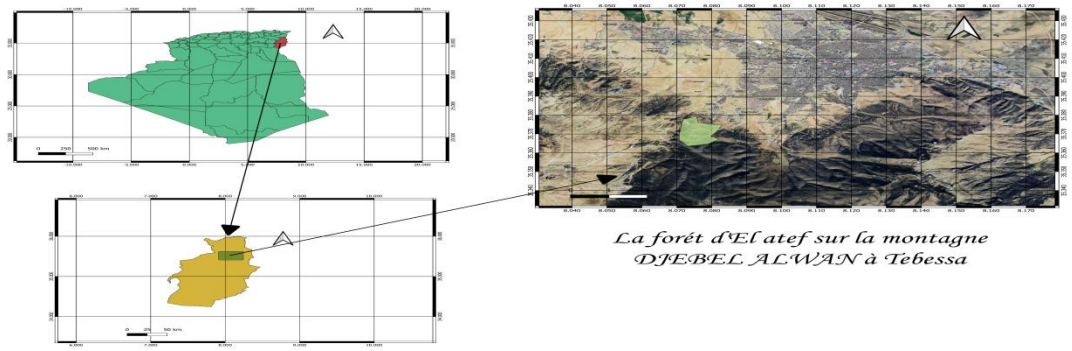


Figure 1: presentation of the study area

3. MATERIAL AND METHODS

24 samples had been sampled as following:

8 from highly burnt soils

8 from moderately burnt soils

8 from control soils

We determined the **Basal soil respiration** (RES) by placing 25 g of each soil sample moistened to 30-50% of its water holding capacity in hermetically sealed flasks containing a fixator of CO2 and by incubating them for exactly 28 days in obscurity. Released CO2 was periodically measured, (4th, 7th, 15th, 21st and 28th day), calorimetrically with chloric acid (0.1N) in presence of phenol phtaleine and 5 ml of BaCl2

The pH and electric conductivity (EC) of the soil were determined from a 1:1.5 (v,v) soil/water solution, to deionized water, that was shaken for 2 hours then was left to settle for another 2 hours. The measurements were performed via a Ph meter and an electric meter

Soil organic carbon (SOC) concentration was determined by wet oxidation with K_2CrO_7 and titration of dichromate excess with Mohr's salt (Walkley and Black, 1934)

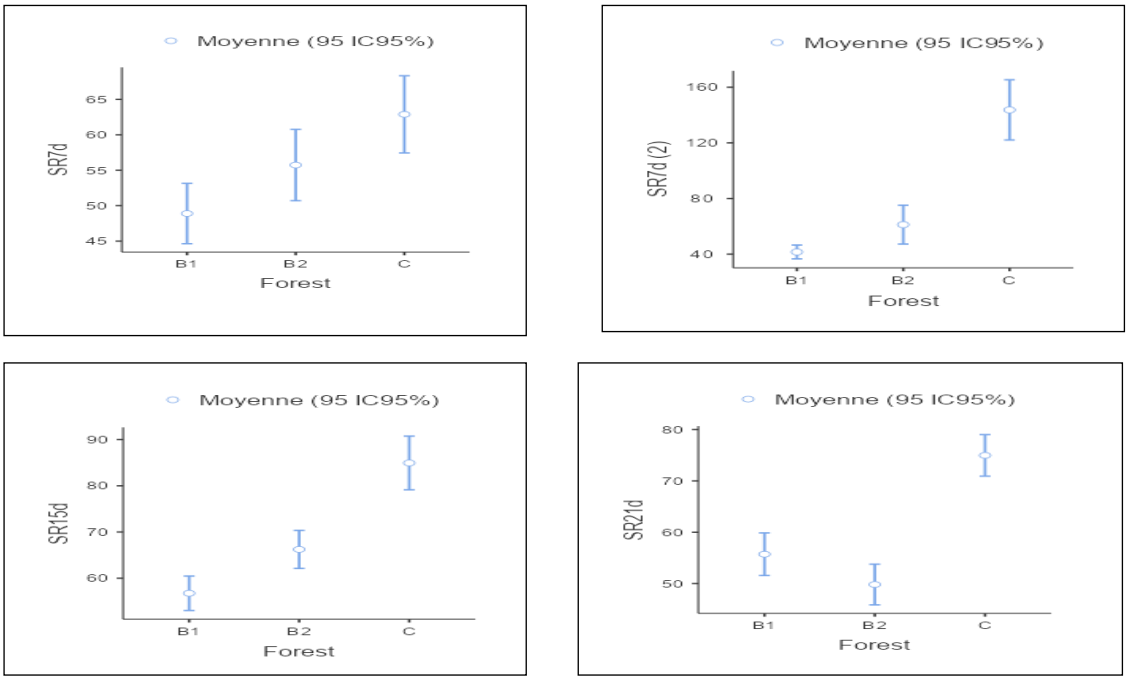
Total nitrogen (total N) was measured following Kjeldhal's method, a 5g of soil was introduced in flask and 20ml of concentrated H2SO4 was added then 5g of both (K2SO4 , CuSO4) where thereafter added, under a fume hood we have performed a gentle hot digestion then brought to a boil for 1 hour till greenish discoloration has appeared, the mix were cooled then distilled water was added, filtrated, the filtrate was collected and rinse water was added, from the solution a 10 ml was introduced into a microkjeldahl flask + 5 ml of NaOH until a Cu(OH2) precipitate forms, distill by stream distillation and then titrated using sulfuric acid (N/10) in the presence of methyl red was effectuated.

3.1. Data analysis

Data from the soil analysis obtained is then processed using Microsoft Office Excel 2016. Furthermore, analyses of variance (ANOVA) were carried out using the statistica program to find out the effect after approximately two years of wildfires on changes in pH, CE, SOC, TN and soil respiration

4. RESULT AND DISCUSSION

The results of C-CO2 presented in fig.2 show the averages released for each site during the six measurement dates (day 3, day 7, day 15, day 21, and day 28) after incubation



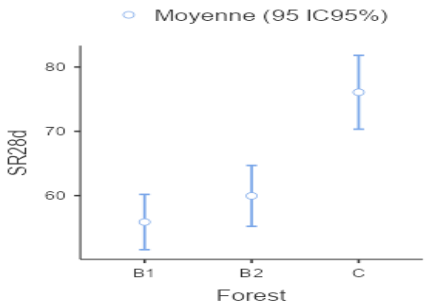


Figure2: variation in liberated C-CO2 at different type of soils (B1: highly burnt soils, B2: moderately burnt soils and C: control soils)

The results revealed a significant decrease of liberated CO_2 in burnt soils (49.85 mg CO2/kg/h) against (62.01 mg CO2/kg/h) in unburnt soils and that is for the 4th day

7thday C-CO2 flow show (145.01 mg CO2/kg/H for control soils to (41.85 mg CO2/kg/H) for severely burned soils) with a slight drop for moderately burnt soils (55.20 mg CO2/kg/H)

15th day C-CO2 registered a decent value for highly burnt soils (50.02 mg CO2/kg/H); control soils values still higher with (87.95 mg CO2/kg/H)

21st day of basal respiration C-CO2 had a remarkable decreasing in moderately burnt soils with (51.48 mg CO2/kg/H) while values for control soils and highly burnt soils remain the same

Results for 28th day was low for highly burnt sols (52.6 mg CO2/kg/H) but still high in unburnt soils (75.16 mg CO2/kg/H), moderately burnt soils values was in (around 61.03 mg CO2/kg/H), overall, it's noticeable that fires causes a decrease in soil respiration. This result coincides with several studies of different ecosystems, the reduction in respiration rates can have several causes. Fire decreases soil extracellular enzyme activities by reducing soil microbial biomass and organic matter substrates, and decreases nitrogen availability in turn. Moreover, increased soil temperature can lead to greater evaporation of water, resulting in lower soil respiration due to reduced water availability for microorganisms and plants. Additionally, the passage of fire could cause the death of microorganisms right at the soil surface (De la Cruz Domínguez et al., 2024)

The results showed also a decrease in pH control soils (7.74) to (7.38) highly burned soils, whereas moderately burned soils registered a high level of pH (7.93) (fig.03)

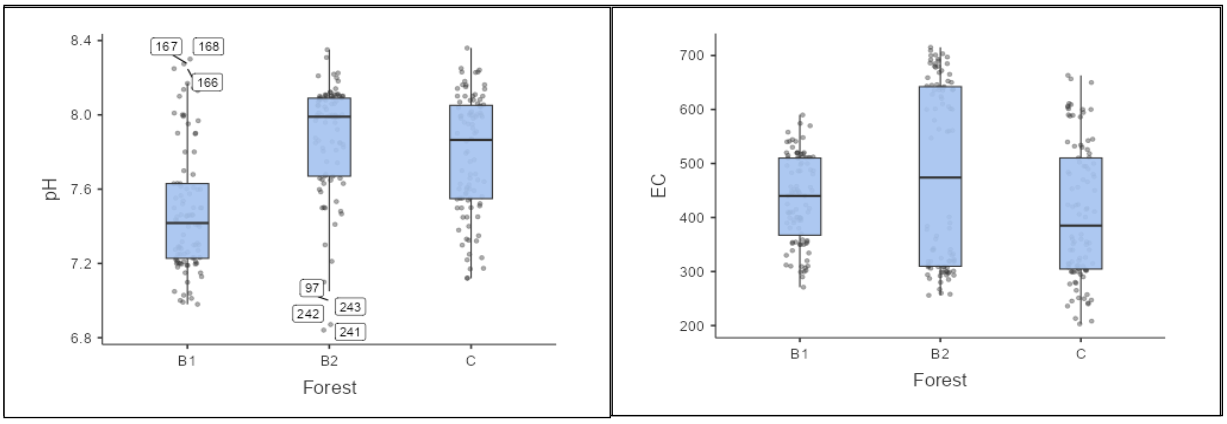


Figure 3: the changes of soil pH and EC

Electrical conductivity made a noticeable increase in both high and moderately burnt (459.31, 472.77 µS/cm) compared to control soils (375.22 µS/cm);

Several studies have been done in different ecosystems around the globe accorded an increasing in pH values right after fires (Alcañiz et al., 2020). It's due to high pH of ash, however significant increase occurs only at high temperature (W. Chen et al., 2022). Also the oxidation of organic matter and the subsequent release of cations can also help raise of pH values (Alcañiz et al., 2020). Here, soil pH values in moderately burnt soils were higher than those in control soils which were due for sure to the presence of ash, however soil pH values in highly burnt soil were lower, similar results were reported (Ellisa et al., 2024), and it's probably due to the presence of different acids like organic acids, humic acids, and fulvic acids (Hartono et al., 2022), after 6 months there was slight change…

The higher value of EC in highly and moderately burnt soils is often reported (Sharma et al., 2023) and (Barroso & Vaverková, 2020), which might be due to the release of soluble inorganic cations, the incorporation of ash into the soil, and the formation of black carbon (Alcañiz et al., 2020) after 6 month

Results relating to both soil organic carbon and total nitrogen havesimilarlysignificantly decreased in both highly burnt and moderately burnt soils (4,18%, 3,73%) against (4,88%) for unburnt soils, for SOC It may be because intense burns can result in complete destruction of organic matter and can even cause changes in physical and chemical properties of upper layer of soil (Sharma et al., 2023)

For TN highly burnt soil registered 0, 68%, moderately burnt has registered 0, 76% and unburnt soils 0, 57% during combustion, most N is lost by volatilization at 200°C (Zavala et al., 2014), but some studies revealed that the increase in total N is due to the addition of ashes rich in nitrogen, especially after low-intensity fires, and a higher rate of mineralization of organic litter which releases a higher amount of N(Agbeshie et al., 2022)

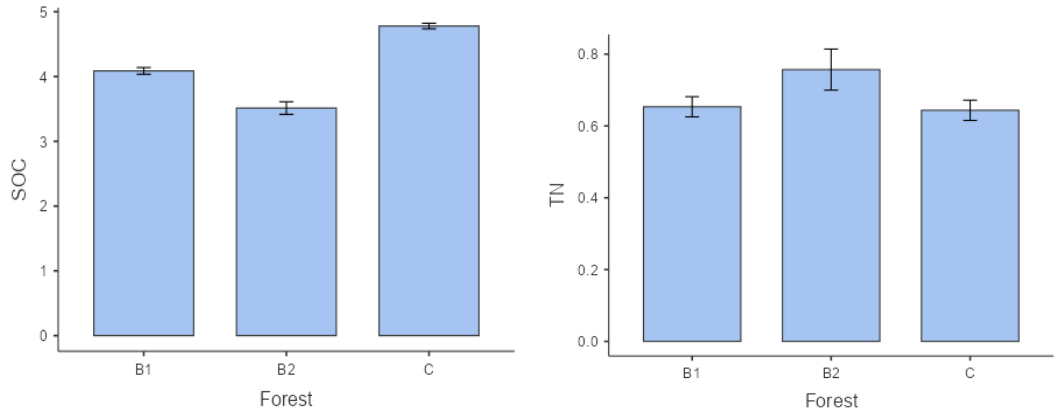


Figure 4: variation of soil organic carbon and total nitrogen in different type of soils

5. CONCLUSION

In general, changes in physicochemical properties of the soil after fires that occurred in Tebessa east Algeria were significantly different between burnt and unburnt pine soils so far.

The results revealed that, after two years since the last fire, there was a notable decrease in soil basal respiration especially for highly burnt soils, decrease in soil pH, also organic carbon content and total

nitrogen are significantly affected with lower rates in the burnt area in contrast to control zone, only EC significantly increase after fires especially for moderately burnt soils

It is necessary to consider the effects of fire in the long-term for changes in nutrient deposition, aboveground and belowground biomass, and soil properties to effectively quantify its impact on the environment. Moreover, this could lead us to propose effective fire management strategies for conserving and increasing forests protection system

REFERENCES

Agbeshie, A. A., Abugre, S., Atta-Darkwa, T., & Awuah, R. (2022). A review of the effects of forest fire on soil properties. *Journal of Forestry Research*, *33*(5), 1419–1441. https://doi.org/10.1007/s11676-022-01475-4

Alcañiz, M., Úbeda, X., & Cerdà, A. (2020). A 13-year approach to understand the effect of prescribed fires and livestock grazing on soil chemical properties in Tivissa, NE Iberian Peninsula. *Forests*, *11*(9), 1–15. https://doi.org/10.3390/F11091013

Barroso, P. M., & Vaverková, M. D. (2020). Fire effects on soils - A pilot scale study on the soils affected by wildfires in the Czech Republic. *Journal of Ecological Engineering*, *21*(6), 248–256. https://doi.org/10.12911/22998993/123471

Bouchagoura. (2019). *Bouchagoura*.

Chen, J., Zhang, Y., Luo, Y., Zhou, X., Jiang, Y., Zhao, J., Chen, Y., Wang, C., Guo, L., & Cao, J. (2019). Contrasting responses after fires of the source components of soil respiration and ecosystem respiration. *European Journal of Soil Science*, *70*(3), 616–629. https://doi.org/10.1111/ejss.12786

Chen, W., Sivaramakrishnan, E. P., & Dilkina, B. (2022). Landscape Optimization for Prescribed Burns in Wildfire Mitigation Planning. *ACM International Conference Proceeding Series*, *Par F18047*, 429–438. https://doi.org/10.1145/3530190.3534816

D.G.F. (2021). *Les incendies de forets en algerie retrospective, mesures de riposte et perspectives 03/10/2021*.

De la Cruz Domínguez, J. C., Alfaro Reyna, T., Aguirre Gutierrez, C. A., Rodríguez Moreno, V. M., & Delgado Balbuena, J. (2024). Effects of Prescribed Burns on Soil Respiration in Semi-Arid Grasslands. *Fire*, *7*(12), 1–15. https://doi.org/10.3390/fire7120450

Ellisa, E., Arisanty, D., & Muhaimin, M. (2024). Effects of Land Fires on Peat Soil Characteristics in Landasan Ulin District, Banjarbaru City. *JPG (Jurnal Pendidikan Geografi)*, *11*(1). https://doi.org/10.20527/jpg.v11i1.18669

Hartono, A., Rusdiana, O., Pulunggono, H. B., Simanihuruk, D. M. P., & Saputra, I. (2022). Changes in some soil chemical properties in peatland after two years of fire in Kubu Raya, West Kalimantan. *Jurnal Pengelolaan Sumberdaya Alam Dan Lingkungan*, *12*(4), 644–650. https://doi.org/10.29244/jpsl.12.4.644-650

Major, L. W. S., & Paper, P. (2021). *A Review of Wildfire Effects on Soils , Hydrologic Processes and Water*.

Romero-toribio, M. C., Angulo, E., Soriguer, C., Madrigal, J., Senra-rivero, F., & Cerd, X. (2024). *Continuous Monitoring of Soil Respiration After a Prescribed Fire : Seasonal Variations in CO 2 Efflux*.

Roth, H. K., McKenna, A. M., Simpson, M. J., Chen, H., Srikanthan, N., Fegel, T. S., Nelson, A. R., Rhoades, C. C., Wilkins, M. J., & Borch, T. (2023). Effects of burn severity on organic nitrogen and carbon chemistry in high-elevation forest soils. *Soil and Environmental Health*, *1*(3), 100023. https://doi.org/10.1016/j.seh.2023.100023

Sharma, Y., Gupta, T., Gupta, R., & Sharma, P. P. (2023). Effect of forest fire on soil properties and natural regeneration in Chirpine (Pinus roxburghii) forests of Himachal Pradesh, India. *Asian Journal of Forestry*, *7*(2), 126–133. https://doi.org/10.13057/asianjfor/r070207

ADVANCES IN ELECTROCOAGULATION TECHNOLOGY FOR THE TREATMENT OF INDUSTRIAL WASTE WATER

Belkacem Merzouk [1,*], Belaid Kadji [2] et Nawel Adjeroud Epse Abdellatif [3]

[1] Laboratory of Water, Environment and Renewable Energies, Department of Hydraulics, Faculty of Technology, University of M'sila, University Pole, Road Bordj Bou Arreridj, M'sila 28000, Algeria
[2] Laboratoire de Recherche en Hydraulique Appliquée et Environnement (LRHAE), Département d'Hydraulique, Faculté de Technologie, Université de Bejaia, TargaOuzemour, 06000, Bejaia, Algérie
[3]Laboratoire de Biomathématiques, Biophysique, Biochimie, et Scientométrie (L3BS), Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université de Bejaia, 06000 Bejaia, Algérie
[*] Corresponding author: belkacem.merzouk@univ_msila.dz

Paper ID: 53

RÉSUMÉ

L'électrocoagulation (EC**)** est une technique électrochimique émergente pour le traitement des eaux usées industrielles, permettant d'éliminer efficacement les polluants tels que les métaux lourds, les colorants et les composés organiques grâce à la génération ***in-situ*** de coagulants. Malgré ses avantages, notamment l'absence de produits chimiques, une faible production de boues et une large utilisation, sa consommation énergétique reste son point faible. Des recherches récentes explorent l'intégration de systèmes photovoltaïques (PV) pour alimenter l'EC, améliorant ainsi la durabilité et la faisabilité économique.

L**'**objectif principal de cette étude était d'examiner le fonctionnement d'un procédé continu **d'**électrocoagulation- photovoltaïque**,** comprenant une unité d'électrocoagulation équipée d'électrodes en aluminium et une zone de décantation, pour l'élimination d'un colorant textile. Plus précisément, l'effet de plusieurs paramètres de fonctionnement a été étudié, tels que le pH initial, la concentration initiale, le temps de séjour, la densité de courant, le débit d'alimentation, l'irradiance solaire et la consommation énergétique.Les résultats ont montré que lorsque la concentration initiale augmentait de 50 à 1400 mg/L et dans les conditions opératoires : densité de courant de 100 à 400 A/m², débit d'alimentation de 15 L/h, temps de traitement de 60 minutes, distance entre électrodes de 1 cm, pH initial d'environ 7, les taux d'abattement de la **couleur** et de la **turbidité** diminuaient respectivement de 96 % à 87 % et de 96 % à 93%.L'utilisation de l'énergie photovoltaïque à la place du courant continu a permis d'éliminer plus de 99 % de la turbidité et 95 % de la couleur lorsque la concentration initiale du colorant était de 1400 mg/L.

La consommation spécifique d'énergie électrique **a** été évaluée à 16 kWh/kg de colorant éliminé pour l'EC alimentée en courant continu, et elle est nulle dans le cas de l'alimentation photovoltaïque. La consommation des électrodes est pratiquement identique pour les deux sources d'énergie (0.45 et 0.6 kg Al/kg de colorant éliminé).

MOTS-CLÉS : Energie photovoltaïque, Electrocoagulation, Eaux usées industrielles.

ABSTRACT

Electrocoagulation (EC) is an emerging electrochemical technology for industrial wastewater treatment, effectively removing pollutants such as heavy metals, dyes, and organic compounds through *in-situ* generation of coagulants. Despite its advantages including chemical-free operation, low sludge production, and versatility, its energy consumption remains a key limitation. Recent research explores

the integration of photovoltaic (PV) systems to power EC, enhancing sustainability and economic feasibility.

The main objective of this study was to investigate the operation of a continuous photovoltaic electrocoagulation process comprising an electrocoagulation part provided with aluminum electrodes and a settling zone, for the removal of a textile dye. More precisely the effect of the operating parameters has been followed, e.g. initial pH, initial concentration, residence time, current density, inlet flow rate, solar irradiance and energy consumption.The results showed that when the initial concentration was increased from 50 to 1400 mg/L and under the following operational conditions: current density was ranged from 100 to 400 A/m^2, inlet flow rate was 15 L/h, treatment period was 60 min, distance between electrodes was 1 cm, initial pH was around 7, the removal rates of the color and turbidity were decreased from 96 % to 87 % and from 96 % to 93 %, respectively. The use of photovoltaic energy in the place of the continuous current enabled us to reach more than 99 % of elimination of turbidity and 95 % of the color when the initial concentration of the dye was 1400 mg/L.The specific electrical energy consumptionwas found at 16 kWh/kg of removed dye for EC using direct current, and it is null in the case of the photovoltaic one. The consumption of the electrodes is almost the same one for the two sources of energy (0.45 and 0.6 kg Al/kg of removed dye).

KEYWORDS: Photovoltaic energy, Electrocoagulation, Industrial wastewater.

1. INTRODUCTION

Textile wastewater is one of the most polluted of wastewater due to the large variety of dyes and chemical additions contained in it, which complicates further treatment of the textile wastewater. Pollutants in textile wastewater comes mainly from the dyeing and finishing processes which have high chemical oxygen demands (COD), high concentrations of suspended solids, high salt content and high levels of color caused by residual dyes (Barka et al., 2011; Daneshvar et al., 2006; Zodi et al., 2013; Amouret al., 2016).

Increased environmental pollution and social concern about the environment in the last decades have led to the development of new renewable energy forms which can be used like a power source for electrochemical reactors. The photovoltaic (PV) solar energy is one of the most popular and well studied renewable energy sources, which, as autonomous and environmentally friendly, is appropriate for small applications and especially in remote and isolated locations with lack of electric grid. Electrochemical processes directly powered by photovoltaic energy have been recently reported in literature (García et al., 2015; Valero et al., 2008, Valero et al., 2014, Zhang et al., 2013). However, up until now, PV technology has not been used for supplying the power needed for an EC system. It is interesting to note that PV modules produce direct current, which can be used directly by the EC system (Valero et al., 2008). EC is an electrolytic process consisting of dissolution of sacrificial anodes (aluminum or iron) upon application of a current between two electrodes for treatment of liquid wastewater containing inorganic or organic pollutants. In EC with aluminum anodes, the anodic reaction is the dissolution of Al electrodes, whereas hydrogen gas and hydroxide ions are formed at the cathode. Hydroxide ions generated increase the wastewater pH thereby inducing precipitation of metal ions as corresponding hydroxides and co-precipitation with aluminum hydroxides (Merzouk et al., 2009; Zodi et al., 2013; Amour et al., 2016). Freshly formed amorphous Al $(OH)_3$exhibit large surface areas, which are beneficial for a rapid adsorption of soluble organic compounds and trapping of

colloidal particles. Finally, these flocs are removed easily from aqueous medium by sedimentation or by flotation.

The aim of the present studywas to investigate the operation of a continuous photovoltaic electrocoagulation process without batteries for the removal of a high concentration dyeing wastewater. The effect of the operating parameters has been followed, e.g. initial concentration of the dye (50 – 1400 mg/L), current density (100 - 400 A/m²), inlet flow rate (15 – 60 L/h), energy consumption and solar irradiance.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Synthetic wastewater

The red nylosan dye (Acid Red 336) is employed to make synthetic textile wastewater by dissolving appropriate concentrations of dyein tap water (50 - 1400 mg/L). The concentration of 50 mg/L of the dye was used during the first EC tests to determine the optimum conditions for inlet flow rate and initial pH. The concentrations 100-1000 mg/L for EC and 100-1400 mg/L for PV. The comparison was made for 200, 800 and 1000 mg/L (Fig. 1). These values were chosen to emulate the properties of wastewater issued from a textile industry in Algeria (Amour et al., 2016).

2.2. PV module and electrical characteristics

A photovoltaic module is responsible to convert sunlight into DC electricity by the well-known photovoltaic effect. Actually, a photovoltaic module is formed by connecting many solar cells in series and parallel. Considering only a single solar cell; it can be modeled by utilizing a current source, a diode and two resistors.

2.3. Reactor design

The continuous photovoltaic electrocoagulation reactor consists of a rectangular tank of 8.5 L volume, and it’s composed of an electrochemical cell of 3 L and of a chamber of sedimentation/flotation of 5.5 L. The procedure is already described in detail (Merzouk et al., 2009; Amour et al., 2016). Two aluminum electrodes (24*2*1 cm) were positioned vertically and parallel to each other. The area of each electrode was 48 cm^2. This study includes two different parts. Firstly, a conventional current supply was employed and the experiments were carried out in order to study the behavior of continuous EC. In the second part of experiments, one photovoltaic module was used to carry out the experiments for the process. Time*t* was counted from the switch on of the current generator.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Comparison between a direct current generator (CC) and a photovoltaic generator (PV)

Figure 1 shows that the treatment by a photovoltaic generator of current is more effective to eliminate the turbidity from the effluent even to concentration raised by contribution a generator of D.C. current, because the intensity (I) produces by a photovoltaic generator (PV) is higher than the intensity produced by generator of D.C. current (Table 1). The intensity and the voltage produced by the photovoltaic generator depend on the radiations solar.

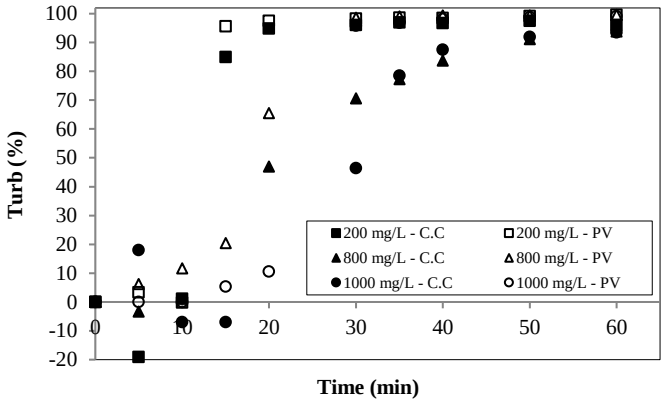


Figure 1: Effect of the initial concentration and the source of current on the turbidity removal efficiency: initial pH 8, Q = 15 L/h

Table 1 summarizes us the energy parameters of photovoltaic generator (PV) and the direct current generator (CC) for an initial concentration of the dye of 100 mg/L. According to these results, we note that the current density of PV generator is higher than that provided by a CC generator. As example, energy (E_{dye}) is about 16 kWh/kg of removed dye, and negligible in the case of the photovoltaic one. The consumption of the electrodes (μ_{Al}) is of 0.45 kg Al/kg of removed dye for the first source, and about 0.6 kg Al/kg of removed dye for the photovoltaic one.

Table 9: Comparison of the energy parameters between EC and PVEC

	EC (D.C current)			PVEC		
Time (min)	I (A)	U (V)	J (A/m²)	I (A)	U (V)	j (A/m²)
0	1.92	13.1	400	1.85	14.6	385.41
5	1.92	12.8	400	2.62	17.7	545.83
10	1.92	12.6	400	2.71	17.9	564.58
15	1.92	12.5	400	2.75	18	572.91
20	1.92	12.5	400	2.74	17.9	570.83
30	1.92	12.7	400	2.67	17.5	556.25
35	1.92	12.8	400	2.68	17.6	558.33
40	1.92	12.8	400	2.7	17.7	562.5
50	1.92	12.6	400	2.55	16.7	531.25
60	1.92	12.5	400	2.66	17.6	554.16

3.2. Photovoltaic cell performance

Figure 2 shows the irradiation data observed during the electrocoagulation treatment. The maximum solar irradiation was around 590 W/m^2 at 30 min, and the observed temperature was 42 °C for the PV module and 24.5 °C in the solution at that time (Figure 3). Similar results were obtained in the literature (García et al., 2015; Hussin et al., 2017; Valero et al., 2014). Another advantage is the fact that in spite of the little high temperatures of the photovoltaic panel doesn't affect the change of the temperature of the solution. It remains almost constant after one hour of EC treatment.

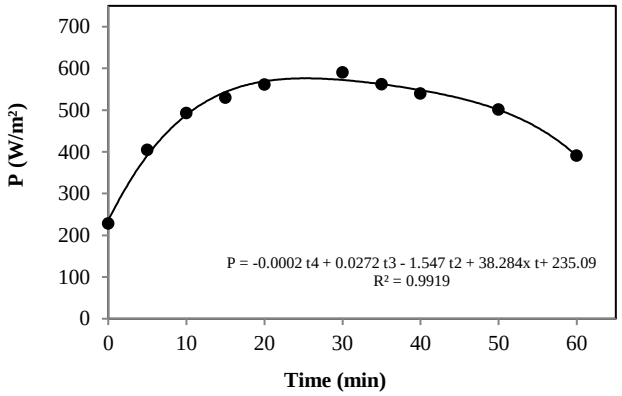


Figure 2: Solar radiation during PVEC treatment - C_0 = 100 mg/ L, initial pH 8, Q = 15 L/h

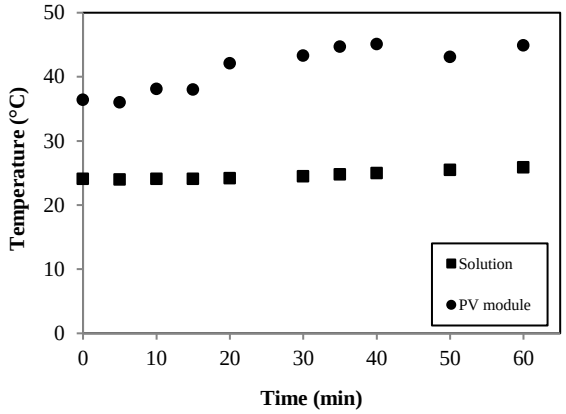


Figure 3: Temperature achieved during PVECtreatment - initial pH 8, Q = 15 L/h

4. Conclusion

The results showed that when C_0 was increased from 50 to 1400 mg/L and under the following operational conditions*:* *j* was ranged from 100 to 400 A/m^2, *Q* was 15 L/h, treatment period was 60 min, distance between electrodes was 1 cm, initial pH was around 7, the removal rates of the turbidity were decreased from 96 % to 87 % and from 96 % to 93 %, respectively. The use of photovoltaic energy in the place of the continuous current enabled us to reach more than 99 % of elimination of

turbidity and 95 % of the color when C_0 was 1400 mg/L. The specific electrical energy consumption was found at 16 kWh/kg of removed dye for EC using direct current, and it is negligible in the case of the photovoltaic one. The consumption of the electrodes is almost the same one for the two sources of energy (0.45 and 0.6 kg Al/kg of removed dye). This highlights the high efficiency of the continuous PVEC process for the removal of a high concentration dyeing wastewater.

REFERENCES

Amour A., Merzouk B., Leclerc J.P., Lapicque F. (2016). Removal of reactive textile dye from aqueous solutions by electrocoagulation in a continuous cell. Desalin. Water Treat., 57 (48-49), 22764-22773.

Barka N., Qourzal S., Assabbane A., Nounah A., Ait-Ichou Y. (2011). Removal of Reactive Yellow 84 from aqueous solutions by adsorption onto hydroxyapatite. J. Saudi Chem. Soci. 15 (3), 263-267.

Daneshvar N., Oladegaragoze A., Djafarzadeh N. (2006). Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: An investigation of the effect of operational parameters. J. Hazard. Mater., 129, 116–122.

García-García. A., Martínez-Miranda V., Martínez-Cienfuegos I.G., Almazán-Sánchez P.T., Castañeda-Juárez M., Linares-Hernández I. (2015). Industrial wastewater treatment by electrocoagulation–electrooxidation processes powered by solar cells. Fuel, 149, 46–54.

Hussin F., Abnisa F., Issabayeva G., Aroua M.K. (2017). Removal of lead by solar-photovoltaic electrocoagulation using novel perforated zinc electrode. J. Clean. Prod., 147, 206-216.

Merzouk B., Gourich B., Sekki A., Madani K., Vial CH., Barkaoui M. (2009). Studies on the decolorization of textile dye wastewater by continuous electrocoagulation process. Chemical Engineering Journal, 149, 207–214.

Valero D., Ortiz J.M., Exposito E., Montiel V., Aldaz A. (2008). Electrocoagulation of a synthetic textile effluent powered by photovoltaic energy without batteries: Direct connection behavior. Solar Energy Mater. Solar Cells, 92, 291-297.

Valero D., García-García V., Expósito E., Aldaz A., Montiel V. (2014). Electrochemical treatment of wastewater from almond industry using DSA-type anodes: Direct connection to a PV generator. Sep. Puri. Technol., 123, 15–22.

Zhang S., Zhang J., Wang W., Li F., Cheng X. (2013). Removal of phosphate from landscape water using an electrocoagulation process powered directly by photovoltaic solar modules. Solar Energy Mater. Solar Cells, 117, 73-80.

Zodi S., Merzouk B., Potier O., Lapicque F., Leclerc J.P. (2013). Direct Red 81 dye removal by a continuous flowelectrocoagulation/flotation reactor. Sep. Purif. Technol., 108215-222.

EFFECTIVE ADSORPTIVE REMOVAL OF MALACHITE GREEN FROM AQUEOUS SOLUTIONS USING ALGINATE/MONTMORILLONITE BIOCOMPOSITES

Horiya BOUKHATEM*[1], Houria REZALA[2], Lilya BOUDRICHE[3], Lila DJOUADI[4], Amel DOUBA[1], Amira SAIDANI[1], and Salah BACHA[1]

[1] Département de Chimie, Université Djilali Bounaama de Khemis-Miliana, Khemis-Miliana, Algérie

[2] Département de Génie des procédés, Université Djilali Bounaama de Khemis-Miliana, Khemis-Miliana, Algérie

[3] Centre de Recherche Scientifique et Technique en Analyses Physico-Chimiques, BP 384 Bou-Ismail, RP 42004 Tipaza, Algérie

[4] Département de Génie des procédés, Laboratoire de Génie Chimique, Université Saad Dahleb-Blida 1, Blida, Algérie

***Corresponding author: boukhatem_houria@yahoo.fr**

Paper ID: 90

ABSTRACT

In this study, montmorillonite/alginate beads were synthesized. The removal of malachite green (MG) from aqueous solutions with these composites was examined. Their characterization was performed using Fourier Transform Infra-Red (FTIR). The MG adsorption of the beads was investigated as a function of the contact time, initial MG concentration and temperature. The fit of MG adsorption of beads to the Langmuir and Freundlich adsorption models was investigated. To evaluate adsorption kinetics of MG on the beads, the fit to the pseudo-first-order kinetic model and pseudo-second-order kinetic model was investigated.

KEYWORDS: Alginate, Montmorillonite, NiO, beads, Malachite green.

RÉSUMÉ

Dans cette étude, des billes de montmorillonite/alginate ont été synthétisées. L'élimination du vert de malachite (VM) des solutions aqueuses par ces composites a été examinée. Leur caractérisation a été réalisée par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (IRTF). L'adsorption du VM sur les billes a été étudiée en fonction du temps de contact, de la concentration initiale en VM et de la température. L'adéquation des isothermes d'adsorption du VM avec les modèles de Langmuir et de Freundlich a été étudiée. Pour évaluer la cinétique d'adsorption du VM sur les billes, l'adéquation avec les modèles cinétiques du pseudo-premier ordre et du pseudo-second ordre a été examinée.

MOTS-CLÉS: Alginate, Montmorillonite, NiO, Billes, Vert malachite.

1. INTRODUCTION

One of the most hazard organic pollutants on the human health is dyes, because of their mutagenic and carcinogenic impacts (Eltaweil et al., 2020). Malachite green (MG) is a member of cationic dye extensively used in various fields wither as a regular dyeing material for silk, wool and leather or as an antibacterial and antifungal agent in fishing industry. However, MG is recognized potentially as teratogenic and carcinogenic material and can cause damage to liver, kidney and heart and also it causes lesions for the skin, lungs and bones (Sartape et al., 2017). Accordingly, developing techniques for the removal of dyes from the aquatic environment is a great research area. Among these

techniques, adsorption is the most applied one due to its efficiency, simplicity, and insensitivity to toxicity of contaminants (Ghafar et al., 2017). In addition, the adsorption method is attractive because it uses different adsorbents. Among the aforementioned adsorbents, alginate (Alg) as a biopolymer material with unique properties such as high gelation, high ion exchange property, inexpensive, environmental friendliness, and non-toxic nature has been extensively used in water treatment (Erdem et al., 2021, Kumar et al., 2020). Alginate can be cross-linked with divalent ions to produce beads with large surface areas. However, alginate beads have some limitations such as unsuitable porosity and low water absorption capacity. Therefore, to overcome this problem, their combination with clay has been proposed as an effective way (Karimi et al., 2022).

In the present study, composite beads based on montmorillonite clay/Alginate (Alg/Na-Mt), nickel oxide modified montmorillonite clay/Alginate (Alg/NiO-Mt) and Alginate alone (Alg) were prepared and used for adsorptive removal of cationic malachite green (MG) as a dye model.

2. EXPERIMENTAL

2.1 Preparation of Beads

Amounts of sodium alginate and montmorillonite (Na-Mt, NiO-Mt) were dissolved in distilled water under agitation. Then the suspensions were added dropwise using a syringe to a solution of calcium chloride to form beads. The alginate beads alone were obtained under identical experimental conditions. The beads based on alginate and nickel oxide-modified montmorillonite, alginate and sodium montmorillonite, and sodium alginate alone are represented by: Alg/NiO-Mt, Alg/Na-Mt, and Alg, respectively.

2.2 Adsorption Tests

2.2.1 Effect of Contact Time

Constant masses of various types of beads are brought into contact with 10 ml of malachite green solution in a series of glass bottles placed on a shaker at different contact times. The solutions are analyzed by UV-visible spectrophotometer. The removal efficiencies (R%) and the amounts adsorbed (q_e) of malachite green are calculated using the following relationships:

$$R(\%) = \left(\frac{C_0 - C_e}{C_0}\right).100\% \quad (1)$$

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e).V}{m} \quad (2)$$

2.2.2 Effect of Initial Dye Concentration

In a series of glass bottles, constant masses of beads are added to volumes of 10 ml of malachite green at various initial concentrations. These bottles are placed on a shaker for 1 hour and 1 hour 30 minutes for Alg/NiO-Mt and Alg/Na-Mt beads, respectively.

2.2.3. Effect of temperature

To investigate the influence of temperature on the dye adsorption capacity, constant masses of various types of beads are brought into contact with volumes of 10 ml of malachite green solution in a series of glass bottles placed in a shaking water bath for 1 hour and 1 hour 30 minutes for Alg/NiO-Mt and Alg/Na-Mt beads, respectively, at different temperatures.

3. Results and Discussion

3.1. Characterization by IRTF

Fig. 1 shows the main functional groups of Alg/Na-Mt and Alg/NiO-Mt beads. The peaks at 3618, 3433, 3441, 1033 cm^{-1} are characteristics of montmorillonite. The peaks observed at 2924, 2854, 1627, 1427cm^{-1} are attributed to alginate?

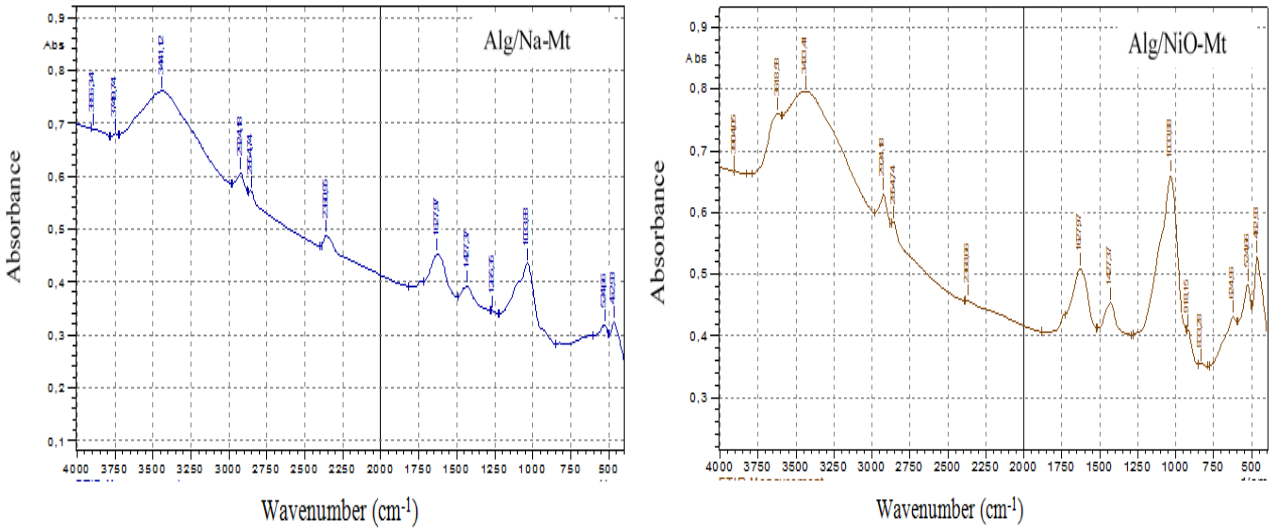


Figure 31: FTIR spectrum of Alg/Na-Mt and Alg/NiO-Mt beads.

3.2. Effect of contact time

As shown in Fig. 2, which depicts the evolution of dye removal efficiency by Alg/NiO-Mt, Alg/Na-Mt, and Alg beads as a function of time, the removal efficiency reaches 99% after 1 hour and 1 hour 30 minutes for Alg/NiO-Mt and Alg/Na-Mt beads, respectively, due to the availability of active sites on the beads. However, once equilibrium is reached, there are no more active sites available for additional adsorption. The figure also shows that Alg beads exhibit low removal efficiency, approximately 30%.

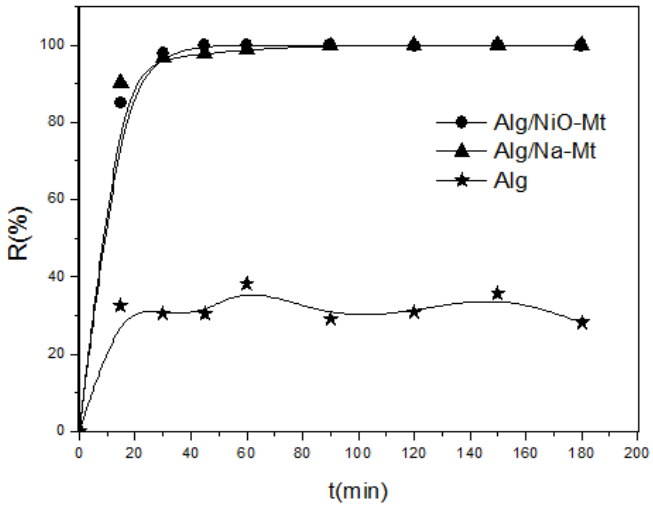


Figure 2: Effect of contact time on MG removal efficiency.

3.3. Effect of initial dye concentration

The results shown in Fig. 3 demonstrate that the dye removal efficiency decreases with increasing initial concentration. This is explained by the availability of active sites at low concentrations. However, increasing the initial dye concentration has reduced the removal rate, which can be attributed to the absence of active sites on the beads.

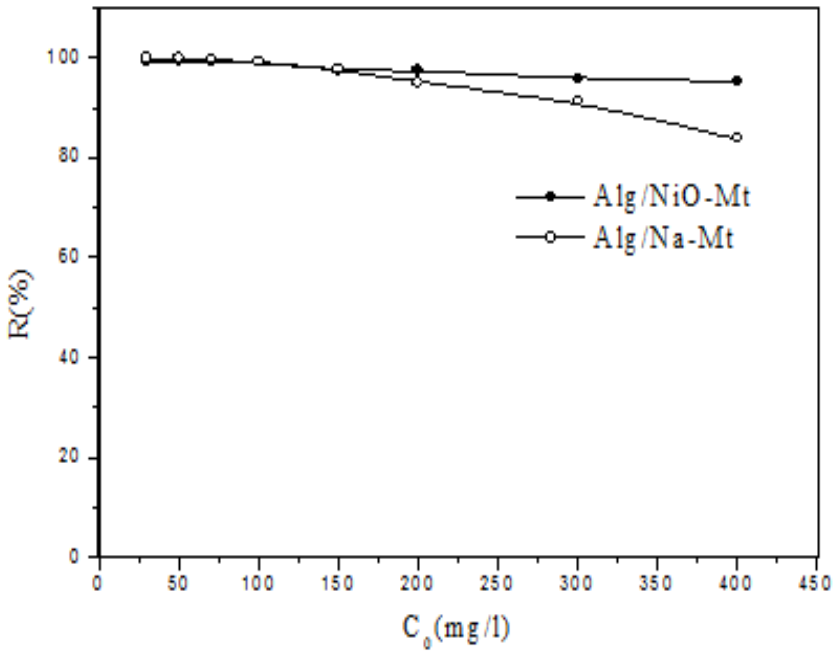


Figure 3: Effect of initial concentration on MG removal efficiency.

3.4. Effect of temperature

Temperature is a significant parameter in the adsorption process. Fig.4 shows that increasing the temperature from 20°C to 45°C slightly increase the removal efficiencies. This suggests that the adsorption process could be endothermic.

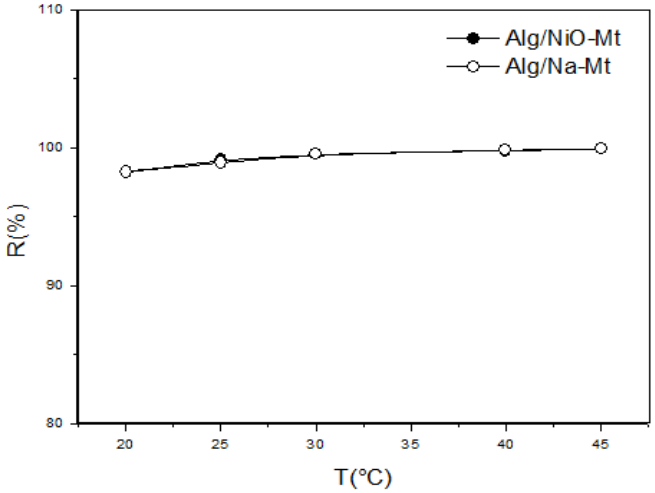


Figure 4: Effect of temperature on MG removal efficiency.

3.5. Adsorption kinetics

In this study, we used the kinetic models of pseudo-first order and pseudo-second order. The linear forms of the kinetic models are represented by Fig. 5. According to the graphs, it can be concluded that the adsorption kinetics of the dye are better described by the pseudo-second-order model than by the pseudo-first-order.

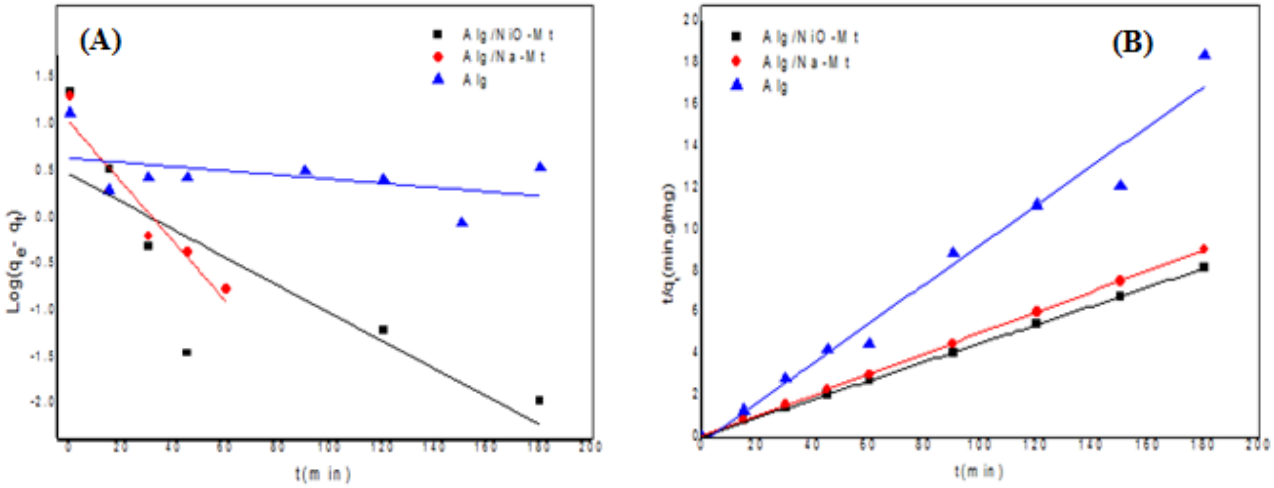


Figure 5: Graphical representation of: (A) pseudo-first order and (B) pseudo-second order kinetics.

3.6. Isotherms of adsorption

The experimental results have been modeled in order to better interpret the adsorption process of the MG dye by the beads. The models used are: Langmuir and Freundlich (Fig. 6). We note that the Freundlich model generally describes the adsorption isotherms best for both types of beads

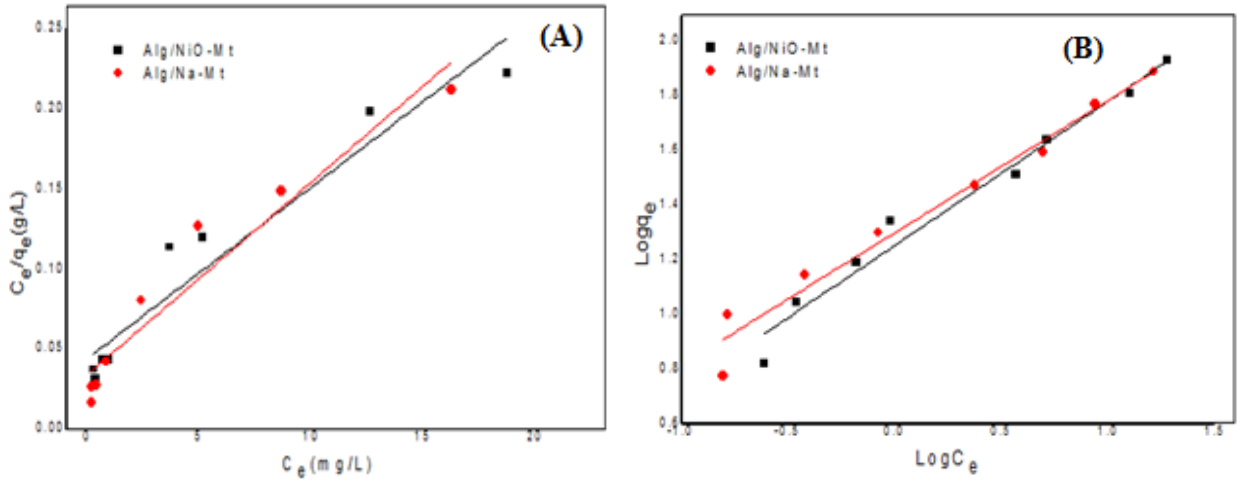


Figure 6: Graphical representation of Langmuir adsorption isotherms.

3.7. Regeneration of beads

Regeneration of the beads was investigated using distilled water and ethanol as desorbing agents (Fig. 7). For Alg@Na-Mt beads, no significant decrease in adsorption-desorption performance even

after seven cycles with distilled water and ethanol. For Alg@NiO-Mt beads, the removal percentage was decreased by the increase of cycle number for both desorbing agents.

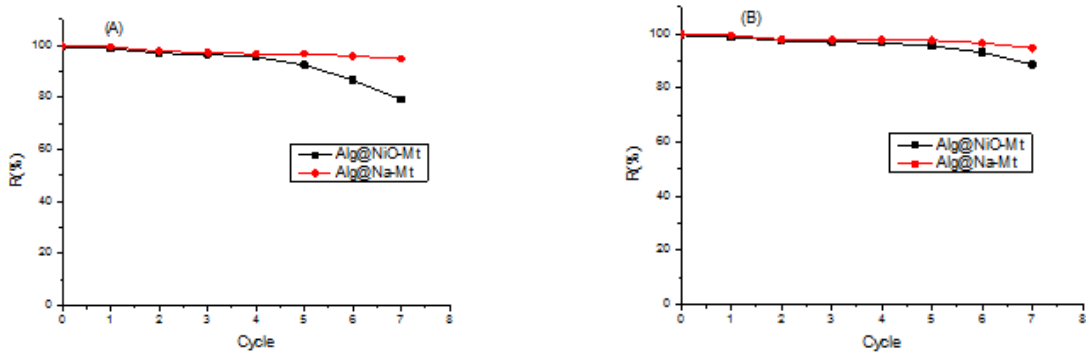


Figure 7: Regeneration studies of Alg@Na-Mt and Alg@NiO-Mt beads by : (A) distilled water and (B) ethanol.

4. CONCLUSION

The characterization of the beads was carried out using FTIR, which allowed the identification of the different chemical bonds present. The dye removal efficiency reached 99% after 1 hour for Alg/NiO-Mt beads and 1 hour and 30 min for Alg/Na-Mt beads, whereas it was approximately 30% for Alg beads. The dye removal efficiency slightly increases with the rise in temperature for both types of beads. The data obtained from isotherm studies were fitted well to Freundlich model, and the kinetics of adsorption followed pseudo-second order model.

REFERENCES

Eltaweil, A.S., Ali Mohamed, H., Abd El-Monaem, Eman M. and El-Subruiti, G.M. (2020). Mesoporous magnetic biochar composite for enhanced adsorption of malachite green dye: Characterization, adsorption kinetics, thermodynamics and isotherms. Adv. Powder Technol, 31, 1253–1263.

Erdem, S., Oztekin, M. and Sag Açıkel, Y. (2021). Investigation of tetracycline removal from aqueous solutions using halloysite/chitosan nanocomposites and halloysite nanotubes/alginate hydrogel beads. Environ. Nanotechnol., Monit. Manage., 16, 100576.

Ghafar, H., Salem, T., Radwan, E., El-Sayed, A.A., Embaby, M. and Salama, M. (2017). Modification of waste wool fiber as low-cost adsorbent for the removal of methylene blue from aqueous solution. Egypt. J. Chem, 60, 395–406.

Karimi, S. and Namazi, H. (2022). Magnetic alginate/glycodendrimer beads for efficient removal of tetracycline and amoxicillin from aqueous solutions. Int. J. Biol. Macromol, 205, 128–140.

Kumar, I.A. and Viswanathan, N. (2020). Fabrication of zirconium (IV) cross-linked alginate/kaolin hybrid beads for nitrate and phosphate retention. Arabian J. Chem, 13, 4111-4125.

Sartape, A.S., Mandhare, A.M., Jadhav, V.V., Raut, P.D., Anuse, M.A. and Kolekar, S.S. (2017). Removal of malachite green dye from aqueous solution with adsorption technique using Limonia acidissima (wood apple) shell as low-cost adsorbent. Arabian J. Chem, 10, S3229–S3238.

GREEN SYNTHESIS OF ZNO NANOPARTICLES: A COMPARATIVE PHOTOCATALYTIC EVALUATION FOR WATER REMEDIATION

Hafsa BOURAY[*1], Nadia GUETTAI[1], Manel ICHIRA[1] and Nesrine AMARI[1]

[1]Faculty of Mechanical Engineering and Process Engineering, Laboratory of Matter's Valorisation andRecycling for SustainableDevelopment / USTHB, Algiers, Algeria

[*]**Corresponding author: hafsa.bouray@gmail.com**

Paper ID: 142

ABSTRACT

Persistent organic pollutants (POPs) in water bodies pose severe environmental and health risks due to their toxicity and resistance to conventional treatments, necessitating sustainable remediation strategies like photocatalysis. This study aimed to develop eco-friendly zinc oxide (ZnO) nanoparticles using plant extracts as reducing and stabilizing agents, optimizing their photocatalytic efficiency under natural sunlight for pollutant degradation. The performance of the bio-synthesized nanoparticles was evaluated by monitoring the degradation of a model contaminant viaspectrophotometry. Results revealed that plant-derived biomolecules and reaction parameters significantly enhanced photocatalytic activity, with variations in extract composition influencing nanoparticle reactivity. The findings highlight the potential of green-synthesized ZnO nanoparticles as a cost-effective and sustainable solution for water purification, encouraging further exploration of plant-based nanomaterial synthesis for environmental applications.

KEYWORDS: Green synthesis, ZnO, Plant Extract, Photocatalysis, Water Remediation, Eco-friendly, Persistent Organic Pollutants (POPs).

1. INTRODUCTION

The contamination of water bodies by persistent organic pollutants (POPs) has become a critical environmental challenge due to their toxicity, resistance to degradation, and potential bioaccumulation in ecosystems(Soltani et al. 2023). Conventional water treatment methods often fail to effectively remove these hazardous compounds, necessitating the development of advanced and sustainable remediation technologies. Among these, photocatalysis using semiconductor nanoparticles has emerged as a promising solution due to its ability to generate highly reactive oxygen species (ROS) that can degrade a wide range of organic pollutants(Mirza et al. 2023). Zinc oxide (ZnO) nanoparticles, in particular, have gained significant attention for their high photocatalytic efficiency, stability, and cost-effectiveness (Kaliraj et al. 2019). However, the conventional chemical synthesis of ZnO nanoparticles often involves toxic reagents and high energy consumption, raising environmental concerns. To address these limitations, green synthesis approaches utilizing plant extracts and biowastes have been explored as an eco-friendly alternative(Singh et al. 2023). These extracts contain bioactive compounds such as polyphenols, flavonoids, and alkaloids, which act as both reducing and stabilizing agents, facilitating the formation of well-dispersed nanoparticles with enhanced catalytic properties. Despite the growing interest in bio-assisted synthesis, the influence of plant extract composition on the structural and photocatalytic performance of ZnO nanoparticles remains underexplored(Sharmila et al. 2019).

This study focuses on the green synthesis of ZnO nanoparticles using plant extracts and evaluates their efficiency in degrading POPs under natural sunlight irradiation. By combining sustainable nanotechnology with solar photocatalysis, this research aims to develop an eco-friendly and energy-efficient water treatment strategy. The findings contribute to advancing green chemistry-based solutions for mitigating water pollution, aligning with global efforts toward sustainable environmental remediation.

2. Materials and methods

2.1. Green Synthesis of ZnO Nanoparticles Using Plant Extracts

Aqueous extracts of *Oxalis pes-caprae* and*Hibiscus rosa-sinensis*were prepared to act as reducing and stabilizing agents in the green synthesis of ZnO nanoparticles.

2.2. Aqueous Plant Extract Preparation

Fresh flowers, stems, and leaveswere collected and thoroughly washed with tap water followed by distilled water to remove dust and impurities. The plants were then cut into small pieces to enhance bioactive compound extraction.

Plant fragments were added to 500 mL of distilled water in a beaker and heated at 80°C for 1 hour under magnetic stirring. The extracts were cooled to room temperature and filtered (Whatman filter paper) to obtain a clear extract as shown in **Figure 1**.

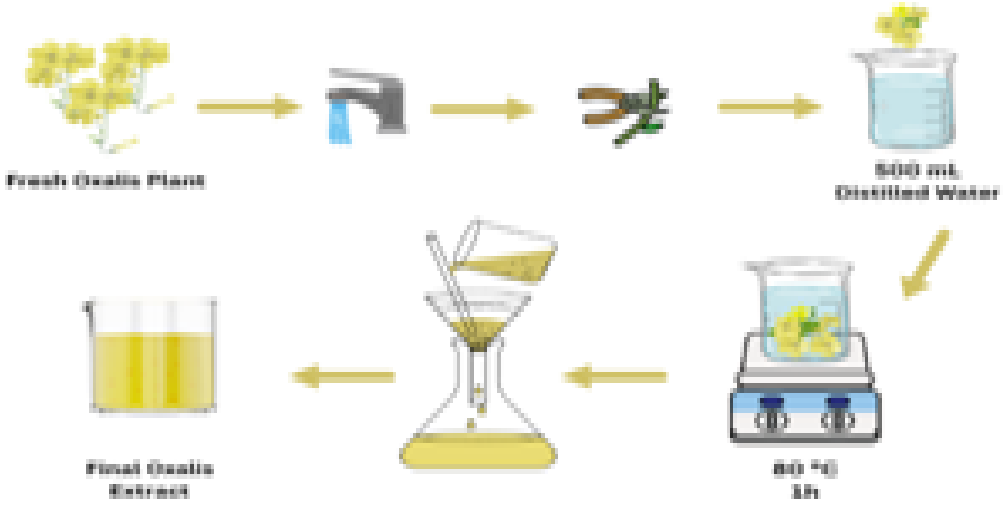


Figure 1: Extract preparation (*Oxalis* as an example).

2.3. ZnO Nanoparticle Synthesis

The study implemented two distinct synthesis approaches to investigate the effects of pH modification on ZnO nanoparticle formation using plant extracts (**Figure 2**). In the standard method, we maintained the natural pH conditions of the aqueous plant extracts throughout the synthesis process. This conventional approach involved dissolving zinc nitrate hexahydrate in each of the plant extracts and heating the mixture at 80°C for 1 hour under constant stirring. Nanoparticle formation in this unmodified system relied entirely on the inherent reducing and stabilizing properties of the

phytochemicals present in the plant extracts, with precipitation occurring gradually as evidenced by colour changes.

For the pH-optimized synthesis, we introduced precise pH control as a key parameter to enhance nanoparticle formation. After initial dissolution of zinc nitrate in the plant extracts, we systematically adjusted the pH to an alkaline medium using 0.1M NaOH solution while maintaining the same temperature and stirring conditions. This alkaline pH adjustment induced immediate and more complete precipitation of zinc species.

Both synthesis routes were followed by identical steps to ensure comparable final products. The obtained suspensions from each method were cooled to room temperature, oven-dried at 70-80°C for 24 hours, and subsequently calcined using a two-stage thermal treatment (400°C and 500°C for 4 hours each) to produce crystalline ZnO nanoparticles.

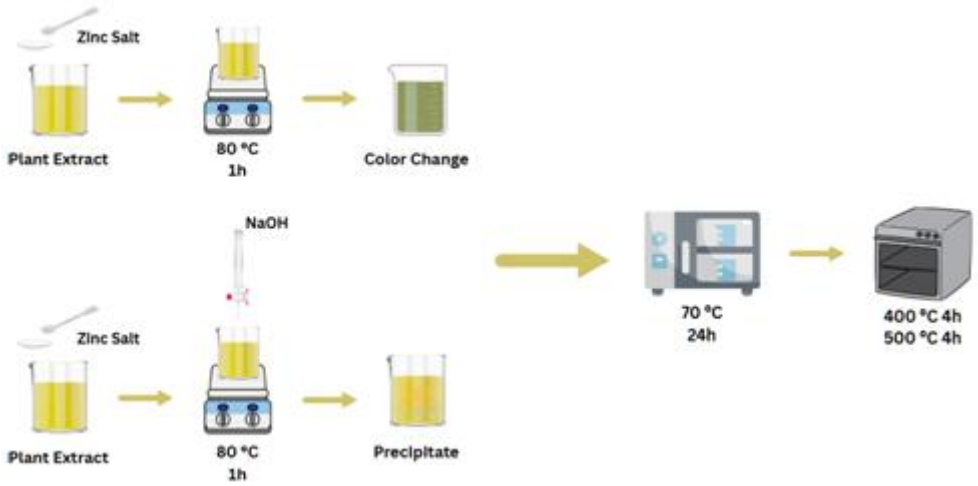


Figure 2: Green ZnOsynthesisusing plant extracts.

2.4. Photocatalytic Degradation Test

To evaluate the photocatalytic efficiency of the biosynthesized ZnO nanoparticles, degradation experiments were performed using Eriochrome Black T(EBT) as a model organic pollutant. The experimental procedure was conducted as follows: a 15 mg/L aqueous solution of EBT was prepared by dissolving the dye in 1 L of distilled water. The pH was adjusted using 0.1 M NaOH to simulate alkaline wastewater conditions; then the previously synthesized ZnO nanoparticles were added to the dye solution. The solution was stirred in the dark for 30 minutes to establish equilibrium between EBT molecules and the ZnO nanoparticle surfaces (adsorption/desorption equilibrium), ensuring that subsequent degradation measurements reflected only photocatalytic activity.The mixture was then exposed to natural sunlight under continuous stirring and 5 mL aliquots were collected at 30-minute intervals for analysis.Each sample was centrifuged for 5 min to separate the ZnO nanoparticles, and the supernatant was analysedvia UV-Vis spectrophotometry at EBT's characteristic λ_{max} (~550 nm).**Figure 3**represents the essential steps of the photodegradation test.

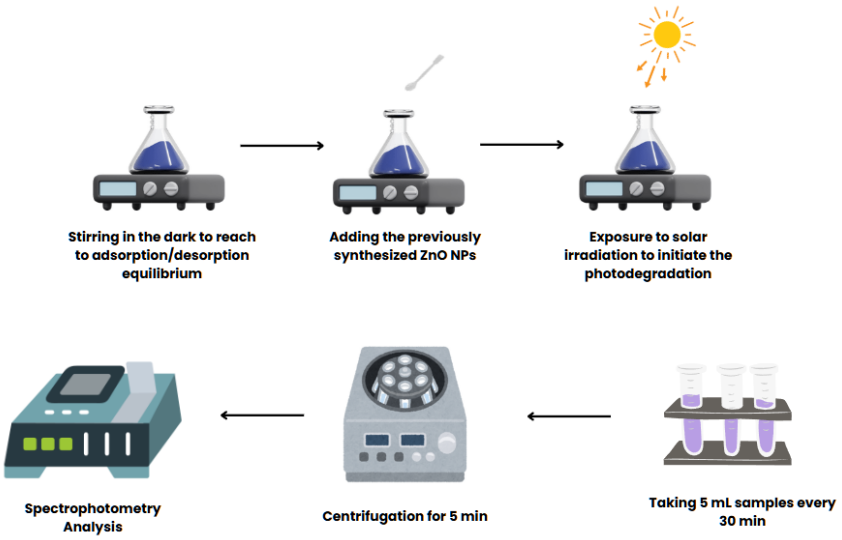


Figure 3: Photocatalytic test for the removal of EBT dye.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. FTIR analysis

The FTIR spectrum of the ZnO nanoparticles synthesized using fresh *Hibiscus rosa-sinensis* extract (**Figure 4**) was recorded in the range of 4000–400 cm^{-1} to identify the functional groups associated with phytochemicals potentially involved in the reduction and stabilization of ZnO nanoparticles. The analysis was performed on the ZnO sample that exhibited the highest photocatalytic performance, to understand how its surface chemistry affects the photocatalytic activity.

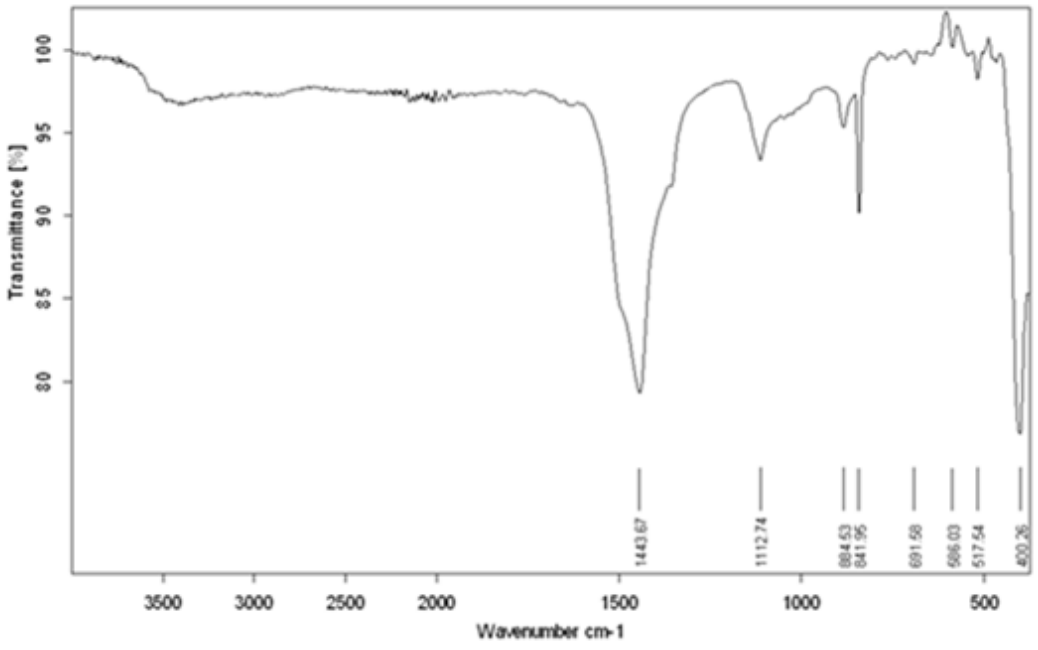


Figure 4: FTIR spectra for the synthesized ZnO nanoparticles.

A broad and intense absorption band was observed around 3200 - 3600 cm^{-1}(not numerically marked but visible on the baseline), which is characteristic of O–H and N–H stretching vibrations. This suggests the presence of hydroxyl groups, possibly from alcohols or phenolic compounds, and amine groups, commonly found in proteins and alkaloids.

A noticeable peak appears at approximately 1443.67 cm^{-1}, attributed toC=C stretchingin aromatic rings and C–H bending vibrations. This may indicate the presence of flavonoids or other aromatic phytochemicals.

The band at 1112.74 cm^{-1} is likely due to C–O stretching vibrations, indicating alcohols, esters, or ether compounds from organic residues, further suggesting capping or stabilizing agents from the extract are present on the nanoparticle surface.

In the fingerprint region (below 1000 cm^{-1}), a set of well-defined peaks are observed at 884.43, 841.95, 691.89, 665.08, 517.54, and 400.76 cm^{-1}, which can be attributed to various Zn–O stretching vibrations. In particular, the intense peak at ~400 cm^{-1} is characteristic of the Zn–O bond, confirming the successful formation of ZnO nanoparticles. The multiplicity of peaks in this region may reflect variations in crystal structure, particle size distribution, or the presence of multiple ZnO bonding environments.

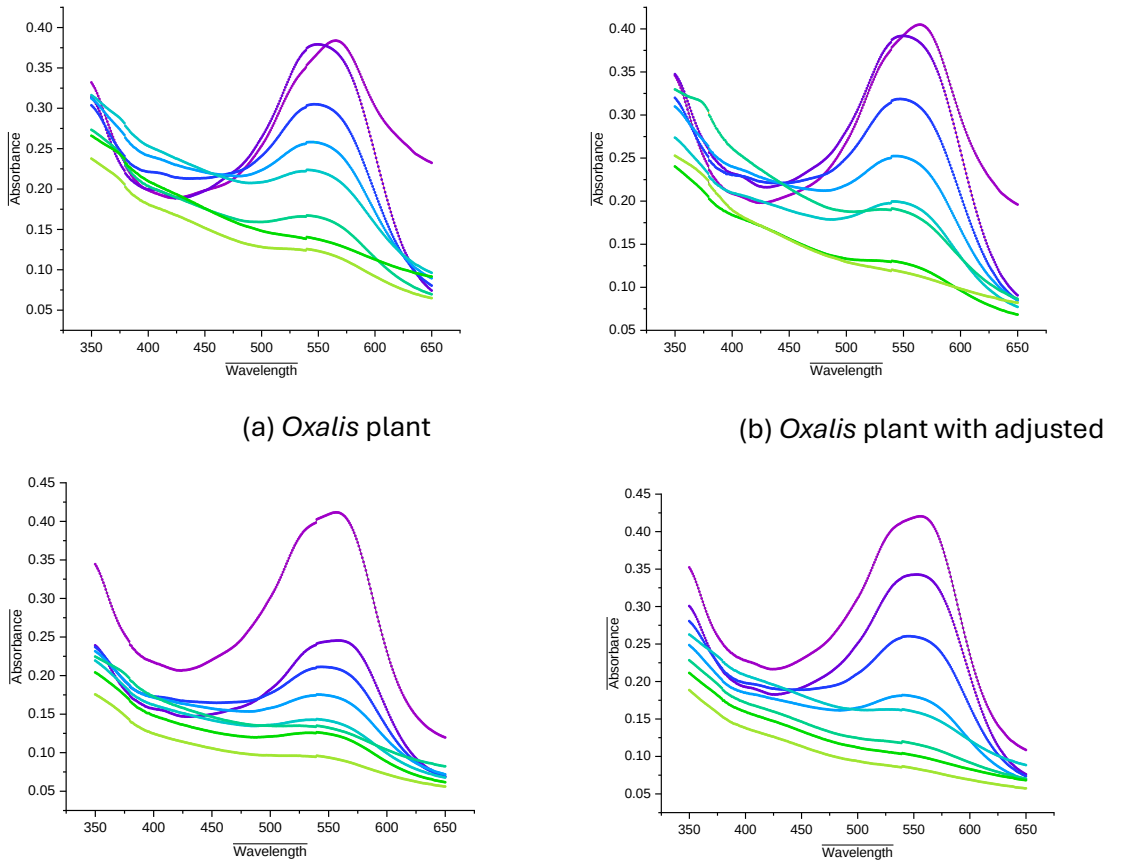
Overall, the FTIR spectrum confirms the formation of ZnO nanoparticles and indicates the presence of functional groups from the plant extract (**Table 1**), which may act as both reducing and stabilizing agents in the green synthesis process(Abdelbaky et al. 2023).

Table 1: Surface chemistry of the synthesized nanoparticles.

Position	**Chemical bonds**	**Compounds**	**Reference**
3200 – 3600 cm^{-1}	$O-H$	Hydroxyl groups of alcohols, polyphenols, polysaccharides.	(Umar et al. 2022) (Tran et al. 2023)
	$N-H$	Amide groups, primary amines or proteins from alkaloids.	
1443.67 cm^{-1}	$C=C$	Aromatic rings	(Joesna et al. 2025)
	$C-H$	Flavonoids and aromatic phytochemicals	
1112.74 cm^{-1}	$C-O$	Secondary or tertiary alcohols, esters and ethers.	(Kovács et al. 2022)
884.43 – 515.54 cm^{-1}	$Zn-O$	Formation of zinc oxide nanoparticles.	(Kaliraj et al. 2019)

3.2. Photodegradation of EBT dye using the green synthesized ZnO nanoparticles

The photocatalytic degradation of Eriochrome Black T (EBT) was evaluated using ZnO nanoparticles synthesized via a green route employing *Oxalis pes-caprae*and *Hibiscus rosa-sinensis* plant extracts. The UV-Visible absorption spectra in **Figure 5**clearly shows a progressive decrease in the characteristic absorbance peak of EBT around $\lambda_{max} = 550\,nm$ over time, indicating the breakdown of the dye molecules.



(a) *Oxalis* plant

(b) *Oxalis* plant with adjusted

(c) *Hibiscus* plant

(d) *Hibiscus* plant with adjusted pH

Figure 5: UV-Visible spectra of the degradation of EBT dye.

The degradation efficiency (η %) of EBT was calculated using Eqs. (1) bellow:

$$\eta = \left(1 - \frac{A_t}{A_0}\right) \times 100 \qquad (1)$$

Where A_0 is the initial absorbance and A_t is the final absorbance at 180 min of the photocatalytic treatment. The experimental values of absorbance and the corresponding degradation efficiencies for ZnO nanoparticles synthesized using*Oxalis pes-caprae*and*Hibiscus rosa-sinensis* extracts under different pH conditions are summarized in **Table 2**.

Table 2: ZnO-Mediated EBT Degradation (*Oxalis pes-caprae*vs. *Hibiscus rosa-sinensis*, pH Effect).

	ZnO synthesis method	A_0	$A_{t\ (180\ min)}$	**Degradation efficiency**
***Oxalis pes-caprae*plant**	Natural pH	0.3986	0.1376	65 %
	Adjusted pH	0.3922	0.1175	70 %
***Hibiscus rosa-sinensis*plant**	Natural pH	0.4090	0.0937	77 %
	Adjusted pH	0.4185	0.0841	80

3.3. Effect of the pH

Notably, ZnO synthesized at alkaline pH exhibited a greater reduction in absorbance intensity for both the *Oxalis pes-caprae*and *Hibiscus rosa-sinensis* plants (**Table 2**). ZnO synthesized from *Oxalis pes-caprae*at natural pH showed a moderate degradation efficiency of 65%, with absorbance decreasing from approximately 0.39 to 0.14. Upon adjusting the pH during synthesis, the *Oxalis*-based ZnO demonstrated a significantly improved performance, achieving 70% degradation (from 0.39 to 0.11), reflecting an enhancement of +5%. Similarly, the ZnO synthesized using *Hibiscus rosa-sinensis* extract at natural pH showed a photocatalytic efficiency of 77%, as the absorbance dropped from 0.41 to 0.93. This performance further improved when the synthesis was conducted at an alkaline pH, with the final absorbance decreasing from 0.42 to 0.08, corresponding to a degradation efficiency of 80%. This indicates an enhancement of +3% due to pH adjustment.

The enhancement in degradation efficiency at higher pH can be attributed to improved nucleation and growth dynamics of ZnO nanoparticles under alkaline conditions. Alkaline pH likely facilitates the formation of smaller and more crystalline particles, increasing the surface area available for photocatalytic reactions (Alias et al. 2010).

3.4. Effect of the plan nature

A clear difference in performance was observed between ZnO nanoparticles synthesized using *Oxalis pes-caprae*and *Hibiscus rosa-sinensis* extracts. Under identical conditions, the *Hibiscus rosa-sinensis* extract consistently outperformed *Oxalis pes-caprae*extract, both at natural pH and at adjusted pH, as shown in **Figure 5** and **Table 2**. At natural pH, ZnO synthesized with *Hibiscus rosa-sinensis* achieved a 77% degradation efficiency of Eriochrome Black T (EBT), compared to 65% for *Oxalis pes-caprae*. Upon adjusting the pH, the degradation efficiency further increased to 80% for *Hibiscus*-based ZnO, while the *Oxalis*-based ZnO reached 70%, confirming the superior catalytic potential of*Hibiscus*-based ZnO under both acidic and alkaline synthesis conditions. This superior performance is likely due to the higher content of phytochemicals such as flavonoids, tannins, and anthocyanins in *Hibiscus rosa-sinensis*, which provide stronger reducing power and more effective stabilization of nanoparticles during synthesis (Chai et al. 2019). As a result, the *Oxalis pes-caprae*extract, though effective, produced less active ZnO materials under the same conditions. Therefore, *Hibiscus rosa-sinensis* demonstrates a more favourable chemical environment for green ZnO nanoparticle synthesis, making it a more suitable candidate for photocatalytic applications.

4. CONCLUSION

This study demonstrated the successful green synthesis of ZnO nanoparticles using *Oxalis pes-caprae*and *Hibiscusrosa-sinensis*plant extracts under both natural and alkaline conditions. The photocatalytic performance of the synthesized ZnOnanoparticles was evaluated through the degradation of Eriochrome Black T (EBT) dye. The results revealed that both the type of plant extract and the synthesis pH significantly influenced the degradation efficiency. ZnOnanoparticles synthesized with *Hibiscus rosa-sinensis* extract in an alkaline medium showed the highest degradation rate, reaching 80%, followed by *Hibiscus rosa-sinensis* at natural pH (77%) and *Oxalis pes-caprae*at alkaline pH (70%). The superior activity of *Hibiscus*-based ZnO is attributed to its rich phytochemical content, which enhances nanoparticle formation and stability. Overall, the findings highlight the potential of *Hibiscus rosa-sinensis* extract and alkaline conditions for producing efficient, eco-friendly ZnO photocatalysts suitable for wastewater treatment applications.

REFERENCES

Abdelbaky, Ahmed S., Abir M. H. A. Mohamed, Marwa Sharaky, Nira A. Mohamed, and Yasser M. Diab. 2023. “Green Approach for the Synthesis of ZnO Nanoparticles Using Cymbopogon Citratus Aqueous Leaf Extract: Characterization and Evaluation of Their Biological Activities.” *Chemical and Biological Technologies in Agriculture* 10(1).

Alias, S. S., A. B. Ismail, and A. A. Mohamad. 2010. “Effect of PH on ZnO Nanoparticle Properties Synthesized by Sol-Gel Centrifugation.” *Journal of Alloys and Compounds* 499(2):231–37.

Chai, Huey Yee, Sze Mun Lam, and Jin Chung Sin. 2019. “Green Synthesis of Magnetic Fe-Doped ZnO Nanoparticles via Hibiscus Rosa-Sinensis Leaf Extracts for Boosted Photocatalytic, Antibacterial and Antifungal Activities.” *Materials Letters* 242:103–6.

Joesna, G., Abdullah Alodhayb, P. Sasikumar, T. Lalitha Sree, R. Zema Ferin, D. Sankar, A. Prabakaran, M. Prasath, MuthumareeswaranMuthuramamoorthy, M. Gulam Mohamed, and M. Vimalan. 2025. “Bio- Synthesis Zinc Oxide Nanoparticle: Azadirachta Indica and Phyllanthus Acidus Mediated Green Approach for Enhanced Biological Efficacy.” *Chemical Physics Impact* 10:100821.

Kaliraj, Lalitha, Jong Chan Ahn, Esrat Jahan Rupa, Suleman Abid, Jing Lu, and Deok Chun Yang. 2019. “Synthesis of Panos Extract Mediated ZnO Nano-Flowers as Photocatalyst for Industrial Dye Degradation by UV Illumination.” *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology* 199.

Kovács, Zoltán, Csanád Molnár, Tamás Gyulavári, Klára Magyari, Zsejke Réka Tóth, Lucian Baia, Zsolt Pap, and Klara Hernádi. 2022. “Solvothermal Synthesis of ZnO Spheres: Tuning the Structure and Morphology from Nano- to Micro-Meter Range and Its Impact on Their Photocatalytic Activity.” *Catalysis Today* 397–399:16–27.

Mirza, Sudenaz, Ali Akbar Hussaini, Gülşah Öztürk, Merve Turgut, Teoman Öztürk, Osman Tugay, Deniz Ulukuş, and Murat Yıldırım. 2023. “Photocatalytic and Antibacterial Activities of ZnO Nanoparticles Synthesized from Lupinus Albus and Lupinus Pilosus Plant Extracts via Green Synthesis Approach.” *Inorganic Chemistry Communications* 155:111124.

Sharmila, Govindasamy, Marimuthu Thirumarimurugan, and Chandrasekaran Muthukumaran. 2019. “Green Synthesis of ZnO Nanoparticles Using Tecoma Castanifolia Leaf Extract: Characterization and Evaluation of Its Antioxidant, Bactericidal and Anticancer Activities.” *Microchemical Journal* 145:578–87.

Singh, Karanpal, Nancy, Gurjinder Singh, and Jagpreet Singh. 2023. "Sustainable Synthesis of Biogenic ZnO NPs for Mitigation of Emerging Pollutants and Pathogens." *Environmental Research* 219.

Soltani, Soufiane, Amel Gacem, Nisha Choudhary, Virendra Kumar Yadav, Huda Alsaeedi, Shreya Modi, Aradhana Patel, Samreen Heena Khan, Marina M. S. Cabral-Pinto, Krishna Kumar Yadav, and Ashish Patel. 2023. "Scallion Peel Mediated Synthesis of Zinc Oxide Nanoparticles and Their Applications as Nano Fertilizer and Photocatalyst for Removal of Organic Pollutants from Wastewater." *Water (Switzerland)* 15(9).

Tran, Thuan Van, Mabkhoot Alsaiari, Farid A. Harraz, Walid Nabgan, Dinh Tien Dung Nguyen, and Chi Van Nguyen. 2023. "Taguchi L9 (34) Orthogonal Array Design for Photocatalytic Degradation of Methylene Blue Dye by Green ZnO Particles Biosynthesized by Chrysanthemum Spp. Flower Extract." *Water* 15(12):2186.

Umar, Aminah, Vienty Sabrina, and Yoki Yulizar. 2022. "Synthesis of ZnO Nanoparticles Using Sapindus Rarak DC Fruit Pericarp Extract for Rhodamine B Photodegradation." *Inorganic Chemistry Communications* 141.

ÉTUDE COMPARATIVE DE LA QUALITE DE L'EAU A L'AIDE DE DEUX INDICES DE QUALITE DANS LE RESEAU DE DISTRIBUTION D'EAU POTABLE

Boutheyna Benahmidouche[1*], Hamza Bouguerra[1,2], Jazia Arrar[1]

[1]Département d'Hydraulique, Laboratoire de Recherche des Sciences de l'Eau, École Polytechnique Nationale, 10 Rue des Frères OUDEK, El Harrach, Alger 16200, Algérie.

[2] Département de Géologie, Laboratoire des Ressources en Eau et du Développement Durable, Faculté des Sciences de la Terre, Université Badji Mokhtar - Annaba, Boîte Postale 12, Annaba 23000, Algérie.

***BoutheynaBenhamidouche.**E-mail:boutheyna.benhamidouche@g.enp.edu.dz

Paper ID : 32

RÉSUMÉ

Cette étude compare les méthodologies de l'Indice de Qualité de l'Eau du Bascarón (IQEB) et de l'Indice de Qualité de l'Eau Arithmétique (IQEA) pour évaluer la qualité de l'eau dans la ville d'El Fadjoud (wilaya de Guelma Nord d'Alger). Les données utilisées proviennent de l'analyse de douze paramètres physico-chimiques, à savoir : turbidité, pH, conductivité électrique, calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), chlorures (Cl^{-}), sulfates (SO_4^{2-}), solides dissous totaux (TDS), nitrates (NO_3^{-}), nitrites (NO_2^{-}), phosphates (PO_4^{3-}) et ammonium (NH_4^{+})à partir de dix échantillons d'eau prélevés durant la période 2017-2021.

La valeur moyenne calculée de l'IQEB du Bascarón (69,87 ± 65,92) indique que 100 % du système de distribution d'eau était de qualité moyenne. La valeur moyenne de l'IQEA a été calculée à 85,2 ± 6,49, ce qui révèle que 30 % du réseau de distribution était d'excellente qualité, 40 % était de bonne qualité. Par conséquent, l'eau distribuée est considérée comme propre à la consommation humaine et classée au niveau de risque zéro.

De plus, l'IQEA est influencé par des paramètres à faible concentration maximale autorisée (par exemple, la valeur de la turbidité de 1 UTN dans la norme équatorienne, contre 5 UTN recommandée par l'OMS). En revanche, l'IQEB du Bascarón est plus sensible aux paramètres ayant une concentration maximale autorisée élevée (aucun paramètre n'a dépassé la norme dans cette étude).

MOTS-CLÉS : Ville d'El Fadjoud, paramètres physico-chimiques, IQEB, IQEA.

Abstract

This study compares the methodologies of the Bascarón Water Quality Index (WQI_B) and the Arithmetical Water Quality Index (WQI_A) to assess water quality in the city of El Fadjoud (Guelma province, northern Algeria). The data used were obtained from the analysis of twelve physicochemical parameters, namely turbidity, pH, electrical conductivity, calcium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), chlorides (Cl^{-}), sulfates (SO_4^{2-}), total dissolved solids (TDS), nitrates (NO_3^{-}), nitrites (NO_2^{-}), phosphates (PO_4^{3-}), and ammonium (NH_4^{+}), based on ten water samples collected during the period 2017–2021.

The mean calculated value of the Bascarón WQI (69.87 ± 65.92) indicates that 100% of the water distribution system was of medium quality. The mean value of the Arithmetical WQI was 85.2 ± 6.49,

revealing that 30% of the distribution network was of excellent quality, while 40% was of good quality. Consequently, the distributed water is considered suitable for human consumption and classified as zero-risk.

Moreover, WQI_A is influenced by parameters with low maximum permissible concentrations (for example, turbidity, with a limit of 1 NTU in Ecuadorian standards compared to 5 NTU recommended by the WHO). In contrast, the Bascarón WQI is more sensitive to parameters with high maximum permissible concentrations (no parameter exceeded the standard in this study).

Keywords: El Fadjoud city, physicochemical parameters, WQI_B, WQI_A

1.INTRODUCTION

L'accès à une eau potable de qualité constitue un enjeu fondamental de santé publique, en particulier dans les régions semi-arides comme le nord-est algérien, où les ressources en eau sont limitées et exposées à divers types de pollution (Boudoukha, 2003 ; Sebiane et al., 2020). L'eau destinée à la consommation humaine doit répondre à des normes strictes de qualité établies par l'Organisation mondiale de la santé (OMS, 2017) ou par des législations nationales, afin d'éviter tout risque sanitaire lié à la présence de contaminants chimiques, biologiques ou physiques.

Pour évaluer l'état de la qualité de l'eau, les indices de qualité de l'eau (IQE) sont largement utilisés comme outils de synthèse. Ces indices permettent de regrouper en une seule valeur les résultats de plusieurs paramètres physico-chimiques et facilitent l'interprétation des données par les décideurs, les ingénieurs et les gestionnaires (Sutadian et al., 2016).

Deux des indices les plus couramment utilisés dans la littérature sont :

L'indice de qualité de l'eau arithmétique (IQEA), proposé initialement par Brown et al. (1970), qui repose sur la moyenne pondérée des écarts entre les concentrations mesurées et les normes recommandées.

L'indice de Bascarón (IQEB), développé en Espagne (Bascarón, 1979), qui introduit un facteur correctif basé sur des observations visuelles (couleur, turbidité, odeur), et pondère différemment les paramètres selon leur importance relative.

Ces deux méthodes présentent des sensibilités différentes vis-à-vis des paramètres mesurés et des normes appliquées, ce qui peut entraîner des divergences d'interprétation dans le classement de la qualité de l'eau (Tyagi et al., 2013). Dans le contexte algérien, peu d'études ont comparé ces approches sur un même réseau de distribution, notamment dans les zones rurales.

L'objectif de cette étude est donc de comparer l'IQEA et l'IQEB à partir de données issues de dix échantillons prélevés entre 2017 et 2021 dans le réseau de distribution d'eau potable de la ville d'El Fedjoud(wilaya de Guelma, nord-est de l'Algérie). La comparaison vise à identifier les convergences et les écarts entre les deux indices et à en discuter les implications pour la gestion locale de la qualité de l'eau.

2. MATERIEL ET METHODES

2.1. ZONE D'ETUDE

La zone d'étude se situe dans la commune d'El Fedjoudj, relevant de la wilaya de Guelma, au nord-est de l'Algérie. Cette région s'étend sur une superficie d'environ 66 km² et appartient à la daïra de Héliopolis. Elle est localisée dans le bassin versant du Seybouse, au pied des monts telliens, ce qui en fait un site stratégique pour l'agriculture irriguée et la gestion des ressources hydriques. Le climat de la région est de type subhumide, avec une pluviométrie annuelle oscillant entre 450 et 600 mm, et des températures moyennes avoisinant les 18 °C. La commune est alimentée en eau potable à partir d'eaux souterraines provenant d'aquifères situés dans des formations calcaires fracturées, favorisant l'infiltration et le stockage des eaux. Ces caractéristiques font d'El Fedjoudj un site pertinent pour l'étude de la qualité de l'eau distribuée, notamment dans le contexte d'une intensification agricole et de la pression croissante sur les ressources naturelles.

Le point de prélèvement est localisé aux coordonnées X = 919220, Y = 369050, dans une zone de plaine exposée à des activités agricoles et urbaines.

2.2 Échantillonnage et paramètres mesurés

Dix échantillons d'eau ont été prélevés entre février 2017 et novembre 2021. Les campagnes de prélèvement ont été effectuées à différentes périodes de l'année, incluant à la fois la saison sèche et la saison humide, afin de tenir compte des variations saisonnières.

Pour chaque échantillon, quinze paramètres physico-chimiques ont été analysés en laboratoire selon les méthodes standardisées,Ces paramètres ont été choisis en raison de leur pertinence dans la détermination de la potabilité de l'eau, conformément aux directives de l'Organisation mondiale de la santé (OMS, 2017) et aux normes algériennes.

Tableau 1. Données utilisées dans cette recherche.

Catégorie	Source	Année
Paramètres physico-chimiques	ADE de Guelma	2017-2021

2.3. Méthodes d'évaluation de la qualité de l'eau

Deux indices de qualité de l'eau ont été utilisés pour l'évaluation :

Indice de Qualité de l'Eau Arithmétique (IQEA) :La méthode de l'indice arithmétique de la qualité de l'eau a classé la qualité de l'eau en fonction du degré de pureté en utilisant les variables de qualité de l'eau les plus couramment mesurées. La méthode a été largement utilisée par les différents scientifiques et le calcul du WQI a été fait Brown et al. (1970)] en utilisant l'équation suivante [1] :

$$IQE = ((\sum w_n * q_n) / \sum w_n). \text{ Equation 1}$$

Tel que ;

$$q_n = 100[Vn - Vio]/[Sn - Vio] \text{ Equation 2}$$

(Qu'il y ait n paramètres de qualité de l'eau, et la note de qualité (qn) correspondant au n-ième paramètre est un nombre reflétant la valeur relative de ce paramètre dans l'eau polluée par rapport à sa valeur standard permise)

qn = Évaluation de la qualité pour le nième paramètre de qualité de l'eau

Vn = Valeur estimée du n-ième paramètre à une station de prélèvement d'eau donnée

Sn = Valeur standard admissible du n-ième paramètre

Vio = Valeur idéale du nième paramètre dans l'eau pure (c'est-à-dire, 0 pour tous les autres paramètres sauf le paramètre pH [7,0]).

Le poids unitaire de chaque paramètre a été calculé par une valeur inversement proportionnelle à la valeur standard recommandée Sn du paramètre correspondant.

$$W_n = {}^{K}/_{S_n} \qquad \text{Equation 3}$$

Où Wn = poids unitaire pour le n-ièmeparameter

Sn= constante de proportionnalité des poids.

k = constante de proportionnalité des poids.

$$k = 1/\sum_{i=1}^{n} S_N \qquad \text{Equation 4}$$

Indice de Qualité de l'Eau de Bascarón (IQEB) : Proposé par Bascarón (1979), cet indice combine une moyenne pondérée des paramètres avec un facteur correctif basé sur les caractéristiques sensorielles (turbidité, couleur, odeur), attribuant ainsi un score plus réaliste pour la perception de la qualité par les usagers.

La formulation du calcul de l'indice de Bascarón pour chaque paramètre est présentée ci-dessous :

$$WQI(Bascarón) = \frac{\sum_{i=1}^{n} C_i P_i}{\sum_{i=1}^{n} P_i} \qquad \text{Equation 5}$$

n : nombre total de paramètres de qualité de l'eau considérés,

Ci : valeur normalisée du paramètre de qualité de l'eau i,

Pi : poids relatif attribué au paramètre i.

Tableau 2. Indice de la qualité de l'eau (IQE) et état de la qualité de l'eau(Brown et al., 1972 ; Chatterji et Raziuddin, 2002 ; Aher et al., 2016)

Indice de qualité de l'eau (méthode arithmétique)	**Appréciation de la qualité de l'eau**	**Indice de qualité de l'eau (méthode de Bascarón)**	**Appréciation de la qualité de l'eau**
0–25	Excellente	90–100	Excellente
26–50	Bonne	71–90	Bonne
51–75	Mauvaise	51–70	Moyenne
76–100	Très mauvaise	26–50	Mauvaise
> 100	Impropres à la consommation	0–25	Très mauvaise

3. Résultats et discutions

Le tableau 1 présente les résultats des deux indices pour les dix échantillons. L'IQEA a montré que 60 % des échantillons étaient de bonne qualité, contre 100 % en qualité moyenne selon l'IQEB. Cela montre que l'IQEA est plus sensible aux faibles dépassements de seuils, tandis que l'IQEBest plus stable. Malgré ces différences, les deux indices concluent à une eau conforme à la consommation humaine. Le graphique ci-dessous illustre l'évolution des deux indices entre 2017 et 2021.

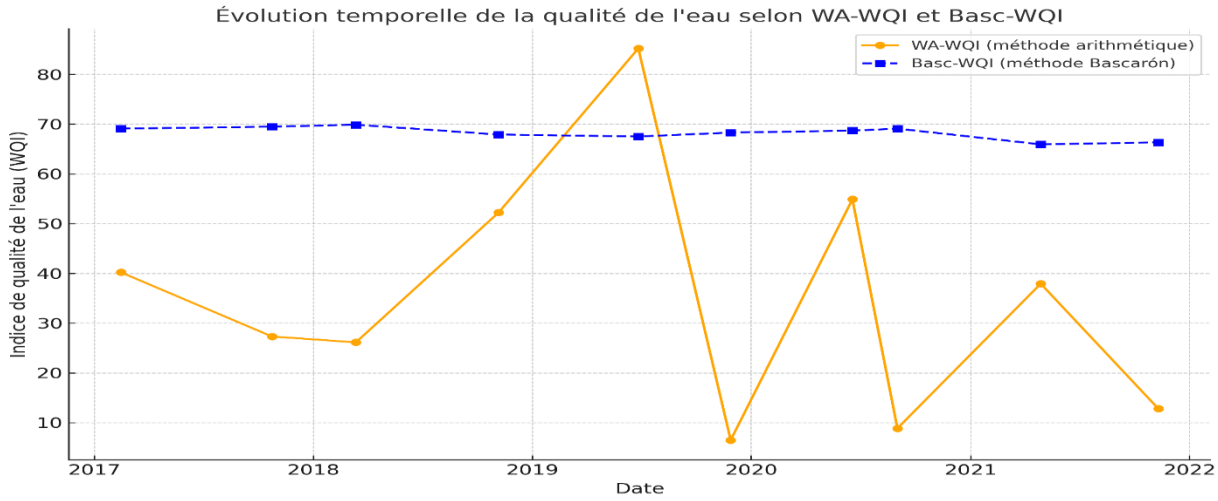


Figure 1: Comparaison temporelle des indices IQEA et IQEB de 2017 à 2021.

Les résultats montrent que les valeurs du WQI_A sont toutes inférieures à 50, ce qui correspond à une excellente qualité selon les classifications standards.

L'indice de Bascarón a également indiqué une excellente qualité de l'eaudans l'ensemble des sites étudiés, bien que certaines valeurs aient légèrement fluctué en raison de la prise en compte des paramètres sensoriels.

Sensibilité : L'indice arithmétique accorde une pondération égale à chaque paramètre (via les poids définis par l'utilisateur), tandis que l'indice de Bascarón est plus influencé par les conditions physiques et organoleptiques de l'eau.

Application : Le WQI_A est facile à appliquer, tandis que le WQI_B demande une expertise plus poussée, notamment pour définir les courbes de qualité et le facteur k.

Complémentarité : L'utilisation conjointe des deux indices permet une évaluation plus robuste et fiable.

4. Conclusion

L'analyse comparative des deux indices de qualité montre une concordance globale dans le diagnostic de l'eau distribuée à Guelma, qui est de très bonne qualité. Toutefois, chaque méthode présente ses avantages spécifiques. L'approche par double indice est donc recommandée pour les programmes de surveillance.

Il serait utile d'intégrer ces méthodes dans un système SIG couplé à des algorithmes de prédiction pour assurer une gestion proactive de la qualité de l'eau dans la région.

REFERENCES

Bascarón, M. (1979). Establishment of a methodology for the determination of water quality. BoletínInformativodel Medio Ambiente, 9, 30–51.

Boudoukha, A. (2003). Qualité des eaux souterraines de la région de Guelma (Nord-Est algérien). Larhyss Journal, 2, 53–63.

Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., & Tozer, R. G. (1970). A water quality index—do we dare? Water & Sewage Works, 117(10), 339–343.

Sebiane, H., Kettab, A., &Djehiche, C. (2020). Impact de l'urbanisation sur la qualité de l'eau souterraine dans la région de Guelma. Journal Algérien des Régions Arides, 18, 71–82.

Sutadian, A. D., Muttil, N., Yilmaz, A. G., &Perera, B. J. C. (2016). Development of river water quality indices—A review. Environmental Monitoring and Assessment, 188(1), 58. https://doi.org/10.1007/s10661-015-5050-0

Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., & Dobhal, R. (2013). Water quality assessment in terms of water quality index. American Journal of Water Resources, 1(3), 34–38. https://doi.org/10.12691/ajwr-1-3-3

World Health Organization (WHO). (2017). Guidelines for Drinking-water Quality (4th ed.). Geneva: WHO Press.

OPTIMIZATION OF AMOXICILLIN DEGRADATION IN AQUEOUS SOLUTION USING THE FENTON PROCESS: A STATISTICAL EXPERIMENTAL DESIGN APPROACH

Mouna CHALA*[1], Mabrouka BOUREZG[1] , Nassima BOUDRAHEM [1], et Fatima BOUMECHHOUR [2]

[1] Environmental Science and Technology Laboratory, National Polytechnic School, BP 182, El Harrach, Algiers, Algeria.

[2] Department of Process Engineering, University of M'Hamed Bougara, Boumerdes, Algeria

Corresponding author: mouna.chala@g.enp.edu.dz

Paper ID: 7

ABSTRACT

The presence of antibiotics such as amoxicillin (AMX) in aquatic environments has become a critical environmental concern due to their persistence, potential toxicity, and contribution to the development of antibiotic-resistant bacteria. Conventional wastewater treatment methods often fail to effectively remove pharmaceutical contaminants, necessitating the development of advanced treatment strategies. Among these, the Fenton process, an advanced oxidation process (AOP), has demonstrated high efficiency in degrading various organic pollutants through hydroxyl radical (•OH) generation. This study focuses on the degradation of AMX using the Fenton process, with chemical oxygen demand (COD) removal as the primary performance metric. The optimization of process parameters was carried out using the Box-Behnken Design (BBD), we optimized key operational parameters including Fe^{2+} concentration, H_2O_2 dosage, and initial AMX concentration to maximize chemical oxygen demand (COD) removal efficiency. Under optimal conditions ([AMX] = 105 mg/L, [Fe^{2+}] = 50 mg/L, [H_2O_2] = 205 mg/L), the process achieved 94.83% COD removal within 15 minutes. Statistical analysis revealed strong model reliability with R^2 = 0.9520, The results highlight the potential of the Fenton process for efficient pharmaceutical wastewater treatment. The rapid oxidation by hydroxyl radicals ensures significant pollutant removal within a short time, making this method a promising approach for mitigating antibiotic contamination. Future studies may explore the combination of biological post-treatment to achieve complete mineralization and further optimize the process for large-scale applications.

Keywords: Amoxicillin, Advanced Oxidation Processes, Box-Behnken Design, COD Removal, Fenton Process, Process Optimization, Wastewater Treatment.

RÉSUMÉ

La présence d'antibiotiques tels que l'amoxicilline (AMX) dans les environnements aquatiques est devenue une préoccupation environnementale critique en raison de leur persistance, de leur toxicité potentielle et de leur contribution au développement de bactéries résistantes aux antibiotiques. Les méthodes conventionnelles de traitement des eaux usées échouent souvent à éliminer efficacement les contaminants pharmaceutiques, nécessitant le développement de stratégies de traitement avancées. Parmi ceux-ci, le processus de Fenton, un processus d'oxydation avancée (POA), a démontré une grande efficacité dans la dégradation de divers polluants organiques par la génération de radicaux hydroxyle (•OH). Cette étude se concentre sur la dégradation de l'AMX en utilisant le processus de Fenton, avec l'élimination de la demande chimique en oxygène (DCO) comme principal indicateur de

performance. L'optimisation des paramètres de processus a été réalisée en utilisant le plan de Box-Behnken (BBD), nous avons optimisé les paramètres opérationnels clés, y compris la concentration de Fe^{2+}, le dosage de H_2O_2 et la concentration initiale d'AMX, afin de maximiser l'efficacité de l'élimination de la demande chimique en oxygène (DCO). Dans des conditions optimales ([AMX] = 105 mg/L, [Fe^{2+}] = 50 mg/L, [H_2O_2] = 205 mg/L), le processus a atteint une élimination de la DCO de 94,83 % en 15 minutes. L'analyse statistique a révélé une forte fiabilité du modèle avec R^2 = 0,9520. Les résultats soulignent le potentiel du processus de Fenton pour le traitement efficace des eaux usées pharmaceutiques. L'oxydation rapide par les radicaux hydroxyle garantit une élimination significative des polluants en peu de temps, faisant de cette méthode une approche prometteuse pour atténuer la contamination par les antibiotiques. Les études futures pourraient explorer la combinaison d'un post-traitement biologique pour atteindre une minéralisation complète et optimiser davantage le processus pour des applications à grande échelle.

Mots-clés : Amoxicilline, Procédés d'Oxydation Avancée, Plan de Box-Behnken, Élimination de la DCO, Procédé Fenton, Optimisation de Processus, Traitement des Eaux Usées.

1. INTRODUCTION

The extensive use of antibiotics in human medicine, veterinary practices, and aquaculture has resulted in their continuous release into aquatic environments through various pathways, including municipal wastewater discharges, agricultural runoff, and pharmaceutical manufacturing effluents (Kümmerer, 2009; Michael et al., 2013) Among these contaminants, amoxicillin (AMX), a β-lactam antibiotic belonging to the penicillin family, has emerged as a compound of particular concern due to its extensive therapeutic use and environmental persistence (Pirsaheb et al., 2023).

The presence of antibiotics in aquatic systems presents multifaceted challenges that extend beyond immediate toxicological effects (Gothwal and Shashidhar, 2015). The most critical concern is the development and proliferation of antibiotic-resistant bacteria, which poses a significant threat to public health by rendering conventional treatments ineffective (Michael et al., 2013). Additionally, these compounds can disrupt aquatic ecosystems by affecting non-target organisms, altering microbial community structures, and potentially interfering with natural biogeochemical cycles (Kümmerer, 2009).

Conventional wastewater treatment processes, primarily designed for bulk organic matter removal and pathogen inactivation, have proven inadequate for the effective elimination of pharmaceutical compounds (Homem and Santos, 2011). The recalcitrant nature of these contaminants, combined with their occurrence at trace concentrations, necessitates the development of advanced treatment technologies capable of achieving complete mineralization or transformation to non-toxic by-products (Baran et al., 2018).

Advanced oxidation processes (AOPs) have emerged as promising technologies for addressing pharmaceutical contamination in water treatment applications (Nidheesh et al., 2018). Among various AOPs, the Fenton process stands out due to its simplicity, cost-effectiveness, and high efficiency in degrading a wide range of organic pollutants (Babuponnusami and Muthukumar, 2014; Pignatello et al., 2006). The process relies on the catalytic decomposition of hydrogen peroxide (H_2O_2) by ferrous ions (Fe^{2+}) to generate highly reactive hydroxyl radicals (•OH), which possess strong oxidizing potential and can non-selectively attack organic compounds (Bokare and Choi, 2014).

The Fenton reaction mechanism involves a complex series of reactions initiated by the primary reaction between Fe^{2+} and H_2O_2 (Pignatello et al., 2006). The generated hydroxyl radicals exhibit exceptional reactivity, with second-order rate constants typically ranging from 10^8 to 10^{10} $L \cdot mol^{-1} \cdot s^{-1}$ for most organic compounds (Babuponnusami and Muthukumar, 2014). In the case of amoxicillin degradation, these radicals primarily target the β-lactam ring structure, leading to ring opening and subsequent formation of intermediate compounds that undergo further oxidation to yield low-molecular-weight organic acids, carbon dioxide, and water (Adamek et al., 2022; Verma and Haritash, 2019)

The efficiency of the Fenton process is governed by several critical parameters, including solution pH, Fe^{2+} concentration, H_2O_2 dosage, initial pollutant concentration, reaction time, and temperature (Baran and Adamek, 2023; Zhang et al., 2021). Optimizing these factors is essential to maximize pollutant removal while minimizing costs and secondary pollution (Arslan-Alaton et al., 2008). Traditional one-factor-at-a-time optimization approaches fail to capture the complex interactions between variables, making response surface methodology (RSM) techniques, such as Box-Behnken Design (BBD), more suitable for comprehensive process optimization (Bezerra et al., 2008; Buenaño et al., 2024).

This study aims to systematically investigate the degradation of amoxicillin using the Fenton process, with particular emphasis on chemical oxygen demand (COD) removal as the primary performance indicator. The research employs Box-Behnken Design to develop a predictive model and optimize key operational parameters for process performance under various conditions.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1 Chemicals and Reagents

Amoxicillin trihydrate ($C_{16}H_{19}N_3O_5S \cdot 3H_2O$, purity ≥ 98%) was obtained from SAIDAL Pharmaceuticals, Algeria and used as received without further purification. Ferrous sulfate heptahydrate ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$, analytical grade) served as the source of Fe^{2+} ions, while hydrogen peroxide (H_2O_2, 30% w/w) was used as the oxidant. Sulfuric acid (H_2SO_4, 98%) was employed for pH adjustment to maintain acidic conditions throughout the experiments. All chemicals were of analytical grade and used without further purification. Distilled water was used for all solution preparations. We took all from Sigma Aldrich and used them accordingly.

2.2 Experimental Setup and Procedure

All the experiments on the degradation of amoxicillin (AMX) by the Fenton process were carried out in batch mode. The experiments were conducted in 250 mL glass beakers equipped with magnetic stirring to ensure proper mixing at a temperature of 25 ± 2°C and controlled pH values.

Three solutions with different concentrations of AMX (10, 105, and 200 mg/L) were prepared by dissolving amoxicillin in distilled water. The reaction pH was adjusted to 3 using 0.1 M NaOH and 0.1 M H_2SO_4, since this value is reported as the optimum for the Fenton process with amoxicillin and was also confirmed by our preliminary experiments varying operating factors. Different concentrations of Fe^{2+} were then added as a homogeneous catalyst for the Fenton oxidation of AMX. Finally, hydrogen peroxide (30% H_2O_2) was introduced into the reactor in predetermined amounts to obtain the desired concentrations for the various experiments.

Preliminary kinetic studies were conducted to determine the optimal reaction time by monitoring COD removal efficiency over time intervals ranging from 5 to 60 minutes. These studies revealed that

maximum COD removal was achieved within 15 minutes, with minimal additional improvement beyond this point. Therefore, a reaction time of 15 minutes was selected for all subsequent optimization experiments.

2.3 Box-Behnken Design and Statistical Analysis

The Box-Behnken Design (BBD) was employed to optimize the Fenton process parameters and investigate their interactions. Three independent variables were selected based on preliminary studies and literature review: initial amoxicillin concentration (X_1), ferrous ion concentration (X_2), and hydrogen peroxide dosage (X_3). Each variable was tested at three levels: low (-1), medium (0), and high (+1).

The experimental ranges were determined through preliminary experiments: initial AMX concentration (10-200 mg/L), Fe^{2+} concentration (25-75 mg/L), and H_2O_2 dosage (100-300 mg/L). The BBD matrix consisted of 15 experimental runs, including 12 factorial points and 3 center points to estimate experimental error and assess model adequacy.

The response variable was COD removal efficiency (%), calculated using the following equation:

$$COD\ Removal\ (\%) = \frac{(COD^0 - COD_f)}{COD^0} \times 100 \qquad Eq1$$

where COD_0 is the initial chemical oxygen demand and COD_f is the final chemical oxygen demand after treatment.

2.4 Data Analysis and Model Development

Statistical analysis and response surface modeling were performed using Design-Expert software (Version 13.0.5.0, Stat-Ease) (Lebbihi et al., 2024). The experimental data were fitted to a second-order polynomial equation of the form:

$$Y = \beta^0 + \Sigma\beta_i x_i + \Sigma\beta_{ii} x_i^2 + \Sigma\Sigma\beta_{ij} x_i x_j \qquad Eq2$$

where Y represents the response variable (COD removal efficiency), β_0 is the intercept, β_i are linear coefficients, β_{ii} are quadratic coefficients, and β_{ij} are interaction coefficients.

Model adequacy was evaluated using analysis of variance (ANOVA), with statistical significance assessed at $p < 0.05$. The quality of the developed model was determined by examining the determination coefficient (R^2), adjusted R^2, predicted R^2, and adequate precision ratio.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Box-Behnken Design Results

The Box-Behnken Design matrix and corresponding experimental results are presented in Table 1. The COD removal efficiency ranged from 61.45% to 94.83%, demonstrating the significant influence of operational parameters on process performance. The highest removal efficiency (94.83%) was achieved under conditions of low initial AMX concentration (10 mg/L), moderate Fe^{2+} concentration (50 mg/L), and high H_2O_2 dosage (205 mg/L).

The COD removal efficiency at the center points showed some variability (runs 13, 14, and 15). The Fenton process depends on radical reactions, which are very sensitive to small fluctuations (pH drift, mixing, H_2O_2 dosage, Fe^{2+} speciation, temperature). COD measurement itself also introduces

analytical variability. Having one lower value (72.55%) vs. two consistent higher values (~95%) simply reflects the experimental error range, which is expected in advanced oxidation processes.

It is important to emphasize that COD removal does not exclusively reflect the disappearance of amoxicillin itself, but rather the overall oxidation of both the parent compound and its transformation products. During the Fenton process, hydroxyl radicals initially attack the β-lactam ring of AMX, generating a variety of intermediate compounds. These intermediates can still contribute to the organic load of the solution. Therefore, the observed COD reduction corresponds to the combined effect of AMX degradation and the subsequent oxidation of its by-products into smaller organic acids, which are eventually mineralized to CO_2 and H_2O (Adamek et al., 2022; Verma and Haritash, 2019; Pignatello et al., 2006).

The experimental results revealed several important trends. Lower initial AMX concentrations generally favored higher COD removal efficiencies, which can be attributed to the stoichiometric relationship between pollutant concentration and oxidant demand. At lower pollutant concentrations, the available hydroxyl radicals are more effectively utilized for complete oxidation, whereas higher concentrations may lead to incomplete mineralization due to radical scavenging effects and competition for oxidants.

Table 1 BBD and response experimental design matrix Fenton process reaction (time 15 min) for AMX degradation and COD removal

Run	Factor 1 A: [AMX]	Factor2 B:[H_2O_2]	Factor3 C:[Fe^{2+}]	Response COD Removal %
1	-1	-1	0	70.1198
2	1	-1	0	79.4558
3	-1	1	0	81.1146
4	1	1	0	91.7143
5	-1	0	-1	71.9845
6	1	0	-1	79.7755
7	-1	0	1	94.4476
8	1	0	1	86.4497
9	0	-1	-1	94.6364
10	0	1	-1	86.8221
11	0	-1	1	72.8892
12	0	1	1	76.8707
13	0	0	0	72.5534
14	0	0	0	94.7005
15	0	0	0	94.8380

3.2 Statistical Model Development and Validation

The experimental data were successfully fitted to a second-order polynomial model with the following equation:

$$COD\ Removal\ \% = +74{,}61381 + 0{,}001270[AMX] + 0{,}159121[H_2O_2] + 0{,}101395[Fe^{2+}] - 0{,}000111[AMX] * [H_2O_2] + 0{,}002406[AMX] * [Fe^{2+}] + 0{,}000791[H_2O_2] * [Fe^{2+}] -$$

$0{,}000231[AMX]^2 - 0{,}000376[H_2O_2]^2 - 0{,}007918[Fe^{2+}]^2$
Eq3

The statistical analysis revealed that the model adequately represents the experimental data with a determination coefficient (R^2) of 0.9520, indicating that 95.20% of the variation in COD removal efficiency can be explained by the model. This high R^2 value demonstrates excellent correlation between the predicted and observed results, confirming the model's reliability for describing the Fenton process performance under the investigated conditions.

The adjusted R^2 value of 0.8656 suggests good model fit after accounting for the number of variables in the regression equation. This parameter, which penalizes the addition of non-significant variables, remained substantially high, indicating that the model complexity is justified by the improvement in predictive capability. However, the predicted R^2 of 0.2323 was considerably lower than the adjusted R^2, suggesting potential limitations in the model's extrapolation capability beyond the experimental design space. This discrepancy indicates that while the model accurately describes the relationship within the tested parameter ranges, caution should be exercised when predicting outcomes for conditions outside the experimental boundaries.

The model precision was assessed through several statistical indicators presented in Table 2. The standard deviation of 3.41% represents the typical deviation between predicted and experimental values, while the mean COD removal efficiency across all experimental runs was 83.22%. The coefficient of variation (C.V.) of 4.09% demonstrates excellent experimental precision, as values below 10% are generally considered acceptable for environmental and chemical engineering applications. The adequate precision ratio of 8.7306 exceeded the minimum threshold of 4, indicating satisfactory signal-to-noise ratio and confirming that the model can effectively discriminate between different experimental conditions.

Table 2 Statistical parameters for model adequacy assessment

Parameter	Value	Interpretation
Standard Deviation	3.41%	Typical prediction error
R^2	0.9520	Excellent model fit
Mean	83.22%	Average COD removal
Adjusted R^2	0.8656	Good fit accounting for variables
C.V. %	4.09%	Excellent precision
Predicted R^2	0.2323	Limited extrapolation capability
Adequate Precision	8.7306	Satisfactory signal-to-noise ratio

The Analysis of Variance (ANOVA) results confirmed the statistical significance of the model ($p < 0.0001$), with F-value of 11.02 indicating that the model terms are significantly different from zero. Individual parameter analysis revealed that all linear terms (X_1, X_2, X_3) and quadratic terms (X_1^2, X_2^2, X_3^2) were statistically significant ($p < 0.05$), while interaction effects showed varying degrees of

significance. The lack of fit test was non-significant ($p > 0.05$), further confirming that the model adequately describes the experimental data without systematic bias.

3.3 Parameter Interactions

The interaction between initial AMX concentration and H_2O_2 dosage showed a strong negative correlation, indicating that higher oxidant doses are required to achieve satisfactory removal at elevated pollutant concentrations. This relationship can be explained by the stoichiometric requirements of the oxidation process and the increased probability of side reactions at higher concentrations.

The Fe^{2+} concentration exhibited an optimal range around 50 mg/L, with both lower and higher concentrations resulting in reduced efficiency. At low Fe^{2+} concentrations, the rate of H_2O_2 decomposition becomes limiting, reducing hydroxyl radical generation. Conversely, excessive Fe^{2+} concentrations can lead to radical scavenging according to the reaction: $Fe^{2+} + \bullet OH \rightarrow Fe^{3+} + OH^-$, thereby reducing the oxidative capacity of the system.

The data shows that increasing $[H_2O_2]$ leads to a higher COD, peaking around 244. The Fe^{2+} concentration also affects the COD, with a moderate impact as it increases from 0 to 50. The curves indicate a nonlinear relationship, highlighting significant interactions between the two factors, with optimal results at intermediate concentrations of both H_2O_2 and Fe^{2+}.

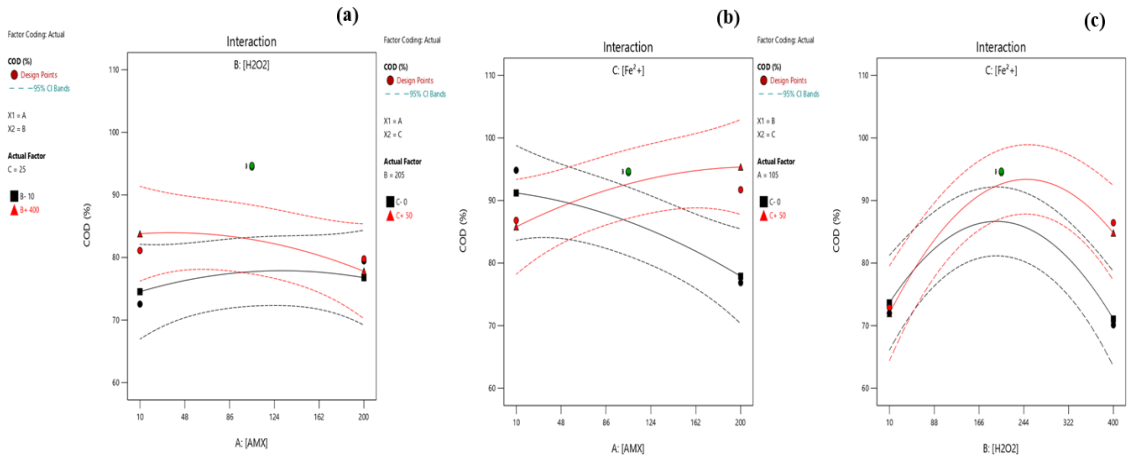


Figure 1: Two-factor interaction plots showing the combined effects of variables A (AMX), B (H_2O_2), and C (Fe^{2+}) on COD (%): (a) Interaction between A (AMX) and B (H_2O_2), (b) Interaction between A (AMX) and C (Fe^{2+}), (c) Interaction between B (H_2O_2) and C (Fe^{2+})

3.4 Process Optimization and Validation

The optimization function identified optimal conditions for maximum COD removal as: [AMX] = 105 mg/L, $[Fe^{2+}]$ = 50 mg/L, and $[H_2O_2]$ = 205 mg/L. Under these conditions, the model predicted a COD removal efficiency of 94.83%. Validation experiments conducted under optimal conditions yielded an actual COD removal of 93.67 ± 2.1%.

The optimized conditions represent a practical balance between treatment efficiency and reagent consumption. The relatively low Fe^{2+} requirement minimizes iron sludge formation, while the moderate H_2O_2 dosage prevents excessive oxidant consumption and associated costs. The preference

for lower initial AMX concentrations aligns with typical pharmaceutical concentrations found in real wastewater streams.

4. CONCLUSIONS

This study successfully demonstrated the effectiveness of the Fenton process for amoxicillin degradation in synthetic wastewater, achieving 94.83% COD removal under optimized conditions. The Box-Behnken Design approach proved valuable for systematic parameter optimization and understanding of interactive effects between process variables.

Key findings include the identification of optimal operating conditions ([AMX] = 105 mg/L, [Fe^{2+}] = 50 mg/L, [H_2O_2] = 205 mg/L), development of a reliable predictive model (R^2 = 0.9520), and elucidation of the degradation mechanism involving β-lactam ring cleavage and subsequent mineralization. The rapid reaction kinetics (15 minutes) and high removal efficiency make this process attractive for practical applications.

Future research directions should focus on several areas to enhance the practical applicability of this technology. The combination of Fenton treatment with biological post-treatment could achieve complete mineralization while reducing overall treatment costs. Investigation of real wastewater matrices containing multiple pharmaceutical compounds and interfering substances is essential for process scale-up. The development of heterogeneous Fenton catalysts could eliminate iron sludge formation and enable catalyst recovery.

Additionally, the integration of renewable energy sources for H_2O_2 production through electrochemical processes could enhance the sustainability of the treatment approach. Life cycle assessment studies would provide comprehensive evaluation of environmental impacts and guide optimization for minimal ecological footprint.

The results of this study contribute to the growing body of knowledge on advanced oxidation processes for pharmaceutical wastewater treatment and provide a solid foundation for future technological development and implementation. The demonstrated effectiveness of the Fenton process for amoxicillin degradation, combined with its operational simplicity and economic viability, positions it as a promising solution for addressing antibiotic contamination in aquatic environments.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors acknowledge the support provided by the research facilities and express gratitude for the technical assistance during experimental work.

REFERENCES

Adamek, E., Masternak, E., Sapińska, D., Baran, W., 2022. Degradation of the selected antibiotic in an aqueous solution by the Fenton process: Kinetics, products and ecotoxicity. International Journal of Molecular Sciences. https://doi.org/10.3390/ijms232415676

Arslan-Alaton, I., Gursoy, B.H., Schmidt, J.E., 2008. Advanced oxidation of acid and reactive dyes: Effect of Fenton treatment on aerobic, anoxic and anaerobic processes. Dyes and Pigments 78, 117–130. https://doi.org/10.1016/J.DYEPIG.2007.11.001

Babuponnusami, A., Muthukumar, K., 2014. A review on Fenton and improvements to the Fenton process for wastewater treatment. Journal of Environmental Chemical Engineering 2, 557–572. https://doi.org/10.1016/J.JECE.2013.10.011

Baran, W., Adamek, E., 2023. Degradation of veterinary antibiotics by Fenton process: Products identification and toxicity assessment. Chemosphere 341, 139854. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2023.139854

Baran, W., Adamek, E., Jajko, M., Sobczak, A., 2018. Removal of veterinary antibiotics from wastewater by electrocoagulation. Chemosphere 194, 381–389. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.11.165

Bezerra, M.A., Santelli, R.E., Oliveira, E.P., Villar, L.S., Escaleira, L.A., 2008. Response surface methodology (RSM) as a tool for optimization in analytical chemistry. Talanta 76, 965–977. https://doi.org/10.1016/J.TALANTA.2008.05.019

Bokare, A.D., Choi, W., 2014. Review of iron-free Fenton-like systems for activating H_2O_2 in advanced oxidation processes. Journal of Hazardous Materials 275, 121–135. https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2014.04.054

Buenaño, L., Ali, E., Jafer, A., Zaki, S.H., Hammady, F.J., Khayoun Alsaadi, S.B., Karim, M.M., Ramadan, M.F., Omran, A.A., Alawadi, A., Alsalamy, A., Kazemi, A., 2024. Optimization by Box–Behnken design for environmental contaminants removal using magnetic nanocomposite. Scientific Reports 14, 6950. https://doi.org/10.1038/s41598-024-57616-8

Gothwal, R., Shashidhar, T., 2015. Antibiotic pollution in the environment: A review. CLEAN – Soil, Air, Water 43, 479–489. https://doi.org/10.1002/clen.201300989

Homem, V., Santos, L., 2011. Degradation and removal methods of antibiotics from aqueous matrices – A review. Journal of Environmental Management 92, 2304–2347. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2011.05.023

Kümmerer, K., 2009. Antibiotics in the aquatic environment – A review – Part I. Chemosphere 75, 417–434. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2008.11.086

Lebbihi, R., Haddad, L., M'Nassri, S., Daoudi, H., Majdoub, R., 2024. Optimizing ciprofloxacin antibiotic adsorption on Algerian mineral clay for water remediation: A Box–Behnken design approach. Biomass Conversion and Biorefinery 14, 22443–22460. https://doi.org/10.1007/s13399-023-04436-x

Michael, I., Rizzo, L., McArdell, C.S., Manaia, C.M., Merlin, C., Schwartz, T., Dagot, C., Fatta-Kassinos, D., 2013. Urban wastewater treatment plants as hotspots for the release of antibiotics in the environment: A review. Water Research 47, 957–995. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2012.11.027

Nidheesh, P.V., Zhou, M., Oturan, M.A., 2018. An overview on the removal of synthetic dyes from water by electrochemical advanced oxidation processes. Chemosphere 197, 210–227. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.12.195

Pignatello, J.J., Esther, O., MacKay, A., 2006. Advanced oxidation processes for organic contaminant destruction based on the Fenton reaction and related chemistry. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 36, 1–84. https://doi.org/10.1080/10643380500326564

Pirsaheb, M., Hossaini, H., Raad, N.K., Kianpour, S., Hossini, H., 2023. A systematic review on photo-Fenton process as an efficient advanced oxidation for degradation of amoxicillin in aqueous environments. Reviews on Environmental Health 38, 313–326. https://doi.org/10.1515/reveh-2021-0155

Verma, M., Haritash, A.K., 2019. Degradation of amoxicillin by Fenton and Fenton-integrated hybrid oxidation processes. Journal of Environmental Chemical Engineering 7, 102886. https://doi.org/10.1016/J.JECE.2019.102886

Zhang, J., Zheng, C., Dai, Y., He, C., Liu, H., Chai, S., 2021. Efficient degradation of amoxicillin by scaled-up electro-Fenton process: Attenuation of toxicity and decomposition mechanism. Electrochimica Acta 381, 138274. https://doi.org/10.1016/J.ELECTACTA.2021.138274

ÉVALUATION DE LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES A DES FINS D'IRRIGATION DANS LA WILAYA DE BOUIRA.

Ouahiba Aziez[1], Dahbia Djoudar/Hallal*[2], Mariam Fourali[1], Ahmed Ferhati[3], Nour El Houda Belazrag[3], Sonia Leulmi[1] et Aziz Maaliou[4].

[1]Département Irrigation et Drainage, Laboratoire Génie de l'Eau et de l'Environnement, LGEE, École Nationale Supérieure de l'Hydraulique, Soumaa Blida, Algérie.

[2] Département Aménagement et Hydraulique, Laboratoire de Mobilisation et Valorisation des Ressources en Eau, MVRE,École Nationale Supérieure de l'Hydraulique,Soumaa Blida, Algérie.

[3] Département de l'Hydraulique,Université de Msila, Msila, Algérie

[4]Laboratoire d'Environnement Géotechnique et Hydraulique, **LEGHYD**, USTHB

* Auteur correspondant: d.djoudar@ensh.dz

Paper ID : 148

RESUME

Dans les zones semi-arides d'Algérie, les eaux souterraines sont de plus en plus sollicitées en raison de la baisse significative des précipitations, principalement attribuée au changement climatique. La présente étude vise à évaluer la qualité des eaux souterraines peu profondes de la wilaya de Bouira — une région en pleine expansion urbaine et reconnue pour sa vocation agro-céréalière — afin de déterminer leur aptitude à l'irrigation agricole.

Trente-neuf échantillons ont été prélevés à partir de six nappes phréatiques réparties dans la région, puis analysés pour leurs caractéristiques physico-chimiques et leurs indices d'aptitude à l'irrigation, notamment le SAR (Sodium Adsorption Ratio), le RSC (Residual Sodium Carbonate), le pourcentage de sodium (%Na), le KR (Kelly's Ratio) et l'IP (indice de perméabilité).

Les résultats montrent que la majorité des eaux analysées sont compatibles avec les usages agricoles et domestiques : 100 % des forages présentent un SAR < 10, 97 % un RSC < 1,25 méq/L, et environ 95 % un KR < 1 (seuls deux forages présentent un KR > 1). De plus, l'indice de perméabilité est adéquat dans 97 % des cas.

L'analyse graphique à l'aide des diagrammes de Richards et Wilcox indique que la majorité des échantillons se situent dans la classe de salinité C3 (eau à salinité élevée – 28 forages soit 71,8 %), tandis que six forages (15,4 %) relèvent de la classe C4, caractérisée par une salinité très élevée.

L'intégration d'un Système d'Information Géographique (SIG) a permis une visualisation spatiale précise de la qualité des eaux, facilitant ainsi l'identification des zones à risque et orientant les interventions futures.

Cette étude met en évidence l'importance de l'évaluation des eaux souterraines à l'aide d'indices de qualité adaptés, en vue d'optimiser la gestion des ressources hydriques et de soutenir durablement la production agricole.

MOTS-CLES : Eaux souterraines, Bouira, Irrigation, Indice de perméabilité, Rapport de Kelly.

ABSTRACT

In the semi-arid regions of Algeria, groundwater resources are increasingly relied upon due to the significant decline in precipitation, mainly attributed to climate change. This study aims to assess the quality of shallow groundwater in the Bouira province — a region undergoing rapid urban expansion and known for its cereal-based agriculture — in order to determine its suitability for agricultural irrigation.

A total of thirty-nine water samples were collected from six aquifers distributed across the region and analyzed for their physicochemical properties and irrigation suitability indices, including SAR (Sodium Adsorption Ratio), RSC (Residual Sodium Carbonate), sodium percentage (%Na), KR (Kelly's Ratio), and IP (Permeability Index).

The results indicate that most groundwater samples are suitable for agricultural and domestic use: 100% of boreholes had a SAR < 10, 97% had an RSC < 1.25 meq/L, and approximately 95% showed a KR < 1 (with only two boreholes exceeding this value). Moreover, the permeability index was found to be adequate in 97% of the samples.

Graphical analysis using Richards and Wilcox diagrams showed that the majority of samples fall within salinity class C3 (high salinity water – 28 boreholes or 71.8%), while six boreholes (15.4%) fall into class C4, indicating very high salinity levels.

The integration of Geographic Information System (GIS) tools enabled precise spatial visualization of groundwater quality, facilitating the identification of high-risk areas and guiding future management actions.

This study highlights the importance of evaluating groundwater quality using adapted chemical indices to optimize water resource management and support sustainable agricultural production.

KEYWORDS: Groundwater, Bouira, Irrigation, Permeability Index, Kelly's Ratio.

1. Introduction

Les rendements agricoles dépendent en grande partie de la disponibilité et de la qualité des ressources en eau destinées à l'irrigation. Dans ce contexte, les eaux souterraines représentent une ressource stratégique, car elles sont mobilisables à tout moment et généralement plus accessibles, notamment lorsque les exploitants agricoles disposent de leurs propres moyens de captage. Toutefois, leur contamination peut entraîner une dégradation significative de la qualité des sols et une baisse des rendements agricoles (Lachache A. & Boudjenah-Haroun S., 2018).

Cette pollution peut être d'origine anthropique, industrielle ou géogénique (Allen L. et al., 1987). Dans la présente étude, l'attention est portée sur les nappes phréatiques de la wilaya de Bouira, une région semi-aride à forte vocation agricole, soumise à une surexploitation croissante des eaux souterraines. Cette pression est principalement due à l'intensification des pompages, liée à une demande accrue résultant de la croissance démographique et du développement de l'agriculture irriguée (Rezig A. et al., 2019 ; 2022).

L'objectif de ce travail est d'évaluer la qualité des eaux souterraines dans la région de Bouira à travers une analyse hydrochimique combinée à l'application d'indices d'aptitude à l'irrigation. L'étude porte spécifiquement sur l'année 2018, s'inscrivant dans une dynamique de suivi pluriannuel de la qualité des eaux, couvrant la période de 2014 à 2018.

2. MATERIELS ET METHODES

La wilaya de Bouira est située dans le nord-centre de l'Algérie, à environ 120 km au sud-est d'Alger. Elle s'étend sur une superficie de 4 454 km² et comptait, en 2017, une population estimée à 820 050 habitants, soit une densité moyenne de 184 habitants au km².

Dans ce contexte, la présente étude vise à évaluer l'aptitude des eaux souterraines de la région de Bouira à des fins d'irrigation, en s'appuyant sur des analyses hydrochimiques réalisées en 2018. Trente-neuf forages répartis sur l'ensemble du territoire de la wilaya ont été sélectionnés afin de refléter la diversité des conditions hydrogéologiques locales. Le protocole d'échantillonnage a ciblé spécifiquement les ressources aquifères susceptibles d'être utilisées pour l'irrigation agricole.

Les échantillons recueillis ont fait l'objet d'analyses physico-chimiques rigoureuses. Les paramètres mesurés comprennent : la température (T°), le pH, la conductivité électrique (CE), ainsi que les concentrations en calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), sodium (Na^{+}), potassium (K^{+}), chlorures (Cl^{-}), sulfates (SO_4^{2-}) et nitrates (NO_3^{-}).

À partir de ces données, plusieurs indices d'aptitude à l'irrigation ont été calculés, à savoir :

SAR (Sodium Adsorption Ratio),

RSBC (Residual Sodium Bicarbonate),

MR (Magnesium Ratio),

KR (Kelley Ratio),

IP (Irrigation Potential),

PI (Permeability Index),

CAI-1 et CAI-2 (Chloro-Alkaline Indices),

CR (Corrosivity Ratio),

Na% (Pourcentage de Sodium),

MH (Magnesium Hazard).

Ces indices sont calculés à l'aide de formules normalisées en fonction des concentrations mesurées. Ils permettent d'évaluer la qualité des eaux souterraines pour l'irrigation, leur impact potentiel sur les sols, les infrastructures hydrauliques, ainsi que les processus géochimiques en cours.

Les résultats hydrochimiques et les indices calculés ont été intégrés dans un Système d'Information Géographique (SIG), afin de produire des cartes thématiques illustrant la répartition spatiale de la qualité de l'eau. Une comparaison inter-forages a été effectuée pour identifier les zones à risque ou présentant des caractéristiques particulières.



Figure 1 : Carte de la situation géographique de la wilaya de Bouira.

3. Résultats et discussion

Les résultats des analyses physico-chimiques réalisées sur les échantillons d'eau prélevés dans les 39 forages répartis à travers la région d'étude sont synthétisés dans le Tableau 1. Ces données permettent une première évaluation de la qualité des eaux souterraines et constituent la base pour l'interprétation des indices d'aptitude à l'irrigation.

Tableau 1 : Analyse statistique des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines.

Paramètre	Unité	Min	Max	Moy	Ecart type
T°C	C°	14	22	18	2.02
pH		7.025	7.9	7.28	0.234
CE	µs/cm	303	2624	1236	501.63
Ca++	mg/l	46.09	213.23	104.49	35.51
Mg++	meg/l	14.58	91 .29	48.28	20 .70
Na+	mg/l	1.0	208.16	87.94	52 .98
K+	mg/l	0.5	54.02	9.26	16.25
HCO^-_3	mg/l	30.51	540.15	318.08	117.76
Cl^-	mg/l	18.47	382.86	234.16	78.89
SO_4^-	mg/l	20.6	540.15	158.85	131 .52
NO_3^-	mg/l	0.00	110.73	27.64	33.11

Parmi les 39 échantillons analysés, 100 % présentent un équilibre ionique compris entre –10 % et +10 %, ce qui témoigne de la fiabilité des résultats analytiques et de la qualité des données utilisées pour l'interprétation hydrochimique.

3.1. Minéralisation globale

Selon la classification de l'Organisation mondiale de la santé (OMS), les eaux souterraines analysées présentent des concentrations modérées en éléments chimiques, associées à une conductivité électrique allant de moyenne à élevée. Les concentrations moyennes des principaux cations (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+, K^+) et anions (Cl^-, SO_4^{2-}, NO_3^-) restent globalement inférieurs aux seuils limites fixés par les normes OMS, ce qui indique une bonne qualité chimique des eaux souterraines dans la majorité des forages.

Cependant, quelques forages isolés présentent des valeurs élevées pour certains paramètres, suggérant une minéralisation accrue localement, comme en témoignent les données du Tableau 1 et de la Figure 2.

Le diagramme de Piper constitue un outil fondamental pour l'interprétation hydrochimique, permettant de mieux comprendre l'origine, les processus d'évolution et la nature géochimique des eaux souterraines, à travers l'identification de leurs faciès chimiques.

Dans le cas de la région étudiée, les résultats indiquent que plus de 60 % des échantillons présentent un faciès chloruré-sulfaté à dominante calcique et magnésienne, tandis qu'environ 35 % des eaux affichent un faciès bicarbonaté calcique et magnésienne, comme illustré dans la Figure 3.

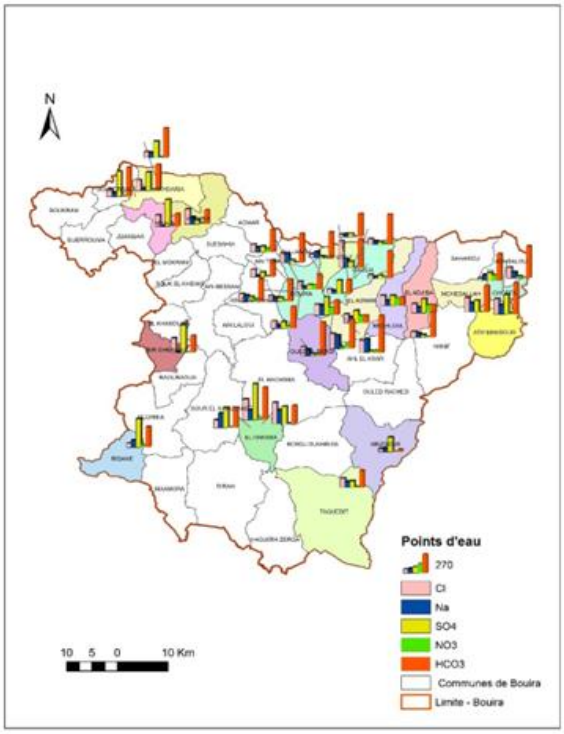


Figure 2 : Répartition des éléments chimiques des forages.

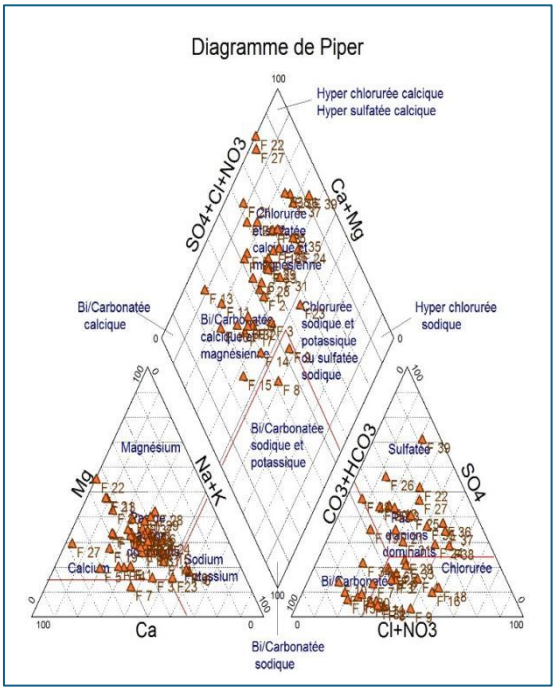


Figure 3 : Classification des Forages d'eau par le diagramme de PIPER

Conductivité électrique et risque de sodification

L'analyse de la conductivité électrique (CE) des 39 forages révèle que :

5 forages (12,8 %) présentent une salinité modérée (classe C2),

28 forages (71,8 %) une salinité élevée (classe C3),

et 6 forages (15,4 %) une très forte salinité (classe C4).

Ces résultats suggèrent que la majorité des eaux souterraines de la région de Bouira sont modérément à fortement minéralisées, ce qui nécessite une gestion rigoureuse de l'irrigation afin de prévenir les risques de diminution des rendements agricoles et de dégradation progressive des sols (Figure 4).

Concernant le Sodium Adsorption Ratio (SAR), toutes les valeurs mesurées sont inférieures à 10, ce qui indique un faible risque de sodification des sols. Cela signifie que les eaux analysées sont globalement adaptées à l'irrigation, sans danger majeur de défloculation ou de dégradation structurale des sols argileux (Figure 4).

En croisant les classes de salinité (C) et de sodicité (S), il ressort que 72 % des forages appartiennent à la classe C3S1 (salinité élevée, faible sodicité), tandis que 4 % relèvent de la classe C3S2 (salinité élevée, sodicité modérée). Ces résultats renforcent l'importance d'un suivi localisé et adapté à chaque zone d'exploitation.

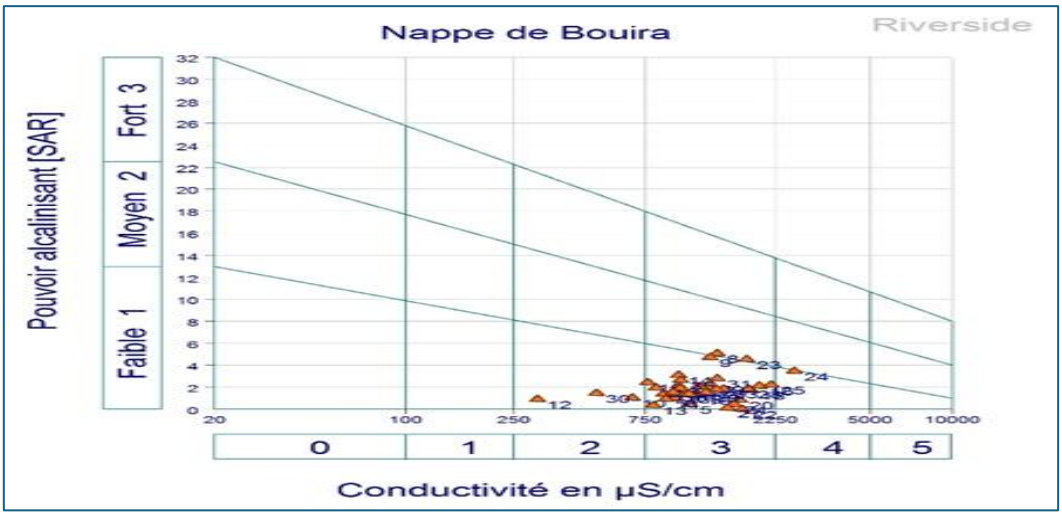


Figure 4 : Diagramme Richards ou Riverside selon la méthode de SAR

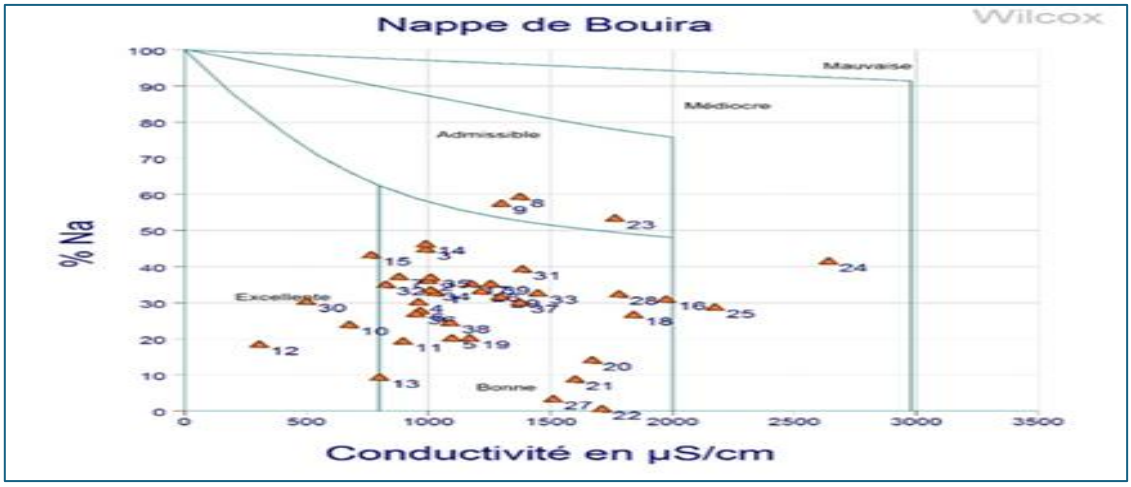


Figure 5 : Classification des eaux Na% (Selon la méthode de Wilcox)

3.2. Pourcentage de sodium (%Na)

La présence excessive de sodium dans le sol peut provoquer une détérioration de la structure du sol, entraînant une réduction, voire une inhibition de la croissance des plantes. L'analyse des valeurs de %Na montre que près de 74 % des forages présentent une qualité d'eau allant de bonne à acceptable pour l'irrigation, conformément aux normes agronomiques en vigueur (Figure 5).

3.3.Bicarbonate de sodium résiduel (RSC)

L'indice RSC (Residual Sodium Carbonate) permet d'évaluer l'effet combiné des carbonates et bicarbonates sur la précipitation du calcium et du magnésium dans le sol. Sur les 39 forages analysés, 38 forages (n°1 à 7 et 9 à 39) présentent un RSC < 1,25 méq/L, ce qui les rend adaptés à l'irrigation sans risque lié à l'accumulation de carbonate. Seul le forage n°8 présente un RSC élevé (2,67 méq/L), le classant comme non approprié à l'irrigation selon les seuils recommandés. Globalement, la qualité de l'eau en termes de RSC est jugée excellente dans plus de 97 % des sites.

3.4. Rapport de Kelley (KR)

Le Kelly's Ratio (KR) est un indicateur clé de la prédominance du sodium par rapport au calcium et magnésium dans l'eau d'irrigation. Les résultats montrent que 37 forages (n°1 à 7, 9 à 22, et 24 à 39) ont un KR < 1, indiquant une eau convenable pour l'irrigation. En revanche, les forages n°8 (KR = 1,44) et n°23 (KR = 1,76) affichent des valeurs supérieures à 1, signalant une qualité inadaptée selon cet indice. Ainsi, près de 95 % des forages sont jugés satisfaisants du point de vue du KR (Figure 6).

3.5. Indice de perméabilité (PI)

L'indice de perméabilité (PI) reflète l'effet des cations sur la perméabilité des sols. Les résultats Figure 6 montrent que :

1 forage (n°8) présente une qualité d'eau excellente pour l'irrigation (PI = 0,79),

37 forages (n°1–7, 9–22, 24–39) ont un PI compris entre 0,25 et 0,75, correspondant à une bonne qualité d'eau,

et 1 forage (n°23) affiche un PI = 0,14, le classant comme inapproprié pour l'irrigation.

De manière globale, 97,4 % des forages présentent une qualité d'eau adaptée à l'irrigation du point de vue de la perméabilité :

94,9 % avec une bonne qualité (0,25 ≤ PI < 0,75), 2,6 % avec une qualité excellente (PI ≥ 0,75).

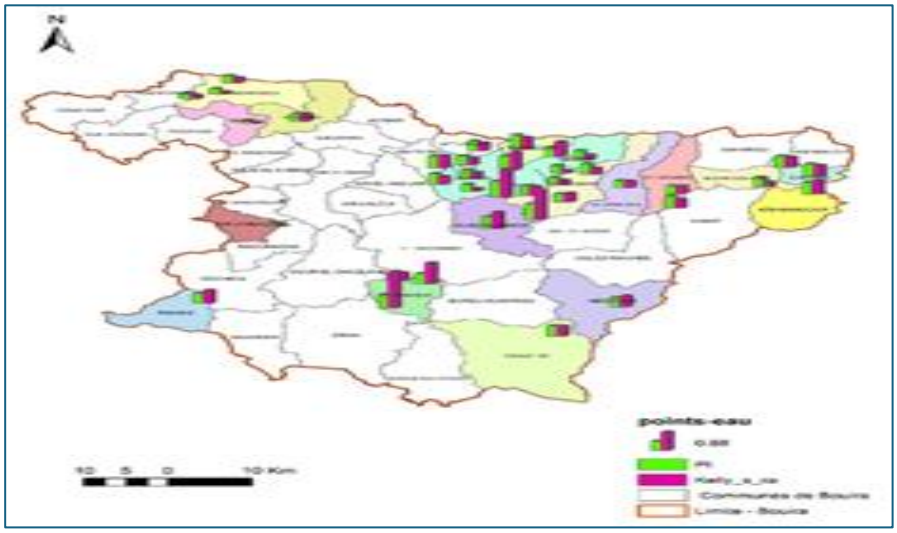


Figure 6 : Répartition du Rapport de Kelley (KR) de l'Indice de perméabilité (PI) des nappes d'eau souterraine de la wilaya de BOUIRA

4. CONCLUSION

L'objectif de cette étude était d'évaluer la qualité des eaux souterraines issues des forages des nappes de la wilaya de Bouira et leur aptitude à l'irrigation pour l'année 2018, à travers l'analyse des paramètres hydrochimiques, le calcul de plusieurs indices de qualité (SAR, RSBC, MR, %Na, KR, PI) et leur représentation cartographique.

Les résultats obtenus montrent que la majorité des eaux analysées sont compatibles avec les usages agricoles et domestiques :

100 % des forages présentent un SAR < 10,

97 % un RSC < 1,25 méq/L,

~95 % un KR < 1,

et une perméabilité du sol satisfaisante dans la quasi-totalité des cas.

L'analyse de la vulnérabilité des nappes indique que les zones à risque modéré à élever de contamination sont principalement localisées dans les périphéries urbaines, notamment autour de la ville d'El Asnam, en raison :de la concentration d'eaux usées,de l'implantation de unités de production avicole,et de l'usage intensif d'engrais chimiques en agriculture.

Le modèle GOD utilisé pour l'évaluation de la vulnérabilité s'est révélé pertinent pour la région, offrant un outil simple, économique et efficace pour la gestion préventive des ressources en eau souterraine.

En combinant les approches hydrochimiques et géospatiales, cette étude propose un cadre analytique robuste pour le suivi de la qualité des eaux souterraines et la planification d'une gestion durable dans les zones semi-arides. Elle constitue un appui stratégique pour les décideurs et gestionnaires des ressources hydriques dans le contexte de la raréfaction de l'eau et du changement climatique.

REFERENCES

Lachache, A., & Boudjenah-Haroun, S. (2018). *Étude de la qualité chimique des eaux d'irrigation : Cas de la région de Ouargla*. Communication par affiche, Colloque « Ressources et potentialités agrobiologiques des sols sahariens », 2018.

Allen, L., Aller, L., Bennett, T., Lehr, J. H., Petty, R. J., & Hackett, G. (1987). *DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings*. U.S. Environmental Protection Agency, Report EPA/600/2-87/035, Ada, Oklahoma.

Rezig, A., Baloul, D., Dahmani, S., Bouamria, M., Djadi, M., Djafer-Khodja, H., & Saggai, S. (2019). *Pollution des eaux souterraines à Bouira (Algérie) : concept et impact sur la santé humaine*. Communication présentée à la Conférence « Water, Climate Change, Agriculture and Territorial Development », Université Ferhat Abbas, Sétif, 2023.

Rezig, A., Marinangeli, L., & Saggai, S. (2022). Étude comparative pour évaluer la vulnérabilité à la pollution dans la plaine d'El Asnam (Nord de l'Algérie). *Water Supply*, 22(6), 5894–5914. https://doi.org/10.xxxx/ws.2022.123456 .

ÉLIMINATION DES POLLUANTS DES EAUX D'HUILERIES D'OLIVES (DES MARGINES) PAR COAGULATION-FLOCULATION POUR PROTEGER L'ENVIRONNEMENT

Djamel TEMIM[1], Saadia GUERGAZI[2], Abderezak.GUEMACHE[3]

[1]Department of Hydraulics, Research Laboratory in Water, Environment and Renewable Energy/Mohamed Boudiaf University of M'sila, M'sila, Algeria.

[2] Department of Civil Engineering and Hydraulics, Research Laboratory in Subterranean and Surface Hydraulics/ Mohamed Khider University of Biskra, Biskra, Algeria.

[3]Department of Hydraulics, Research Laboratory in Water, Environment and Renewable Energy/ Mohamed Boudiaf University of M'sila,, M'sila , Algeria.

Corresponding auhor: djamel.temim@univ-msila.dz

Paper ID: 80

ABSTRACT

Olive oil production generates large volumes of oil mill wastewater (vegetable water), with approximately 3 million m³ per year (Zenjari et al. (2006)). These effluents, due to their complex composition, including organic matter, are highly loaded with humic acid (HA) in the form of polyphenols, residual oils and mineral salts. These effluents are generally discharged directly into sewerage systems or watercourses (natural environment) without any prior treatment, and consequently pose a major ecological problem. Environmental protection by reducing pollution resulting from liquid effluents is one of the major challenges of sustainable development. In this context, several wastewater treatment methods have been tested. Coagulation-flocculation (C-F) is one of the most effective processes. Therefore, the objective of our work is to test the performance of the process (C-F) by using two coagulants, aluminum sulfate and ferric chloride, to reduce the pollution of watercourses resulting from the oil mill wastewater by eliminating certain characteristic parameters. These are also humic acid (HA), chemical oxygen demand (COD) and turbidity.

After diluting the waters to 1/100, our results clearly showed that, the use of SA was able to eliminate 82% of the turbidity. The optimal treatment pH is ≤ 6 in an acidic medium. Combining SA with the polymer (Chemifloc) resulted in a remarkable improvement in turbidity removal efficiencies, exceeding 90 %.

Using $FeCl_3$ allowed us to achieve a turbidity removal of less than 80%. Furthermore, combining $FeCl_3$ with the Chemifloc resulted in a remarkable improvement in turbidity removal efficiencies (94,11%), an increase of approximately 10%.

KEYWORDS: Coagulation-flocculation, oil mill wastewater, aluminum sulfate, ferric chloride.

RESUME

La production d'huile d'olive génère d'importants volumes des margines, environ 3 millions de m³ par an (Zenjari et al. (2006)).Ces effluents en raison de leur composition complexe, incluant des matières organiques, et ils sont très chargés en acide humique (AH) sous forme de polyphénols, des huiles résiduelles et des sels minéraux. Ces effluents généralement sont rejetés direct dans les réseaux d'assainissement ou dans les cours d'eausans aucun traitement préalable, et par conséquence pose un problème écologique majeur. La protection de l'environnement par la réduction de la pollution résultant des effluents liquides est l'un des enjeux majeurs du développement durable. Dans ce contexte plusieurs méthodes de traitement des eaux usées ont été testées. La coagulation-floculation (C-F) est l'un des procédés les plus efficace. De ce fait, l'objectif de notre travail est de tester la performance du procédé (C-F) par l'utilisation des deux coagulants, le sulfate d'aluminium et le chlorure ferrique pour objet de réduire la pollution des cours d'eau résultant par les margines par l'élimination de certains paramètres caractéristiques. Il s'agit également de l'acide humique (AH), la demande chimique en oxygène (DCO) et de la turbidité.Après dilution des margines au 1/100, nos résultats ont clairement montré que, l'utilisation du SA a pu éliminer de (82 %) de la turbidité. Le pH du traitement optimal est en milieu acide ≤ 6. La combinaison du SA avec le polymère (Chemifloc) a permis d'obtenir une amélioration remarquable dans les rendements d'élimination qui dépassent les 90 % pour la turbidité. L'utilisation du $FeCl_3$ nous permettons d'obtenu une élimination inférieure à 80% pour la turbidité. En outre, la combinaison du $FeCl_3$ avec le Chemifloc a permis d'obtenir une amélioration remarquable dans les rendements d'élimination de la turbidité (94,11%), soit une augmentation d'environ 10 %.

MOTS CLES : Coagulation-floculation, margines, sulfate d'aluminium, Chlorure ferrique.

1. INTRODUCTION

L'industrie d'extraction de l'huile d'olive génère des volumes énormes des margines. La quantité et la qualité produites dépendent essentiellement du système d'extraction utilisé, la quantité de margine produite peut atteindre des valeurs supérieures à 1 L/kg d'olive. Ces déchets liquides sont des mélanges complexes de couleur brun noirâtre, contiennent principalement de l'eau (83 et 94%), ainsi que des matières organiques (4 à 16%) et des matières minérales (0,4 à 2,5%). Néanmoins, la proportion la plus prédominante est sous forme de composés organiques polyphénoliques (les acides humiques et fulviques. En raison de la charge organique fortement toxique, l'acidité du pH et la forte demande chimique et biologique en oxygène (DBO, DCO), les margines exercent une activité polluante très élevée.Et à cause de l'absence des moyens adéquates de traitement de ces effluents, les producteurs d'huile d'olive ont recours à rejeter ces effluents liquides dans la nature, ou dans les réseaux des égouts sans aucun traitement préalable (Yaakoubi et al 2009), Le rejet de ces effluents liquides qui sont des eaux très polluantes et extrêmement chargées en matières organiques, et non traitées pose un problème écologique majeur pour les pays producteurs de l'huile d'olive. Puisqu'Ils ont des Impact sur l'environnement, sur l'air et le paysage, sur les cours d'eau et les nappes souterraines, ainsi sur le sol.

2. MATERIEL ET METHODES

2.1. Échantillonnage :

Les margines utilisées dans notre étude proviennent d'une unité de production d`huile d`olive équipé d'un système par centrifugation à trois phases (Ce système consomme des volumes énormes d'eau) cette unité se située dans la région de Biskra (Sud-est d'Algérie). Les échantillons ont été prélevés pendant la campagne oléicole en janvier 2023. Les margines prélevées sont transportées en toute sécurité dans des flacons de 5 litres, puis ont été conservés à l'abri de la lumière à 4°C pour une utilisation ultérieure (pour l'analyse physicochimiques et le traitement), aucun additif chimique n'est employé pendant la production de l'huile d'olive, ni pendant la conservation des margines

2.2. Description des caractéristiques physico-chimiques et méthodes de dosage des margines brutes

Avant de procédés à la caractérisation des margines et aux essais de la coagulation-floculation, et puisque nos échantillons ont été trop troubles et intenses et ne permettre pas de lire les différents paramètres nous avons recours à effectuer une dilution des margines au 1/100 pour objet de faciliter leurs dosages et traitements

2.3. Caractéristiques physicochimiques de la phase liquide des margines et les méthodes de dosage de la phase liquide des margines

Les dosages des différents paramètres sont déterminés soit par les méthodes standards d'analyse décrites par *Rodier (1996*), ou dans les catalogues des instruments utilisés. Pour le dosage de la demande chimique en oxygène (DCO) nous avons appliquées la méthode spectrophotométrique qui repose sur l'oxydation des matières organiques dans un échantillon par le dichromate de potassium. Néanmoins pour la mesure de la DBO_5 a été faite selon la méthode manométrique (par mesure de pression dans un système fermé) au cours duquel la respiration de la biomasse est directement mesurée par un appareil spécifique. Pour le dosage de l'acide humique (AH) nous avons appliquées la méthode spectrophotométrique par mesure de l'absorbance.

La phase liquide des margines que nous avons collectée présente une couleur brune à noire et un aspect trouble. Avec une température comprise entre 18 et 21 °C. Ces effluents présentent une charge saline élevée, caractérisée par une conductivité de 2,85 mS/cm et une minéralisation de 1,651 mg/l, due principalement aux éléments minéraux majeurs tels que le potassium, le chlorure, le calcium et le magnésium. La turbidité est en moyenne de 334 NTU. Le liquide des margines est caractérisé par un milieu acide avec un pH variant entre 5 et 6. Les faibles valeurs de pH sont dues à la richesse des eaux usées industrielles en acides organiques (acides phénoliques, acides gras, etc.) (Azzam et al. 2020 ; Tsigkou et al. 2022). Concernant l'évaluation de la matière organique, les résultats montrent que la fraction liquide des matières organiques dissous MOD est riche en matière organique, sous forme des acides humiques (AH) égale à 174,7 mg/l, et que laDemande Chimique en Oxygène(DCO) est égale à 3,12 g O_2/l et la Demande Biochimique en Oxygène (DBO_5) à 1,0 g O_2/l.Le rapport DCO/DBO_5 est supérieur à 3, ce qui souligne clairement le caractère non biodégradable de ces effluents pour lesquels le traitement biologique ne semble pas adapté (Dégremont 2005 ; Geoffrey et al. 2011).

2.4. Description et préparation du coagulant et adjuvants testés

Deux coagulants ont été testées le sulfate d'aluminium et le chlorure ferrique, et nous avons les combinées avec un adjuvant de coagulation :le polymère chemifloc comme floculant polyélectrolytes, hydrosolubles utilisés dans le traitement de l'eau et des eaux usées. Les essais de Jat- Test ont été réalisés sur un floculateur à 6 agitateurs, le surnageant a été récupéré pour les analyses et détermines les paramètres caractéristiques. Le pourcentage de réduction des paramètres X testés a été évalué par le rendement (R%), qui s'exprime comme suit :

$$R\% = \left(\frac{C_i(X) - C_f(X)}{C_i(X)}\right) * 100 \quad (1)$$

X : AH, DCO et Turbidité ; C_i est la concentration initiale de X dans les margines et C_f concentration finale de X dans les margines traitées.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1 Optimisation de la dose du sulfate d'aluminium (SA)

À partir de nos résultats (**Fig : 1**) On peut voir que l'addition progressive du sulfate d'aluminium SA nous a permis d'enregistrer une augmentation de l'efficacité d'élimination de la turbidité jusqu'à un optimum. Puis, une diminution des rendements est remarquée, et que la dose de 500 mg/l de SA permet une meilleure élimination de la turbidité. (82%) après une heure de décantation. Et que l'on considéré comme la dose optimale du coagulant du SA.

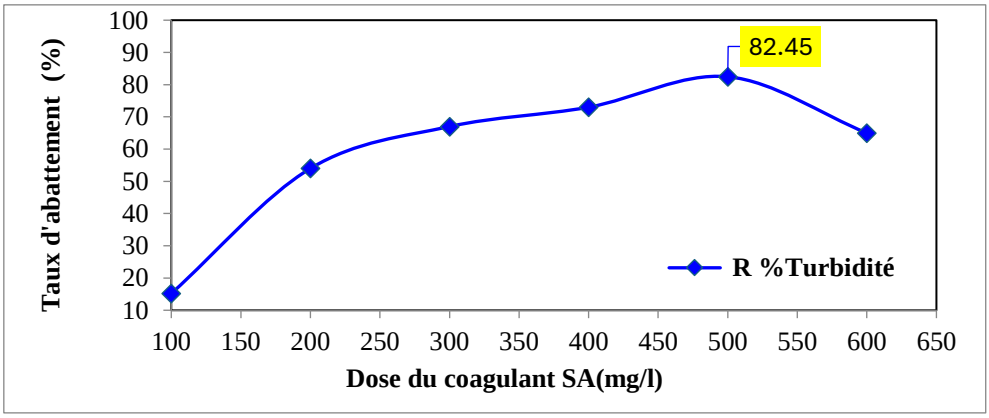


Figure 1 : Évolution des rendements d'élimination de la turbidité en fonction de la variation des doses du SA

Dans le même contexte la dose de 1,2 g/l du SA permet une meilleure élimination de la DCO (71,15 %) et de la matière organique sous forme des acides humiques AH (67,31 %) (**Fig. 2**).Le pH initial était de 5,11. Nous avons remarqué que l'ajout progressif du sulfate d'aluminium aux margines a été accompagnée par une faible diminution du pH final (pH varie entre 3,55 à 4,32) (**Fig. 3**). Ceci s'explique par le phénomène de neutralisation de charge par les espèces cationiques de l'aluminium (Al^{3+}, $Al(OH)_2^+$, $Al(OH)^{2+}$ et $Al_3(OH)_4^{5+}$) qui prédominent dans cette gamme de pH (**Fig. 4**). Alors que la baisse des rendements pourrait être due à l'inversion de la charge des colloïdes, qui devient positive lorsqu'on augmente la dose de coagulant, les particules seraient ainsi déstabilisées.

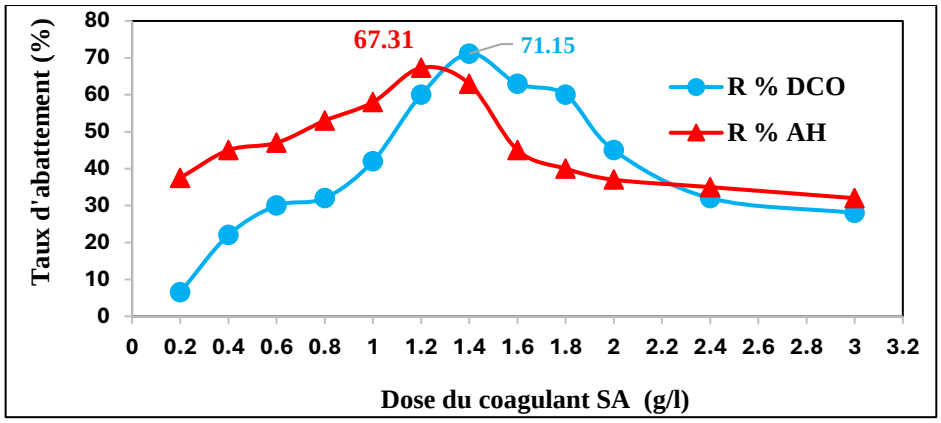


Figure 2 : Évolution des rendements d'élimination de la DCO et des AH en fonction de la dose du SA

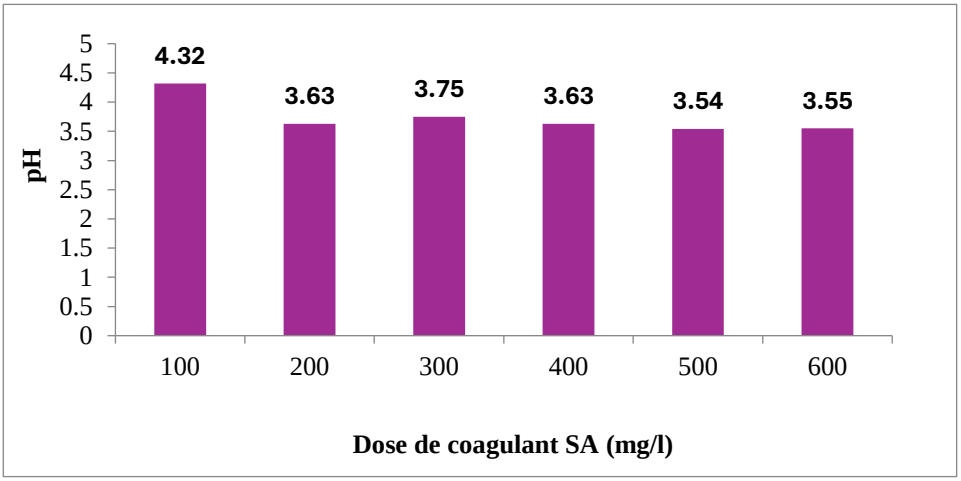


Fig. 3 : *Suivi du pH final après coagulation/floculation* des *marginesen fonction de la dose du SA*

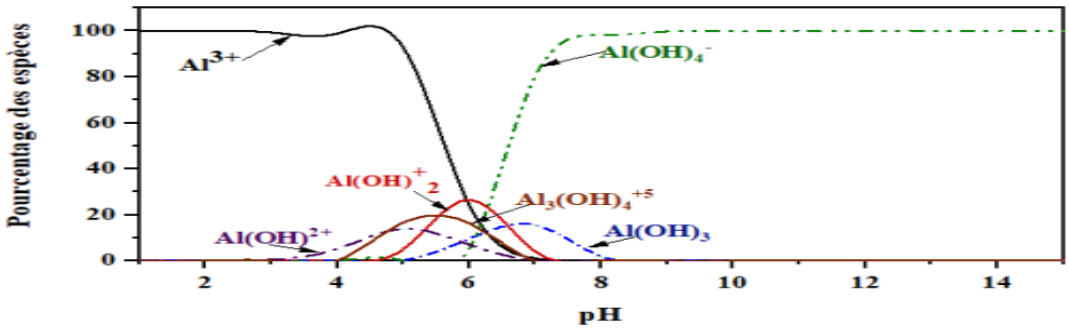


Figure 4 : Diagramme de solubilité du sulfate d'aluminium en fonction du pH à l'aide dulogiciel Visual MINTEQ (version 3.1)

3.1.1 : Effet la combinaison du coagulant du sulfate d'aluminium et adjuvant (Chemifloc)

La combinaison du SA avec le polymère (Chemifloc)**(Fig .5)** a permis d'obtenir une amélioration remarquable dans les rendements d'élimination qui dépassent les 90 % pour la turbidité. L'utilisation du SA a pu éliminer de (96.86%) de la turbidité. Le pH du traitement optimal est en milieu acide ≤ 5.

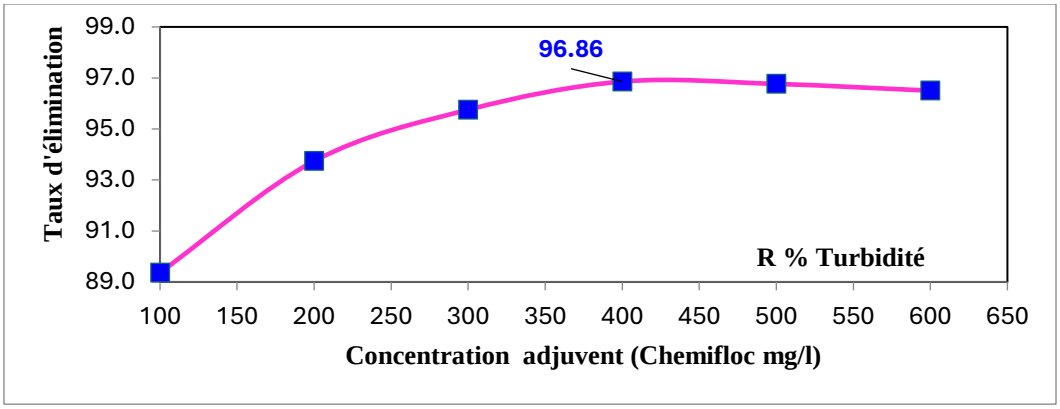


Figure5 : Evolution du taux d'abattement de la turbidité en fonction du dosage du floculant (mg/l)

3.2 Optimisation de la dose du coagulant chlorure ferrique ($FeCL_3$)

Selon les résultats obtenus (**Fig .6)** on peut voir que l'augmentation graduelle de la concentration du chlorure ferrique dans la phase liquide des margines, présente deux phases distinctes la première phase est caractérisée par l'augmentation de l'efficience d'abattement de la turbidité jusqu' un optimum. Dans une seconde phase, une baisse des rendements est remarquée. La dose de 200mg/l du chlorure ferrique $FeCl_3$ permet une meilleure élimination de la turbidité (77,22 %).

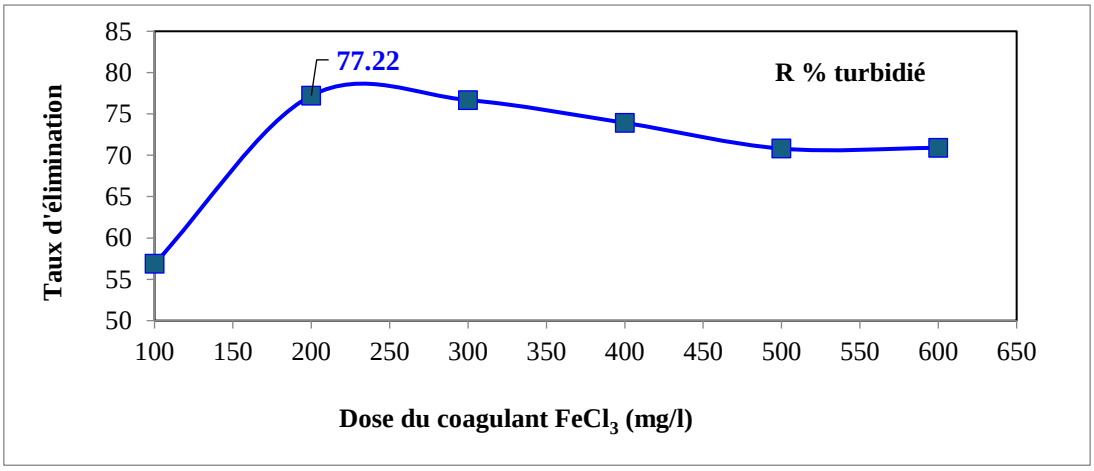


Figure 6:Evolution du taux d'abattement de la turbidité en fonction de la dose du coagulant ($FeCl_3$)

Dans le même contexte, il est important de noter que l'augmentation des rendements d'abattement de la charge polluante des margines (sous formes des acides humiques AH), de la DCO et de la turbidité (**Fig.6**) s'est accompagnée d'une faible diminution du pH final **(Fig.7**), le pH initial subit une diminution il est devenu 2.56, sachant que le pH initial est de l'ordre de 5,11.

L'augmentation des taux d'abattement des paramètres étudiées peut être expliqué par le phénomène de neutralisation de la charge par les espèces cationiques du chlorure ferrique $FeCl_3$ (Fe^{3+}, $Fe(OH)_2^+$, $Fe(OH)^{2+}$) qui prédominent dans cette gamme de pH (**Fig.8**). Alors que la baisse des rendements pourrait être exprimée par l'inversion de la charge des colloïdes, qui devient positive lorsqu'on augmente la dose de coagulant, les particules seraient ainsi déstabilisées.

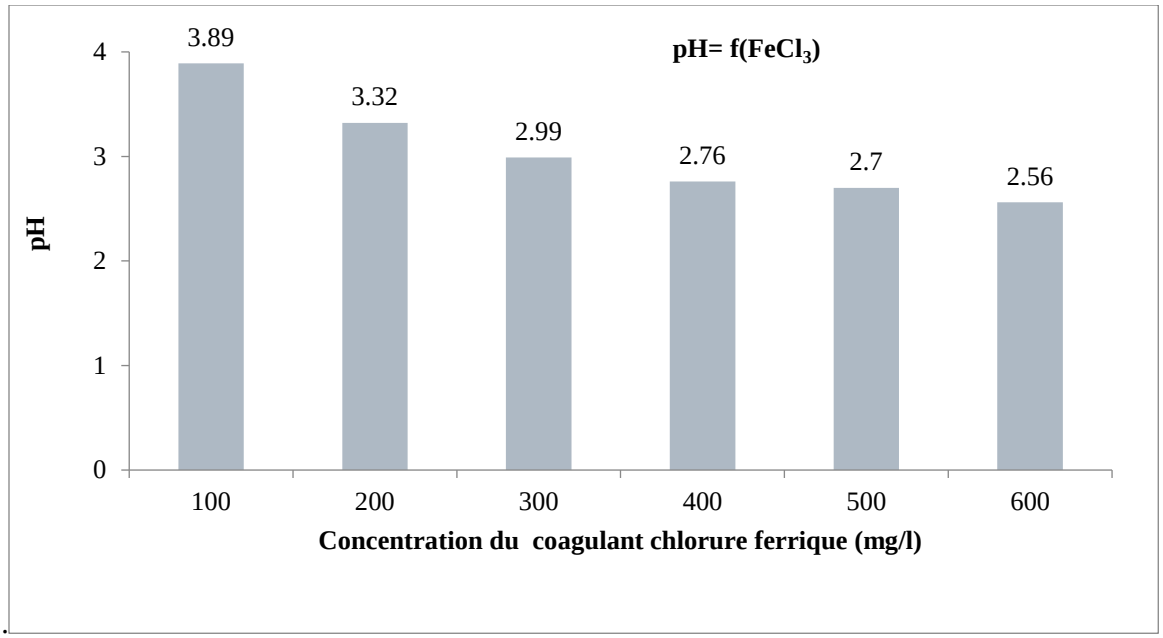


Figure 7 : Suivi du pH en fonction de la dose du coagulant ($FeCl_3$) pH initial = 5.11

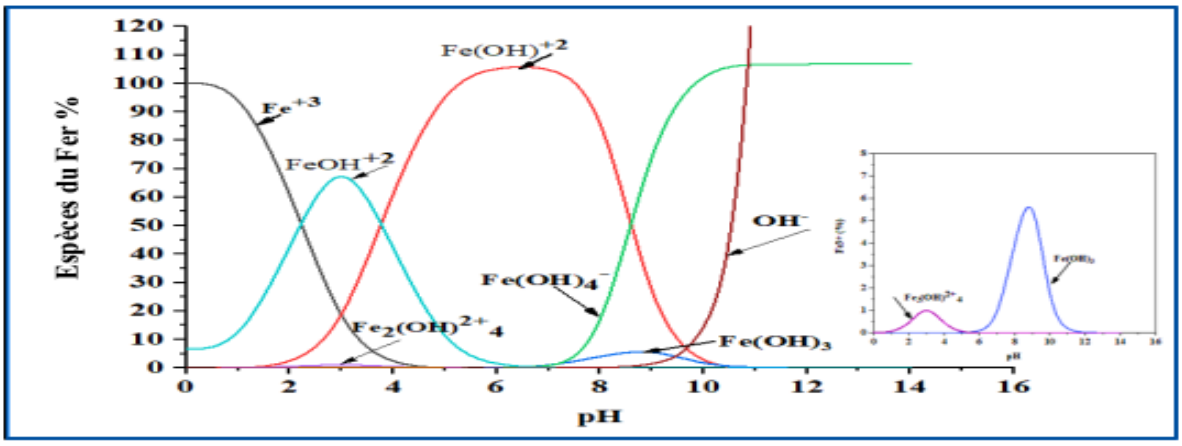


Figure8 : Diagramme des espèces du fer en fonction du pH à l'aide du logiciel Visual MINTEQ (version 3.1)

3.2.1 : Effet la combinaison du coagulant du chlorure ferrique ($FeCL_3$) et adjuvant (Chemifloc)

La **(Fig.9)** montre que le taux d'élimination de la turbidité augmente avec l'augmentation de la dose de l'adjuvant (Chemifloc) pour des concentrations variantes de (100mg /l à 600mg/l). Un taux maximal de 94,11% est enregistré pour une dose de 500 mg/l. Il est important de rappeler que le taux d'abattement obtenus en absence du floculant est de l'ordre de 77,22 %, soit une augmentation d'environ 10 %. De même nous avons remarqué que l'ajout de l'adjuvant (Chemifloc) Ils nous donnent des flocs rigides et qui ont été décanté facilement dès qu'on arrête l'agitation.

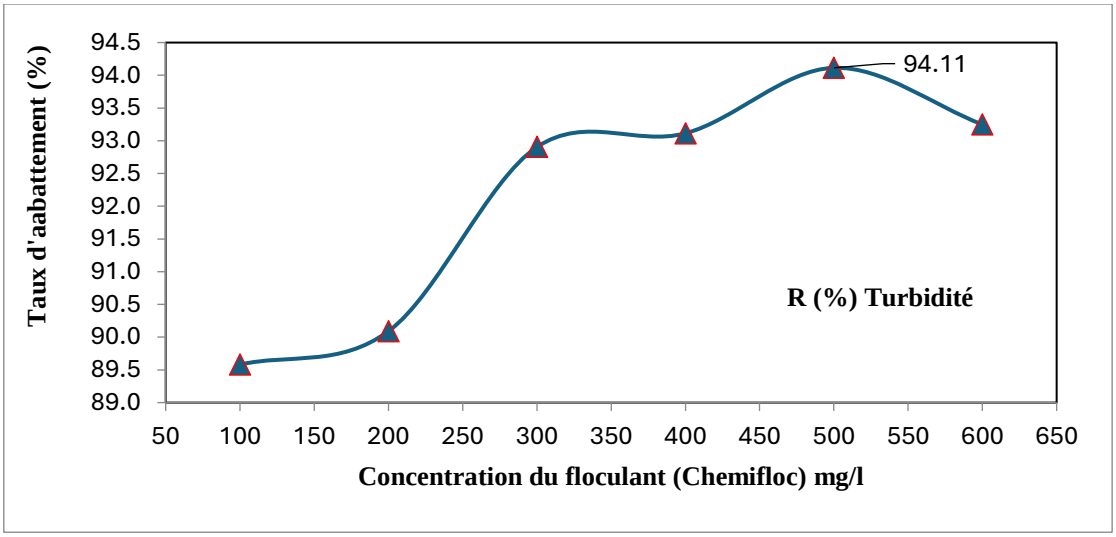


Figure 9 : Evolution du taux d'abattement de la turbidité en fonction du dosage chemifloc

4. CONCLUSION

Nos résultats globalement ont bien montré que l'application de la technique du coagulation floculation par l'utilisation et de teste des deux coagulant le sulfate d'aluminium et le chlorure ferrique ont preuves à contribuer dans l'optimisation de traitement des margines, et réduire leur charge polluante.

Avec la variation de la dose du sulfate d'aluminium, des bons rendements d'élimination de la turbidité (82 %) est obtenue avec une dose de 0,5 g/l du SA, et des AH (67.31%) et de la DCO (71.15%) ont été obtenus avec une dose de 1.2 g/l du sulfate d'aluminium. Cette élimination est accompagnée par une faible diminution du pH. Nous avons expliqué ce phénomène de neutralisation des charges par les espèces cationiques de l'aluminium (Al^{3+}, $Al(OH)_2^+$, $Al(OH)^{2+}$ et $Al3(OH)_4^{5+}$) qui sont prédominants dans cette gamme de pH. Alors que la diminution des rendements pourrait est due à l'inversion de la charge des colloïdes, qui devient positive lorsqu'il y a un surdosage du coagulant, les particules seraient ainsi déstabilisées.

Avec une dose optimale de 0.2 g/l du chlorure ferrique, nous avons obtenus une élimination inférieure à 80% de la turbidité (77,22 %). Cette élimination est accompagnée par une baisse du pH final de 3.98 à 2.56. Nous avons expliqué cette baisse de pH par le fait que l'ajout des sels de fer aux margines entraîne une libération d'ions H^+.

L'utilisation du polymère chemifloc polyélectrolytes comme adjuvant de coagulation avec les deux coagulants soit le SA ou le $FeCl_3$ a conduit à une amélioration remarquable dans les rendements d'élimination de certaines paramètres caractéristiques des margines et contribuer à réduire leur charge polluante des margines notamment par l'élimination de la matière organique et de la turbidité qui dépasse les 90%.Les rendements d'élimination par l'utilisation du sulfate d'aluminium sont plus au moins remarquables comparant au chlorure ferrique. Notamment s'il est combiné avec l'adjuvent le polymère chemifloc.

Il est possible de conclure que : Le processus de la C-F a révélé des mécanismes variés, souvent complexes et fortement dépendants du type de coagulant, du pH du milieu à traiter et plus particulièrement de la qualité physico-chimique de l'effluents.

Comme perspectives des travaux de recherches, on suggère :

- Tester d'autres coagulants commerciaux ou bien des coagulants à base naturel.
- Tester d'autres procédé de traitement ou bien réaliser des essais de combinaison entre la C-F, avec d'autres techniques tels que l'électrocoagulation, adsorption.et oxydations...etc.
- Réaliser des applications sur un plus grand nombre d'échantillons d'eaux de l'huile d'olive.

REFERENCES

Azzam MO, Hazaimeh SA (2020) Traitement et valorisation des eaux usées des moulins à huile par extraction/concentration d'hydroxytyrosol et autres phénols naturels. Processus Saf Environ Prot. https://doi. org/10.1016/j.psep.2020.10.030

Degrémont. (2005) Mémento technique de l'eau. 10éme Ed. Degrémont-Suez:Rueil Mal maison, P1718.

Geoffroy N, Demopoulos G.P. (2011) The elimination of selenium (IV) from aqueous solution by precipitation with sodium sulfide. Journal of HazardousMaterials. 185 :148–154. doi:10.1016/j.jhazmat.2010.09.009.

Rodier J (1996), L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8ème édition. Dunod. Paris.

Tsigkou K , Antonia T, Laura T, Panagiotis G. K, Michael K (2022) Thermophilic anaerobic digestion of olive mill wastewater in an upflow packed bed reactor: Evaluation of 16S rRNA amplicon sequencing for microbial analysis. Journal of Environmental Management. 301, 1, 113853. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113853

GENERATION IN SITU DE PEROXYDE D'HYDROGENE DANS LE TRAITEMENT DES EAUX USEES ISSUS DES RAFFINERIES DE PETROLE

Djamila DJEDOUANI[1,*] , Ania Sedda KASDI[1], Manel BOUDJEMIA[1], Nesrine OUSLIMANI[1] et Youcef RECHIDI[2]

[1] Laboratory of Reaction Engineering, Faculty of process engineering/ University of Sciences and Technology Houari Boumediene, Bab-Ezzouar, Algiers, Algeria.

[2] Laboratory of Analysis and Control of the Algiers Refinery, SONATRACH, Sidi Arcine, Baraki, Algeria

*Auteur correspondant : ddjedouani@usthb.dz

ABSTRACT

A range of physical, chemical, and biological methods were employed for the treatment of petroleum refinery wastewater, however the major of these techniques are not effective. This study focuses on the application of the in-situ formation of OH• radicals via ultrasound for treating petroleum refinery wastewater. Sonication produced a maximum in-situ H_2O_2 concentration of 591.43 mg/l at 70 min, while the sonolysis process achieved a peak removal efficiency of 56.78% after 6 h at pH 5. The results indicated that the sonolysis process yielded a final COD concentration of 121.01 mg/l, which was lower than the COD value of the effluent discharged from the DAF unit of the studied refinery plant.

KEYWORDS: Petroleum refinery wastewater, COD removal, Sonolysis, Organic pollutants.

RÉSUMÉ

Diverses techniques physiques, chimiques et biologiques ont été utilisées pour traiter les eaux usées des raffineries de pétrole, cependant, la plupart de ces techniques ne sont pas efficaces. Cette étude se concentre sur l'application de la formation in situ de radicaux OH• par ultrasons pour le traitement des eaux usées issus des raffineries de pétrole. Une concentration maximale de H_2O_2 générée in situ par sonication s'est avérée être de 591,43 mg/l à 70 min. L'efficacité d'élimination maximale (RE%) pour le processus de sonolyse était de 56,78% obtenue aprés 6 h de traitement et à un pH de 5. Les résultats ont révélé que le processus de solnolyse donne une concentration finale de DCO de 121,01 mg/l, ce qui est inférieur à la valeur de DCO des effluents rejetés par l'unité DAF utilisée dans la raffinerie étudiée .

MOTS-CLÉS : Rejet pétroliers, raffineries, DCO, Sonolyse, Pollution organique.

1. INTRODUCTION

La transformation du pétrole brut en produits de valeur nécessite plusieurs processus physiques et chimiques, tels que le dessalage, la distillation, l'hydrotraitement, le reformage catalytique et le craquage catalytique à lit fluidisé (Hamiche et al.2015). Les raffineries occupent la troisième place en termes de consommation d'eau après les centrales électriques et l'industrie agricole (T.Zier, 2023). L'eau est vitale pour les opérations de raffinage, le recyclage des eaux usées ainsi que la mise en place de systèmes de traitement des eaux usées adéquats est donc indispensable pour optimiser l'utilisation de l'eau aux niveaux des raffineries.

La portée du présent travail s'aligne plus profondément sur la stratégie du gouvernement algérien pour le développement des ressources en eau non conventionnelles et l'utilisation rationnelle de l'énergie verte tels que l'énergie solaire. Au-delà de la réponse aux spécifications environnementales de ce travail, la nécessité de repousser les limites vers un traitement sévère pour la réutilisation de l'eau traité au niveau des raffineries est critique pour un approvisionnement national durable en eau.

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. Caractérisation de rejet de la raffinerie étudiés

Les eaux usées pétrochimiques ont été collectées au point de rejet de l'unité de décantation de la station d'épuration. Cette unité, qui assure le traitement primaire des eaux usées, précède le traitement biologique. Les échantillons d'eaux usées ont été conservés à 4 °C au réfrigérateur. Les caractéristiques des eaux usées pétrochimiques sont résumées dans le tableau 1.

Les caractéristiques des eaux usées à la sortie de la décantation primaire indiquent une forte pollution, potentiellement très toxique pour les bactéries responsables du traitement biologique.

Tableau 1: Caractéristiques de rejet pétrochimique étudié.

Paramètres	Unité	Valeur
DCO	mg/l	280
MES	mg/l	98
pH	-	7,25
Hydrocarbures	mg/l	1,1
Phénoles	mg/l	0,78

2.2. Quantification de libération des radiaux $OH^{\bullet}$

La quantification du H_2O_2 formé se fait par titrage par une solution de permanganate de potassium ($KMNO_4$) jusqu'à l'apparition d'une légère coloration rose persistante, en notant à chaque fois le volume de $KMNO_4$ consommé. Cette méthode permet d'évaluer la production de H_2O_2 impliqué dans le procédé sono-chimique.

2.3. Mode opératoire de la sonolyse

Un bain à ultrasons sur 60 W et 40 kHz a été préalablement alimenté pour 15 minutes pour stabiliser la température à 25 °C. 250ml du rejet ont été ensuite placé dans le bain à ultrasons pendant 2 heures. Des prélèvements ont été effectués et analysés. Le taux d'abattement en demande chimique en oxygène (DCO) est calculé par l'équation ci-dessous :

$$RE(\%) = \frac{DCO_0 - DCO_f}{DCO_0} \quad \textbf{(1)}$$

3. RESULTATS ET DISCUSSIONS

3.1. Efficacité de l'ultrasonication dans la production H_2O_2

La production de peroxyde d'hydrogène par irradiation ultrasonique à pH =3 et à intensité fixe est illustrée sur la figure 1.Il existe une croissance linéaire de la concentration de H_2O_2 en fonction de la durée, représentée par la droite de régression dont le coefficient de corrélation R^2 = 0,9907, une très bonne corrélation entre les deux variables. Cette évolution traduit une production continue et progressive de H_2O_2 en fonction du temps, en résultant de la cavitation ultrasonique de l'eau distillée à pH acide. En effet, plus la durée de sonication est grande, plus la teneur en H_2O_2 formé est importante, ce qui met en évidence l'efficacité de l'ultrasonication dans la production de réactifs oxydants comme le peroxyde d'hydrogène.

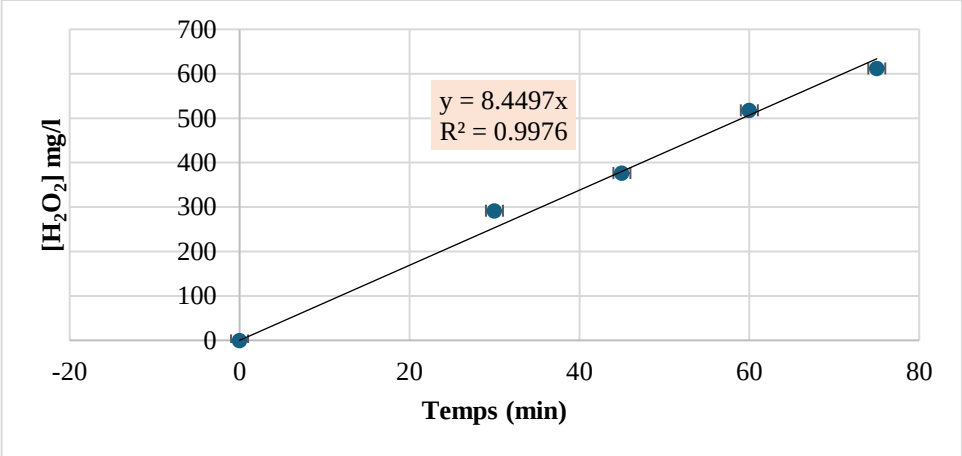


Figure 1: Cinétique de formation du (H_2O_2) par ultrasons en fonction du temps (60W/40Hz, pH 3, 25°C).

3.2. Variation de la DCO de différentes charges polluantes

La figure 2 met en évidence l'efficacité du traitement par ultrasons (applique pendant 2h) pour réduire la DCO du rejet en fonction de différentes charges polluantes.

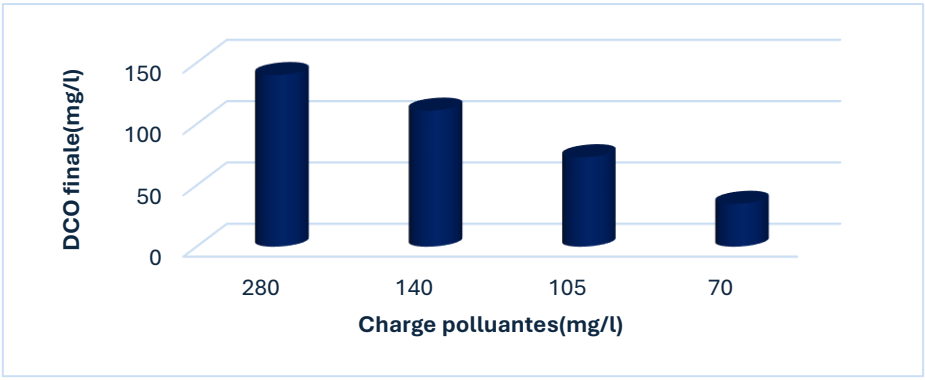


Figure 2 : Évolution de la DCO finale (mg/l) en fonction de différentes charges polluantes (pH 5 ; 60W/40Hz).

Les résultats indiquent clairement que l'efficacité du traitement, mesurée par la DCO finale, est significativement influencée par la charge polluante initiale, lorsque la charge polluante initiale est élevée, la DCO résiduelle après traitement est encore relativement élevé, reflétant une efficacité de réduction moins prononcée. Cependant, avec une charge polluante initiale décroissante, la DCO finale après le traitement par ultrasons diminue sensiblement, ceci suggère que le traitement aux ultrasons pendant 2h est plus efficace pour réduire la charge organique polluante lorsque la concentration initiale en polluants est faible. En conclusion, pour maximiser l'efficacité du traitement aux ultrasons dans ce cas, il pourrait être bénéfique d'envisager des étapes de prétraitement pour minimiser la charge polluante initial du rejet.

3.4. Effet du temps de contact

Pour une DCO initiale du rejet de 280mg /l et Après 2h de traitement, une réduction de 33,57% est observée (tableau 2), Cette diminution se poursuit avec le temps pour atteindre un taux d'abattement de 38,21% après 4 heures, puis de 56,78% après 6 heures de traitement.

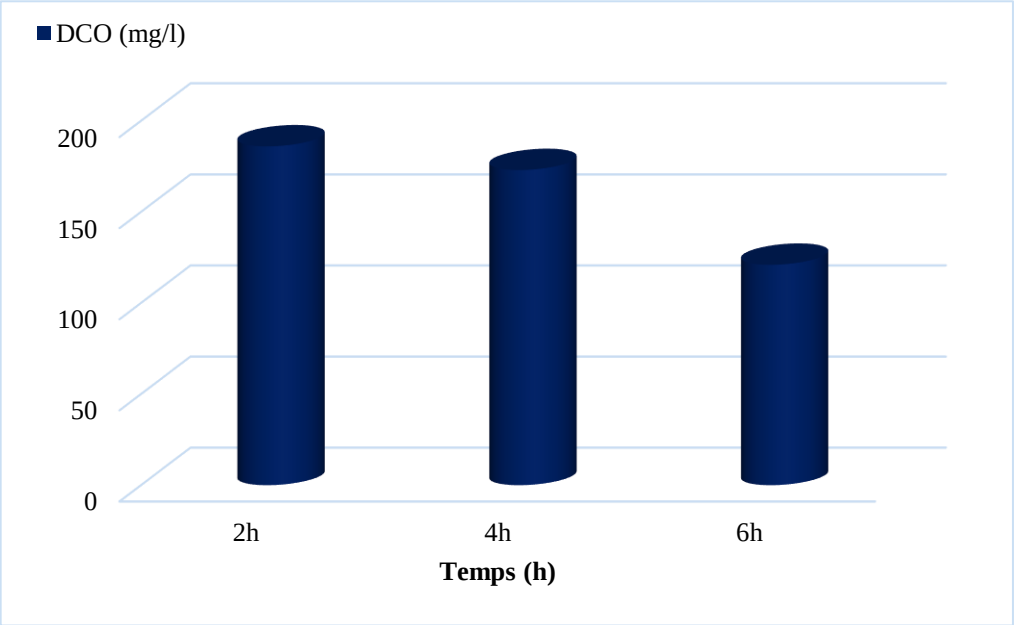


Figure 3 : Influence du temps de traitement sur la DCO mg/l (pH 5 ; 60W/40Hz ; 25°C).

Cette diminution prouve une dégradation efficace de la matière organique avec l'action des ultrasons.

3.5. Discussion

Une nette diminution des DCO au cours du temps de traitement est observée, en corrélation directe avec l'activation des ultrasons. En effet, les ultrasons provoquent un phénomène de cavitation acoustique, qui est à l'origine de la production de radicaux hydroxyles (•OH) par dissociation des molécules d'eau. Ils sont des espèces très réactives qui ont le pouvoir d'oxyder et de fragmenter les polluants organiques (mg/l), et donc de faciliter leur dégradation.

4. CONCLUSION

Parmi les diverses sources de pollution, la pollution pétrolière est la plus préoccupante en raison de nature très complexe et toxique des composés rejetés, qui ont un impact direct sur la santé humaine, l'équilibre des écosystèmes aquatiques, ainsi que la qualité des ressources hydrique disponibles. Bien qu'ayant une certaine efficacité, les procédés classiques de traitement sont parfois cependant incapables de satisfaire aux reflets règlementaires stricts.

L'objectif principal de cette étude été l'amélioration du traitement par des procèdes d'oxydation avancées notamment l'ultrasonication dans le but d'améliorer la décomposition de la charge organique et d'obtenir une plus grande efficacité purificatoire. Ces procédés, connus pour leur capacité à générer des radicaux fortement oxydants, permettent une attaque plus poussée des polluants récalcitrants, souvent présents dans les effluents de raffinage. Grâce a des essais en laboratoire sur des rejets à différentes concentrations, et en faisant varier différents paramètres opératoires (durée et concentration initiale en DCO), les résultats ont permis d'identifier les conditions favorables à une réduction significative du DCO, critère représentatif de la pollution organique globale.

Les résultats obtenus par cette étude ont fait apparaître que, la mise en œuvre des POA a été considérée comme une solution d'appoint, capable de rendre les rejets plus qualitatifs, voire de permettre leur réutilisation partielle dans quelques applications agricoles ou industrielles. In fine, cet effort s'inscrit dans une démarche d'optimisation de la performance épuratoire de la raffinerie d'Alger, dans le respect des réglementations environnementales et dans une logique de développement durable et de protection des ressources en eau.

REMERCIMENTS

Les auteurs adressent leurs remerciements à la direction de la raffinerie d'Alger pour avoir mis à notre disposition les moyens nécessaires à la réalisation de ce travail, et particulièrement Mr.Bouguerra et Mlle.Brahimi pour leur aide précieuse.

RÉFÉRENCES

M. Hamiche, A. B. Stambouli, and S. Flazi. (2015). A review on the water and energy sectors in Algeria : Current forecasts, scenario and sustainability issues. Renew. Sustain. Energy Rev, 41, pp. 261–276.

Zier, Taha,. Contributions des techniques d'oxydation électrochimique au traitement des effluents liquides des raffineries de pétrole. Thèse doctorat, USTHB 2023.

ÉVALUATION DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX ET SANITAIRES DES MÉTAUX LOURDS DANS UN SYSTÈME MULTIMÉDIA EAU, SOL ET VÉGÉTAL ASSOCIÉ À LA RÉUTILISATION DES EAUX TRAITÉES

Fatima BOUMECHHOUR[*1,2], Naima OUAZENE[2], Naima, Bouchemal[3], Kamel DELLECI[1], Naima BELHANECHE[2]

[1]Département genie de l'environnement, Laboratoire de Recherche Technologie Alimentaire(LRTA)/ Universitéde Boumerdes (UMBB), Boumerdes. Algerie.
[2]Département genie de l'environnement, Laboratoire des science et techniques de l'environnement/ Ecole Nationale Polytechnique (ENP) El Harrach, Algerie.
[3] Ecole Supérieure des Sciences Alimentaires et des Industries Agro-alimentaires (ESSAIA Oued Smar, Algerie
*Auteur correspondant : f.boumechhour@univ-boumerdes.dz

Paper ID : 63

ABSTRACT

Due to rapid population growth, urbanisation, excessive water consumption and climate change, freshwater resources are being depleted.

Agriculture, which consumes 70% of the world's freshwater each year, could be severely affected if an alternative source of freshwater for irrigation is not sought to supplement traditional sources of freshwater (surface water, groundwater).

The reuse of treated wastewater for crop irrigation could be a key solution to mitigate water stress, particularly in Mediterranean countries.

The objective of this study is to assess the environmental and health risks associated with heavy metals in a multimedia water-soil-tomato system associated with the reuse of treated water.

In this context, heavy metals (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn) were analysed in samples of irrigation water, soil before and after planting, and tomatoes. The results of this study showed that:

- Irrigation with the different types of water did not lead to an accumulation of heavy metals in the soil. Irrigation with these waters resulted in a decrease in the concentrations of Fe, Mn, Ni, Pb, and Zn compared to baseline levels.

After irrigation, the soil concentration of non-harmful metals (Fe and Zn) was higher than that of harmful metals (Pb and Cd), as evidenced by the following classification: Fe > Zn > Pb > Cd, regardless of the water source. These levels were below the limits set by WHO and UNEP standards.

Cadmium levels in tomatoes irrigated with the three types of water were less than 33.33 µg/kg, which meets the standard (WHO, 2007) of 300 µg/kg. Also, the tomato irrigated with drinking water is rich in Cr which is due to the richness of this water Cr.

These results showed that there are still possibilities for reusing treated water if the plant is interested in expanding, adding a disinfection treatment and membrane treatment

KEYWORDS: Water reuse, Purified water, plants, irrigation, Boumerdes WWTP

RESUME

En raison de la croissance démographique rapide, de l'urbanisation, de la consommation excessive d'eau et du changement climatique, les ressources en eau douce s'épuisent.

L'agriculture, qui consomme 70 % de l'eau douce mondiale chaque année, pourrait être gravement touchée si une source alternative d'eau douce pour l'irrigation n'est pas recherchée pour compléter les sources traditionnelles d'eau douce (eaux de surface, eaux souterraines).

La réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation des cultures pourrait être une solution clé pour atténuer le stress hydrique, en particulier dans les pays méditerranéens.

L'objectif de cette étude est d'évaluer les risques environnementaux et sanitaires liés aux métaux lourds dans un système multimédia eau-sol-tomate associé à la réutilisation des eaux traitées.

Dans ce contexte les métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb et Zn) des échantillons d'eaux d'irrigation, du sol avant et après plantation et des tomates ont étaient analysés.Les résultats de cette étude ont montré que :

- l'irrigation avec les différents types d'eau n'a pas entraîné d'accumulation de métaux lourds dans le sol. L'irrigation avec ces eaux a entraîné une diminution des concentrations de Fe, Mn, Ni, Pb et Zn par rapport aux niveaux de référence.

Après irrigation, la concentration dans le sol en métaux non nocifs (Fe et Zn) était supérieure à celle des métaux nocifs (Pb et Cd), comme en témoigne le classement suiv ant : Fe > Zn > Pb > Cd quel que soit la source de l'eau. Ces teneurs étaient en dessous des limites fixées par les normes de l'OMS et PNUE.

Les teneurs en cadmium de la tomate irriguée par les trois types d'eau sont inférieurs à 33.33 μg/Kg ce qui répond à la norme (OMS, 2007) qui est de 300 μg/Kg. Aussi la tomate irriguée avec de l'eau potable est riche en Cr ce qui est dû à la richesse de cette eau en Cr.

Les résultats de l'expérimentation ont montré qu'il reste toujours des possibilités de réutiliser les eaux épurées si la station s'intéresse à son extension, à l'ajout d'un traitement de désinfection et traitement membranaire.

MOTS-CLÉS : Réutilisation de l'eau, eau purifiée, plantes, irrigation, station d'épuration de Boumerdes

1. INTRODUCTION

La réutilisation des eaux usées offre une solution prometteuse aux problèmes de pénurie d'eau (WWAP, 2017). De plus, en réduisant les émissions d'eaux usées épurées, la réutilisation de ces eaux contribue à la préservation des écosystèmes aquatiques (Becerra-Castro et al.,2014).

Dans le but d'atteindre les objectifs de développement durable (ODD) d'ici 2030, les Nations Unies ont fait pression pour la mise en œuvre de la réutilisation des eaux usées à travers le monde (Nations Unies, 2016).

L'agriculture, qui utilise plus de 70 % de l'eau prélevée dans le monde (FAO, 2016), occupe la première place dans le marché de réutilisation des eaux usées (Lautze et al., 2014). Toutefois, l'utilisation de l'eau récupérée et la recharge artificielle des eaux souterraines peuvent également être utilisées pour des usages industriels ou domestiques (Lazarovaet al., 2013). De plus, dans le domaine

de l'irrigation agricole, les eaux usées peuvent apporter des nutriments à la fertigation (Sala, Serra, 2004) et leur concentration en azote ou en phosphore est fortement influencée par le type de traitement des eaux usées (Iannelli et Giraldi, 2011).

De nombreuses recherches sur la réutilisation des eaux usées traitées ont été menées à l'échelle du laboratoire et sur le terrain à travers le monde. Ces recherches ont examiné les conséquences des pratiques de réutilisation sur le sol, les plantes/cultures, l'eau et la santé publique, ainsi que la faisabilité économique (Bedbabis et al., 2014 ; Ibekwe et al., 2018 ; Klay et al., 2010 ; Singh et al., 2012).

Malgré l'acceptation de la réutilisation des eaux usées pour l'irrigation comme une alternative économique qui pourrait compenser les besoins en nutriments et en eau des plantes cultivées (Khurana et Singh, 2012), les eaux usées peuvent renfermer des substances chimiques indésirables et des agents pathogènes qui ont des impacts néfastes sur l'environnement et la santé (Muchuweti et al., 2006, Bernstein, 2011).

Dans cette optique, des directives et des critères complets ont été élaborés pour préserver la durabilité environnementale et la sécurité de la santé publique à la suite de l' irrigation [16]. En outre, des méthodes de traitement des eaux usées de pointe ont été mises au point, ce qui permet d'éliminer les contaminants et les agents pathogènes présents dans les eaux usées traitées (Fatta-Kassinos et al., 2010, Kalbar et al., 2012).

Les zones arides et semi-arides de l'Algérie se distinguent par une évaporation excessive de l'eau tout au long de l'année.Ainsi, la mise en place de textes réglementaires définissant la modalité de réutiliser les eaux usées et la liste des cultures et les conditions d'irrigation par les eaux usées épurées (Décret exécutif no 07-149 du 20 mai 2007 et l'arrêté interministériel du 2 janvier 2012) favorisent la mise en place de projets de réutilisation des eaux usées épurées » (JORA, 2012).

Notre recherche sur la réutilisation des eaux usées traitées de la station d'épuration de Boumerdes a pour objectif d'évaluer les risques environnementaux et sanitaires liés aux métaux lourds dans un système multimédia eau-sol-tomate associé à la réutilisation des eaux traitées

2. MATERIEL ET METHODES

Dans le cadre de notre étude portant sur l'impact environnemental et sanitaire de la réutilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation des légumes, nous avons réalisé plusieurs investigations visant à évaluer les effets de cette pratique sur la qualité du sol, de l'eau et des cultures. L'expérimentation a consisté à planter des tomates sur une parcelle située à Boudouaou et à les irriguer à l'aide de trois types d'eau différents : l'eau de puits, l'eau épurée décantée provenant d'un agriculteur de Corso et l'eau épurée issue de la station d'épuration des eaux usées de Boumerdès. Des analyses ont ensuite été effectuées en laboratoire afin d'identifier les contaminants physico-chimiques, microbiologiques et les métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb et Zn) présents dans les eaux d'irrigation, dans les sols avant et après irrigation, ainsi que dans les parties comestibles des tomates cultivées. Les méthodes de caractérisation des eaux, des sols et des plantes utilisées au cours de cette étude sont présentées ci-après.

2.1. Caractéristiques physiques et chimiques des eaux

Au laboratoire de la division Centre de Recherche et Développement CRD, les analyses physico-chimiques des eaux ont été réalisées conformément aux méthodes normalisées (voir tableau 1).Des échantillons d'eau ont été prélevés dans des bouteilles de stockage en pyrex, puis immédiatement transférés au laboratoire et conservés à 4 °C jusqu'à l'analyse.

2.2. Analyses microbiologiques des eaux

Des échantillons d'eau sont prélevés dans des bouteilles en pyrex stériles et sont immédiatement transportés à une température de 4 °C dans une glacière pour être analysés. La technique des NPP a permis de dénombrer des germes indicateurs de la contamination fécale (Coliformes totaux, Coliformes fécaux, E.Colli, Streptocoques totaux et streptocoque fécaux).

2.3. Détermination des métaux lourds des eaux

Pour déterminer les teneurs en métaux lourds, des échantillons d'eau digérés à l'acide nitrique 0.5% (9 ml d'eau et 1 ml d'acide nitrique) puis analysés en utilisant l'ICP-OES.

2.4. Lixiviation du sol

On laisse agiter pendant 24 heures un mélange 100 g de sol et 900 ml de l'eau distillé, on procède à une décantation pendant 24 heures puis à une filtration à l'aide d'un filtre 0.45 μm.

2.5. Analyse des métaux lourds

Apres avoir fait la lixiviation de sol, nous avons ajouté 9 ml de filtrat à 1 ml d'acide nitrique d'une concentration 0.5%. Après agitation nous avons injecté les 10 ml à l'ICP-OES.

2.6. Analyse des métaux lourds de la plante

Après avoir haché la tomate à l'aide d'un mixeur, le jus obtenu a été dilué 20 fois, puis 9 ml de cette dilution a été mélangé à 1 ml de l'acide nitrique 0.5 % . Après agitation nous avons injecté les 10 ml à l'ICP-OES.

3. RESULTATS ET INTERPRETATIONS

3.1. Caractéristiques physiques et chimiques de l'eau d'irrigation

Le tableau 1 résume les résultats des paramètres physico-chimiques des trois sources d'eau, où les seuils locaux pour la réutilisation en agriculture sont également indiqués.

Les processus d'épuration à la STEP et de décantation à la ferme ont permis aux eaux d'irrigation de se conformer aux critères de réutilisation pour les indicateurs : pH, conductivité, turbidité et N-NO_3, les teneurs en MES et DCO de ces eaux ont dépassé les valeurs limite de réutilisation.

L'eau depuits employée comme témoin montrait des niveaux nettement inférieurs aux seuils autorisés pour la réutilisation sauf pour la DCO qui était plus de deux fois plus élevée que la valeur limite.de 90 mg d'O_2/L :

Le pH de l'eau est un paramètre essentiel, non seulement pour déterminer l'équilibre acido-basique de l'eau, mais aussi pour signaler le niveau de contamination.Les trois types d'eau d'irrigation possèdent un pH neutre.Il a été constaté que l'eau du puits présente une conductivité électrique plus élevée que l'eau purifiée et l'eau épurée décantée (2010 contre 1003 et 1138 unités)Ces résultats se situent largement en dessous de la limite de 3000 µS cm-1, seuil au delà duquel des restrictions strictes sur l'irrigation des cultures peuvent être appliquées.Les teneurs en N-NO3- (mg/l) dans les trois eaux d'irrigation sont largement sous la limite de sécurité.Effectivement, une quantité d'azote dépassant le seuil permis peut provoquer un développement végétatif considérable et divers effets indésirables.

Voici une liste des effets indésirables potentiels :(1) absence de fruits d'une taille adéquate, (2) écoule ment des cultures, (3) retard dans la maturation ou la récolte, (4) faible concentration en sucre ou en a midon, et (5) impact défavorable sur la texture, le goût et/ou la couleur des fruits et légumes.
Les valeurs de la DCO des sources d'irrigation étaient nettement en dessus des limites autorisées par la norme algérienne de 2012 pour une éventuelle réutilis ation dans le secteur agricole.Un fort taux de DCO nuit à la croissance des plantes.

Les matières en suspension (MES) affectent la croissance des végétaux en diminuant la perméabilité d u sol, ce qui limite l'accès à l'oxygène pour les racines.La concentration de MES dans l'eau épurée et l'eau épurée décantée destinée à l'irrigation s'élevait à 100 et 66 mg/l respectivement, des chiffres qui restent en deçà de la limite autorisée.

Tableau 1 : Les résultats des paramètres physico-chimiques des trois sources d'eau

Parameter	Référence de la méthode d'analyse	Eau de puits	Eau usée épurée	Eau usée épurée décantée	La norme (JORA ,2012)
pH	ISO 10523	7.49	7.71	7.86	$6.5 \leq pH \leq 8.5$
Conductivité (µs/cm)	ISO 7888	2010	1103	1138	<3000
Turbidité (NTU)	/	0.206	4.98	2.36	5
MES (mg/l)	NF EN 872	4	100	66	30
NO_3-N (mg/l)	Méthode de Rodier	11.58	13.29	1.68	30
Nitrate (mg/l)	Méthode de Rodier	51.29	58.66	7.44	/
Nitrite (mg/)	ISO 6777	0.32	0.38	9.03	/
DCO (mg/l)	NA 1134	215	172	234	90
Ammonium(mg/l).	ISO 7150-1	0.004	0.018	0.015	/
Phosphate (mg/l)	ISO 6878	0.385	0.689	0.146	/
Sulfate (mg/l)	Méthode de Rodier	135.3	112.2	91.1	/

3.2. Analyse microbiologique de l'eau

En ce qui concerne la contamination microbienne (tableau 2), selon l'analyse microbiologique des troiseaux, l'E.Coli est absenteet les valeurs des coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux sont au-dessous des limites de réutilisation. En revanche, les nématodes intestinaux n'ont pas été analysées.

Tableau 2 : Qualité microbiologique des eaux d'irrigation

	Coliformes totaux (C.T/100 ml)	Coliformes fécaux (C.F/100 ml)	E.C	Streptocoques totaux (S.T/100 ml)	Streptocoques fécaux (S.F/100 ml)
Eau de puits	21	4	Absence	100	1
Eau usée épurée	240	28	Absence	14	14
Eau usée épurée décantée	43	18	Absence	17	11
Normes	CT/100 ml <1000 (OMS, 2006)	CF/100 ml<100 (JORA, 2012)	/	/	S.F/100ml <100

3.3. Évaluation des teneurs en métaux lourds des eaux d'irrigation

Les résultats des analyses des métaux lourds dans les eaux sont exprimés dans le tableau 3. Les eaux usées, bien qu'elles soient une source essentielle de composés organiques et d'autres nutrime nts, contribuent à l'accroissement de la concentration de métaux lourds tels que le Fe, le Mn, le Cu, le Zn, le

Pb, le Cr, le Ni, le Cd et le Co dans les sols qui les accueillent.
Par conséquent, l'emploi des eaux usées
pour l'irrigation provoque une pollution de la chaîne alimentaire (Muchuwetiet al., 2005).
L'utilisation de cosmétiques et de suppléments alimentaires est à l'origine de la présenc e de résidus de métaux lourds dans les eaux usées (Kader Mohiuddin, 2019, Safavi et al., 2019, Attard, 2022).

L'étude a révélé que les concentrations de métaux lourds dans les eaux d'irrigationétaient en d essous des limites nationales permises concernant la qualité de l'eau d'irrigation, sauf pour le Fer dans l'eau épurée et l'eau épurée décantée qui excédaient les normes.La teneur en chrome dans l'eau de puits est considérable, ce qui peut provenir de l'érosion des roches et des sols, ou de rejets industriels.

Tableau 3 : Les résultats des analyses des métaux lourds dans les eaux.

Paramètre	**Eau de puits**	**Eau usée épuré**	**Eau usée épuré décantée**	**La norme (JORA , 2012)**
Cd (µg/l)	<1.11	<1.11	<1.11	50 µg/l
Cr (µg/l)	458.2	<1.11	<1.11	1 000 µg/l
Cu (µg/l)	<1.11	<1.11	<1.11	5 000 µg/l
Fe (µg/l)	14407.8	368 076	132 534	20 000 µg/l
Mn (µg/l)	<1.11	80.29	215.118	10 000 µg/l
Ni (µg/l)	<1.11	<1.11	<1.11	2 000 µg/l
Pb (µg/l)	<1.11	347.43	115.662	10 000 µg/l
Zn (µg/l)	3.33	1860.36	1091.019	10 000 µg/l

3.4. Analyse des métaux lourds du sol avant et après plantation

Le tableau 4 synthétise les données relatives aux teneurs en métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Fe) d ans le sol avant l'irrigation et dans les sols arrosés avec de l'eau du robinet et de l'eau épurée.

Tableau 4 : Résultats de l'analyse des concentrations en métaux lourds dans le sol avant et après irrigation avec de l'eau de puits, l'eau épurée et l'eau épurée décantée en mg/kg

L'élément	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Normes (OMS, FAO et PNUE. 2006)	0.8	100	36	/	/	35	85	50
Sol avant irrigation de légumes	<10	<10	<10	1843.20	19160	<10	1703	35980
Sol irrigué avec l'eau de puit	<10	<10	<10	2048	1194	<10	728.8	18650
Sol irrigué avec l'eau usée épurée	<10	<10	<10	2253	<10	<10	<10	7835
Sol irrigué avec l'eau usée épurée décanté	<10	<10	<10	2766	<10	<10	<10	8566

D'après le tableau 4, la concentration en métaux non nocifs (Fe et Zn) était supérieure à celle d es métaux nocifs (Pb et Cd), comme en témoigne le classement suivant : Fe > Zn > Pb > Cd quelque soit la source de l'eau.

Les concentrations de métaux lourds dans le sol de la zone que nous avons examinée avant et après arrosage étaient en dessous des limites fixées par les normes de l'OMS et PNUE.

Bien que la présence de métaux lourds demeure admissible après l'irrigation, une irrigation continue a vec de l'eau épurée risque d'altérer la qualité du sol.D'après Rattan et al. (2005), une forte concentratio n de métaux
dans l'eau l'irrigation, comme le fer, le zinc, le cuivre et le plomb, contribue à l'accumulation de ces m étaux dans le sol (Rattan, et al, 2005).La charge et l'accumulation de métaux lourds dans le sol sont influencées par divers facteurs, y compris la spéciation chimique des éléments et le pH du sol.

Divers éléments impactent la charge et l'accumulation de métaux lourds dans le sol, y compris la form e chimique des éléments, l'acidité du sol, le volume de matière organique, la composition du sol et la c apacité d'échange cationique (CEC).Avec une hausse du pH, il y a une baisse du pourcentage et de l'ac cessibilité des métaux, tout comme une diminution de la quantité de matière organique, de la capacité d'échange cationique (CEC) et de l'argile (Jung, 2008) .

3.5. Les métaux lourds dans la tomate :

Les concentrations de différents métaux lourds observés dans des échantillons de tomate sont résumé dans le tableau 5. Plusieurs observations en rapport avec la présence des métaux lourds dans la plante analysée (tomate) découlent des résultats des analyses de notre échantillon.

Les teneurs en cadmium de la tomate irriguée par les trois types d'eau sont inférieurs à 33.33μg/Kg ce qui répond à la norme (OMS, 2007) qui est de 300 μg/Kg.

Tableau5: Lesconcentrations de différents métaux lourds observées dans des échantillons de tomates

On remarque que la tomate irriguée avec de l'eau potable est riche en Cr ce qui est du à la richesse de cette eau en cet élément.

La tomate irriguée avec de l'eau potable est riche en Pb bien que cette eau soit pauvre en cet élément.

L'élément	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Normes (OMS, 2007) (μg/Kg)	300	/	150000	2400	/	/	100	/
Tomate irriguée avec l'eau potable	<33.33	6779.88	3786.21	2285712	16933.05	220210.9	25048.26	128937.6
Tomate irriguée avec l'eau usée épurée	<33.33	<33.33	<33.33	1082583	<33.33	347985	2199.465	44755.2
Tomate irriguée avec l'eau usée épurée décantée	<33.33	<33.33	<33.33	507825	<33.33	14838.48	<33.33	20456.49

Cela est dû à une forte absorption du Pb par cette plante

4. CONCLUSION

L'évaluation de cette recherche sur l'impact de l'irrigation avec de l'eau purifiée et de l'eau épurée décantée, comparée à l'eau de puits utilisée comme témoin, sur la qualité chimique du sol et des cultures (teneur en métaux lourds) montre que les eaux usées traitées respectent la plupart des normes nationales et représentent une ressource précieuse pour l'irrigation, permettant de réduire la dépendance aux engrais chimiques grâce à leur richesse en nutriments et offrant ainsi une rentabilité économique intéressante. Les résultats indiquent qu'aucune accumulation de métaux lourds n'a été observée dans le sol, avec une diminution des concentrations en Fe, Mn, Ni, Pb et Zn par rapport aux niveaux de référence. Après irrigation, les métaux non nocifs (Fe et Zn) présentaient des teneurs supérieures à celles des métaux nocifs (Pb et Cd), suivant le classement Fe > Zn > Pb > Cd, toutes inférieures aux limites fixées par l'OMS et le PNUE. Concernant la qualité chimique des tomates, les teneurs en cadmium étaient inférieures à 33,33 µg/kg, bien en deçà de la norme OMS (300 µg/kg), tandis que celles irriguées à l'eau potable affichaient une teneur plus élevée en chrome (Cr), due à la composition de cette eau. L'étude conclut que l'usage d'eaux usées épurées constitue une alternative fiable à l'irrigation avec de l'eau douce, sous réserve d'un suivi rigoureux en cas d'irrigation prolongée au-delà d'un cycle de culture. Toutefois, il reste essentiel d'examiner les effets de cette pratique sur plusieurs cycles de croissance et d'évaluer la présence éventuelle de micro-organismes pathogènes (comme *Escherichia coli*) dans le sol, l'eau et les végétaux. Enfin, les résultats suggèrent que la réutilisation des eaux épurées pourrait être optimisée par l'extension de la station de traitement et l'ajout d'étapes de désinfection et de traitement membranaire.

REMERCIMENTS

Les auteurs expriment leur gratitude envers le ministère algérien de l'Enseignement supérieur et de la Recherche scientifique pour son appui financier.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Attard T.and Attard E. (2022). Heavy metals in cosmetics. Environ. Impact Remediat. Heavy Met, pp. 1632-1635. https://doi.org/10.5772/intechopen.102406.

Becerra-Castro C., Lopes A.R, Vaz-Moreira I., Silva E.F., Manaia C.M. and Nunes O.C. (2015). Réutilisation des eaux usées dans l'irrigation : perspective microbiologique sur les implications pour la fertilité des sols et la santé humaine et environnementale. Environ. Int. 75, pp 117-135. https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.11.001.

Bedbabis S., Ben Rouina B., Boukhris M. and Ferrara, G. (2014). Effet de l'irrigation avec des eaux usées traitées sur les propriétés chimiques du sol et le taux d'infiltration. J. Environ. Manag. 133, pp 45–50. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.007.

Bernstein, N. (2011). Risque de contamination des cultures par des agents pathogènes microbiens humains introduits dans le sol par l'irrigation avec des effluents traités. Israel J. Plant Sci. 59, pp 115–123.

Brissaud, F. (2008). Critères pour le recyclage et la réutilisation de l'eau dans les pays méditerranéens. Desalination 218, pp 24–33.

FAO : Base de données principale AQUASTAT. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (2016).

Fatta-Kassinos D., Bester K. and Kümmerer K. (2010). Xenobiotics in the Urban Water Cycle. Springer, Pays-Bas, pp 387–412. DOI:10.1007/978-90-481-3509-7_21.

Iannelli R.and Giraldi, D. (2011).Sources et composition des effluents d'égouts ; systèmes et méthodes de traitement. Pinchas Fine et Asher Bar-Tal. Dans: Levy, Guy J. (Ed.), Treated Wastewater in Agriculture, première édition, pp 201–254.

Ibekwe A.M., Gonzalez-Rubio A.and Suarez, D.L. (2018). Impact des eaux usées traitées utilisées pour l'irrigation sur les communautés microbiennes du sol. Sci. Total Environ. 622–623, pp 1603–1610. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.039.

Journal officiel de la République algérienne démocratique et populaire n° 41, Chaâbane 25, 1433, correspondant au 15 juillet 2012. Arrêté interministériel du 8 Safar 1433 correspondant au 2 janvier 2012 définissant les spécifications de l'eau pure utilisée pour l'irrigation (2012).

Kader Mohiuddin A. (2019), Les métaux lourds dans les cosmétiques : des dangers notoires et des problèmes de santé brûlants Am. J. Biomed. Sci. Res. 4 (5), pp 332–337. https://doi.org/ 10.34297/ajbsr.2019.04.000829.

Kalbar P.P., Karmakar S. and Asolekar, S.R. (2012). Évaluation technologique du traitement des eaux usées à l'aide d'un processus décisionnel à attributs multiples. Technol. Soc. 34, pp 295–302.

Khurana M.P.S.and Singh P. (2012). Utilisation des eaux usées dans la production agricole : une revue. Resour. Environ. 2, 116–131). doi :10.5923/j.re.20120204.01

Klay S., Charef A., Ayed L., Houman B. and Rezgui F. (2010). Effet de l'irrigation avec des eaux usées traitées sur les propriétés géochimiques (salinité, C, N et métaux lourds) des sols isohumiques (périmètre de Zaouit Sousse, Tunisie orientale). Desalination. 253 (1–3), pp 180–187. https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.10.019.

Lautze J., Stander E., Drechsel P., da Silva a.K. and Keraita B. (2014).Expériences mondiales en matière de réutilisation de l'eau. Colombo, Sri Lanka : Institut international de gestion de l'eau (IWMI). Programme de recherche du CGIAR sur l'eau, la terre et les écosystèmes (WLE). https://hdl.handle.net/10568/42342.

Lazarova V., Asano T., Bahri, A.and Anderson, J. (2013). Milestones in Water Reuse: the Best Success Stories,. https://doi. org/10.2166/9781780400.

Jung M.C. (2008). Concentrations en métaux lourds dans les sols et facteurs influençant l'absorption des métaux par les plantes à proximité d'une mine de cuivre et de tungstène en Corée, Sensors 8. pp 2413–2423. https://doi.org/10.3390/s8042413.

Muchuweti M., Birkett J.W., Chinyanga E., Zvauya R., Scrimshaw M.D.and LesterJ.N.(2005). Teneur en métaux lourds des légumes irrigués avec des mélanges d'eaux usées et de boues d'épuration au Zimbabwe : implications pour la santé humaine Agric. Ecosyst. Environ. 112, pp 41–48. https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.04.028.

Nations Unies (2016) Résolution 70/1 de l'Assemblée générale : Transformer notre monde : le Programme de développement durable à l'horizon 2030. 25 septembre 2016. Doc. ONU A/RES/ 70/1

OMS, FAO et PNUE. (2006). Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des matières fécales et des eaux grises. Volume II. Paris, OMS-PNUE-FAO.

R. Rattan (2005). Impact à long terme de l'irrigation avec des effluents d'égouts sur la teneur en métaux lourds des sols, des cultures et des eaux souterraines — une étude de cas, 2005, Agric. Ecosyst. Environ. 109 (3–4). pp 310–322. https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.025.

Safavi S., Najarian R., Rasouli-Azad M., Masoumzadeh S., Ghaderi A. and Eghtesadi, R. (2019). A narrative review of heavy metals in cosmetics; health risks, Int. J. Pharm. Res. 11 (4), pp 182–190. https://doi.org/10.31838/ijpr/2019.11.04.031.

Sala L. and Serra, M. (2004).Vers la durabilité dans les transports. Water Sci. Technol. pp 50, 1–7. DOI :10.1080/19443994.2012.719477

Singh P.K., Deshbhratar P.B. and Ramteke, D.S. (2012). Effets de l'irrigation avec des eaux usées sur les propriétés du sol, le rendement des cultures et l'environnement. Agric. Water Manag. 103, pp 100–104. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.10.022.

WWAP (Programme mondial pour l'évaluation des ressources en eau des Nations Unies) (2017). Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2017. Les eaux usées : une ressource inexploitée. UNESCO, Paris. https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004.

QUALITE DES EAUX DANS LES ZONES CONCHYLICOLES DE LA REGION CENTRE DE L'ALGERIE : ETUDE PRELIMINAIRE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET MICROBIOLOGIQUES

Fatma Zohra MESBAIAH [1]*, Lamia DAOUDI [1], Aicha CHEGRANI [1], Amina HADIMI [1], Amina REBHI [1], Nour Eddine MEZIANE [1], Sidali KORDALI [1] et Abdellah MEKNACHI [1]

1. Centre national de recherche et de développement de la pêche et de l'aquaculture, Bou-Ismail (Algérie)

* Corresponding author: f.mesbaiah@cnrdpa.dz

Paper ID: 126

ABSTRACT

Coastal areas are particularly vulnerable to pressures from human activities. These pressures disrupt the ecological balance, degrade water quality, and threaten sensitive uses such as shellfish farming and swimming. Shellfish farming zones are located in shallow coastal waters that receive various sources of pollution. Mollusks from these areas are potentially sensitive to the microbial load present in their environment. The objective of this study is to evaluate the various physicochemical and microbiological parameters of shellfish growing waters (experimental pilot farm and natural mussel bed). To achieve this, water samples were taken from December 2023 to March 2024 at two stations: S1 Bou-Ismail (experimental pilot farm) and S2 Bateau Cassé (natural mussel bed), in order to analyze nutrient salts and count total coliforms, fecal coliforms, and enterococci. *Salmonella* and *Vibrio* were also investigated.

The results show that fecal contamination varies between the two stations. Bacterial contamination is higher at station S1 compared to station S2. The values of total and fecal coliforms exceed the guideline values for bathing waters but do not exceed the limit values, while the values for enterococci remain below the guideline value during the study period. The lowest concentrations of nutrient salts were recorded in December at station S1. The highest concentrations of nitrites and ammonium were recorded at station S2, whereas the highest concentrations of nitrates and phosphates were recorded at station S1.

This preliminary study highlights significant variations in water quality between the two shellfish growing stations studied. These results emphasize the need to strengthen microbiological and physicochemical monitoring of shellfish growing waters in order to ensure the sanitary safety of mollusks and to preserve the potential for sustainable development of shellfish farming activities in the region.

KEYWORDS: Monitoring, nutrients, contamination, natural mussel bed, experimental pilot farm

RÉSUMÉ

Les zones côtières sont particulièrement vulnérables aux pressions exercées par les activités humaines. Ces pressions perturbent l'équilibre écologique, altèrent la qualité de l'eau et menacent les usages sensibles tels que la conchyliculture et la baignade. Les zones conchylicoles sont situées dans des eaux littorales peu profondes qui reçoivent diverses sources de pollution. Les mollusques provenant de ces zones présentent une sensibilité potentielle à la charge microbienne présente dans leur environnement.

L'objectif de cette étude est d'évaluer les différents paramètres physicochimiques et microbiologiques des eaux conchylicoles (filière expérimentale et moulière naturelle), pour ce faire des prélèvements d'eau ont été effectués de décembre 2023 à Mars 2024 au niveau de 2 stations : S1 Bou-Ismail (filière expérimentale) et S2 Bateau cassé (moulière naturelle) afin d'analyser les sels nutritifs et dénombrer les coliformes totaux, coliformes fécaux et les entérocoques. *Salmonella* et *Vibrio* ont été également recherchés.

Les résultats obtenus montrent que la contamination fécale varie entre les deux stations. La contamination bactérienne est importante au niveau de la station S1 par rapport à la station S2. Les valeurs des coliformes totaux et fécaux dépassent les valeurs guides pour les eaux de baignade mais ne dépassent pas les valeurs limites alors que les valeurs des entérocoques sont inférieures à la valeur guide durant la période d'étude.

Les concentrations les plus faibles des sels nutritifs ont été enregistrées au mois de Décembre au niveau de la station S1. Les concentrations les plus élevées de Nitrites et d'ammonium sont enregistrées au niveau de la station S2, tandis que les concentrations les plus élevées en nitrates et phosphates sont enregistrées au niveau de la station S1.

Cette étude préliminaire met en évidence des variations significatives de la qualité des eaux entre les deux stations conchylicoles étudiées. Ces résultats soulignent la nécessité de renforcer la surveillance microbiologique et physico-chimique des eaux conchylicoles afin d'assurer la sécurité sanitaire des mollusques et de préserver le potentiel de développement durable de l'activité conchylicole dans la région.

MOTS-CLÉS : Surveillance, sels nutritifs, contamination, moulière naturelle, filière expérimentale

1. INTRODUCTION

Les zones côtières représentent des écosystèmes d'une importance cruciale pour la biodiversité marine, et offrent plusieurs services écosystémiques. Cependant, ces environnements sont fragiles et de plus en plus menacés par les activités humaines, D'où la nécessité de contrôler ces zones en particulier, les zones conchylicoles, qui sont très sensibles à la contamination chimique et microbiologique. Les mollusques, organismes filtreurs peuvent concentrer des microorganismes pathogènes et présentent alors un risque sanitaire pour les consommateurs lors de leur ingestion crus ou légèrement cuits (Padovan *et al*, 2020). L'objectif de ce travail est d'étudier la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux au niveau des zones conchylicoles de la région centre (Baie de Bou-Ismail et Baie d'Alger) à travers deux stations (filière expérimentale et moulière naturelle). Plusieurs travaux effectués sur la baie de Bou-Ismail ont montré une variation de la contamination chimique et microbiologique, notamment dans les zones proches des oueds et des rejets (Mesbaiah et *al*, 2023, Zenati et *al*, 2023, Belhouchet et *al*, 2024, Djahnit et *al*, 2023). Concernant la moulière naturelle de Bordj el Kifan (Bateau cassé), les travaux sur ce site exposé à des charges polluantes variables ont porté sur la dynamique de la population des moules (*Mytillus galloprovincialis*) (Abada-Boudjemaa, 1997), les indices biologiques et contamination métallique de moules et des sédiments (Gendouzi et *al*, 2018) et la contamination métallique des moules (Abderrahmani, 2024). Peu d'études ont été publiées sur la qualité microbiologique des eaux dans la région Centre. Cette étude préliminaire servira de référence pour la surveillance des eaux côtières dans les zones conchylicoles de cette région.

2. METHODOLOGIE

2.1 Zone d'étude

Cette étude concerne la zone côtière centrale algérienne (Baie de Bou-Ismail, Baie d'Alger), 2 stations ont été choisies à savoir : S1 : une filière expérimentale à Bou-Ismail, S2 : moulière naturelle à Bateau cassée. Des prélèvements d'eau ont été effectués en mois de décembre 2023, janvier et mars 2024.

2.2 Paramètres physico-chimiques

Des échantillons d'eau ont été prélevés pour analyser les sels nutritifs (nitrates, nitrites, ammonium et phosphates), les analyses ont été effectuées en utilisant un auto-analyseur de type (QUAATRO 39 : SEAL Analytical AACE 7.07, Auto-Sampler : SEAL XY-2 Sampler)

2.3 Analyses bactériologiques

Des échantillons d'eau ont été prélevés pour dénombrer les coliformes totaux, fécaux et les entérocoques en utilisant la méthode de filtration et incubation sur milieux sélectifs, la recherche de Salmonella et Vibrio a été effectuée par la méthode d'enrichissement puis isolement sur milieu sélectif (SFB, Hektoen pour *salmonella* et EPA et TCBS pour *Vibrio*)

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1 Sels nutritifs

L'augmentation des concentrations de sels nutritifs et de la matière en suspension peut avoir un effet significatif sur la qualité des zones conchylicoles (Brown *et al*, 2020, Webber *et al*, 2021).

Les résultats des sels nutritifs au niveau des deux stations montrent que les valeurs moyennes de nitrates et de phosphates sont plus importantes au niveau de la station S2 tandis que les valeurs de nitrite et d'ammonium sont importantes au niveau de la station S1. La figure 1 représente la variation des sels nutritifs au niveau des deux stations.

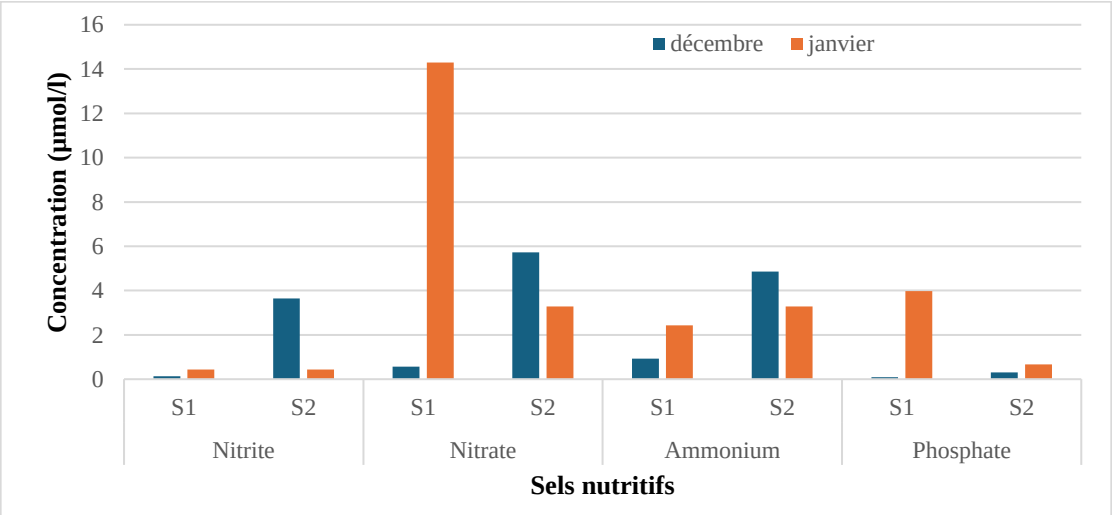


Figure 1 : Variation des concentrations des sels nutritifs

La concentration la plus faible de nitrite a été enregistrée au niveau de de la station S1 en mois de décembre alors que la concentration la plus élevée a été enregistrée au niveau de la station S2 toujours en mois de décembre. Les valeurs de nitrites au niveau de la baie de Bou-Ismail varient entre 0.08 et 1.12 µmol/l (Gendouzi et *al*, 2021). Mesbaiah et *al* (2023) ont rapporté des concentrations entre 0.008 et 2.6 µmol/l au niveau de la baie de Bou-Ismail en 2019 ou les concentrations élevées sont enregistrées proche d'un rejet. Des concentrations maximales de nitrites de 1.39 et 1.06 µmol/l ont été enregistré au niveau de la baie de Bou-Ismail et la baie d'Alger respectivement (Belhouchet et *al*, 2024).

La concentration la plus faible de nitrate a été enregistrée au niveau de de la station S1 en mois de décembre alors que la concentration la plus élevée a été enregistrée au niveau de la station S1 en mois de janvier. Les concentrations de nitrate enregistrées durant cette étude restent comparables avec ceux déjà enregistrées sur la même zone. Les concentrations de nitrates varient entre 2.06 et 2.71 µmol/l au niveau de la baie de Bou-Ismail, entre 2.71 et 3.38 µmol/l au niveau de la baie d'Alger (Benhalima et *al*, 2024). Mesbaiah et *al* (2023) a rapporté des variations entre 0.29 et 7.58 µmol/l au niveau de la baie de Bou-Ismail, alors que des faibles concentrations 0.027 et 0.046 µmol/l ont été rapportées par Djahnit et *al* (2023) au niveau de la même baie. Des concentrations allant de 3.09 jusqu'à 10.76 µmol/l ont été enregistrées par Zenati et *al* (2023) proche d'oued Mazafran.

La concentration la plus faible d'ammonium a été enregistrée au niveau de de la station S1 en mois de décembre alors que la concentration la plus élevée a été enregistrée au niveau de la station S2 toujours en mois de décembre. Gendouzi et *al* (2021) ont rapportés des valeurs d'ammonium au niveau de la baie de Bou-Ismail qui varient entre 2.98 et 5.83 µmol/l. les concentrations d'ammonium varient entre 1.23 et 2.33 µmol/l dans la baie de Bou-Ismail et entre 1.51 et 2.33 µmol/l selon Benhalima et *al* (2024). De même Belhouchet et *al* (2024) ont rapportés des concentrations d'ammonium qui varient de 0.19 à 9.27 µmol/l et de 0.31 à 9.44 µmol/l pour la baie de Bou-Ismail et la baie d'Alger respectivement

La concentration la plus faible de phosphate a été enregistrée au niveau de de la station S1 en mois de décembre alors que la concentration la plus élevée a été enregistrée au niveau de la station S1 en mois de janvier. D'après Benhalima et *al* (2024) les concentrations de phosphate varient entre 0.97 et 5.08 µmol/l dans la baie de Bou-Ismail et entre 0.89 et 1.29 µmol/l dans la baie d'Alger. Mesbaiah et *al* (2023) ont rapportés des concentrations inferieurs pour la baie de Bou-Ismail où les concentrations varient entre 0.11 et 2.31 µmol/l alors que des concentrations faibles en phosphates ont été rapportés par Belhouchet et *al* (2024) où les concentrations varient de 0.08 à 0.47 µmol/l et de 0.15 à 0.59 µmol/l pour la baie de Bou-Ismail et la baie d'Alger respectivement.

3.2 Contamination bactérienne

La contamination bactérienne des eaux côtières est généralement évaluée par le dénombrement des coliformes totaux et fécaux, les entérocoques intestinaux ainsi que la recherche de *Salmonella* et *Vibrio.* Les valeurs des coliformes totaux au niveau des deux stations durant la période d'étude varient entre 220 UFC/100 ml et 3000 UFC /100 ml enregistrée durant le mois de mars en S2 et S1 respectivement. La variation des coliformes totaux est représentée sur la figure 2

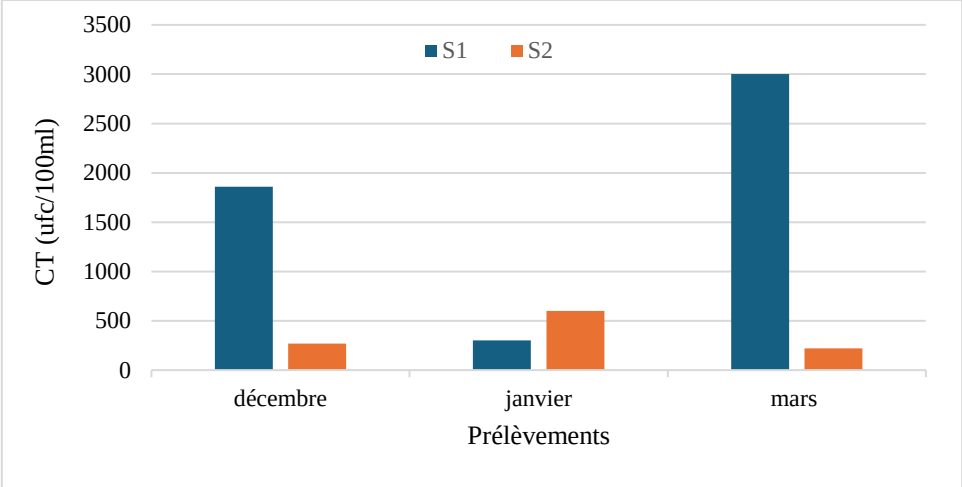


Figure 2 : Variation des coliformes totaux au niveau des deux stations

Les valeurs moyennes des coliformes totaux au niveau des deux stations montrent que la station S1 est plus contaminé que la station S2. La valeur moyenne au niveau de la station S1 dépasse la valeur guide (500 UFC/100 ml) mais reste inférieure à la valeur limite relative à la qualité des eaux de baignade (10000 UFC/100 ml). (JORA, 1993)

Concernant les coliformes fécaux, les valeurs au niveau des deux stations durant la période d'étude varient entre 20 UFC/100 ml et 640 UFC/100 ml enregistrée durant le mois de décembre en S2 et S1 respectivement. La variation des coliformes fécaux est représentée sur la figure 3.

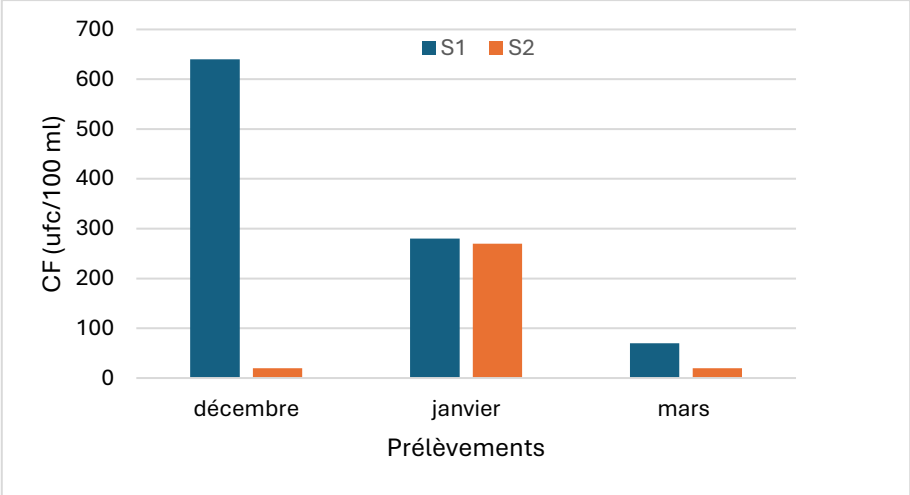


Figure 3 : Variation des coliformes fécaux au niveau des deux stations

Les valeurs moyennes des coliformes fécaux au niveau des deux stations montrent que la station S1 est plus contaminé que la station S2. La valeur moyenne au niveau de la station S1 dépasse la valeur guide (100 UFC/100 ml) mais reste inférieure à la valeur limite (2000 UFC/100 ml) (JORA, 1993).

Les entérocoques intestinaux sont généralement absents au niveau des deux stations durant la période d'étude sauf en mois de janvier où nous avons enregistré des valeurs faibles de 24 et 3 UFC/100 ml au niveau de la station S1 et S2 respectivement, ces valeurs sont inférieures à la valeur guide relative à la qualité des eaux de baignade fixée à 100 UFC/100 ml. (JORA, 1993).

Durant la période d'étude nous avons noté l'absence de Salmonella au niveau des deux stations, par contre nous avons noté la présence de *Vibrio fluvialis* au niveau des deux stations en mois de décembre. Le tableau 1 regroupe les valeurs moyennes des CT, CF et ENT au niveau des deux stations avec les valeurs guides et limites requises pour la baignade

Tableau 1 : Comparaison des valeurs moyennes des CT, CF et ENT avec les valeurs relatives à la qualité des eaux de baignade selon la législation Algérienne

Germes (moyenne)	S1	S2	Valeur guide	Valeur limite
CT (UFC/100 ml)	1720	363	500	10000
CF (UFC/100 ml)	330	103	100	2000
ENT (UFC/100 ml)	8	0	100	/

Les travaux publiés sur la qualité bactériologique des eaux côtières en Algérie ont montré une variation spatiotemporelle, souvent influencée par les caractéristiques des stations, en particulier leur localisation par rapport aux apports anthropiques. Laama et Bachari (2018) ont rapporté l'absence d'entérocoques et E. coli dans la baie de Souahlia (Algérie). Au niveau de la baie de Bou-Ismail, Alouache et *al.* (2012) ont rapporté des valeurs faibles de coliformes fécaux de l'ordre de 25 et 19 UFC/100 ml au niveau de Kouali et Berrard, respectivement. Mesbaiah et *al.* (2023) ont rapporté des valeurs moyennes de coliformes fécaux et des entérocoques qui varient de 550 à 77000 UFC/100ml et de 12 à 72000 UFC/100ml, respectivement. Toujours dans la baie de Bou-Ismail, les travaux sur l'impact de l'Oued Mazafran ont montré une absence des entérocoques et des valeurs des coliformes fécaux inferieures à 200 UFC/100ml (Zenati et *al.*, 2023). Une étude effectuée au niveau d'une ferme conchylicole à Tipaza a signalé la présence de Salmonella (Djahnit et *al.*, 2023).

4. CONCLUSION

Cette étude montre une variation spatiotemporelle de la qualité microbiologique et physico-chimique des eaux dans les zones conchylicoles de la région centre. La contamination bactérienne est importante au niveau de la station S1 par rapport à la station S2. Des fluctuations des concentrations en sels nutritifs ont été observées entre les deux stations, reflétant des apports variables en nitrates, nitrites, ammonium et phosphates. Ces valeurs restent globalement comparables à celles rapportées dans des études antérieures dans la même région. Ces résultats soulignent l'importance d'une surveillance régulière de la qualité des eaux dans les zones conchylicoles, notamment dans les zones soumises à des pressions anthropiques. Un suivi continu est essentiel pour prévenir les risques sanitaires liés à la consommation de produits de la mer.

RÉFÉRENCES

Abadaboudjema, Y., & Dauvin, J.-C. (1997). Cinétique et production de deux moulières naturelles de l'Est algérois. Influence des facteurs thermiques et anthropiques. Oceanologica Acta, 20(1), 229–241.

Abderrahmani, K. (2024). Assessment of essential trace elements Cu, Zn, Mn, and Ni in Mediterranean mussels (Mytilus galloprovincialis) from the Algerian coast. Biological Trace Element Research, 1–16.

Alouache, S., Kada, M., Messai, Y., Estepa, V., Torres, C., & Bakour, R. (2012). Antibiotic resistance and extended-spectrum β-lactamases in isolated bacteria from seawater of Algiers beaches (Algeria). Microbes and Environments, 27, 80–86.

Belhouchet, N., Inal, A., Nait-Mohand, H., Belkacem, Y., & Chenchouni, H. (2024). Assessment of pollutants in coastal waters, sediments, and biota of marine ecosystems in Algeria, North Africa. Regional Studies in Marine Science, 70, 103355.

Benhalima, M., Baha, M., Boulahdid, M., & Inal, A. (2024). Nutrient level in Algerian coastal waters: Algiers, Bou-Ismail and Zemmouri bays. Oceanography Journal, 1, 25–29.

Brown, A. R., Webber, J., Zonneveld, S., Carless, D., Jackson, B., Artioli, Y., ... & Tyler, C. R. (2020). Stakeholder perspectives on the importance of water quality and other constraints for sustainable mariculture. Environmental Science & Policy, 114, 506-518.

Djahnit, N., Otmani, H., Lounas, R., Abd El Motaleb, A. Y. B., Chamma, N., Djerra, N., & Berkani, M. (2023). Évaluation de la qualité microbienne de l'eau de mer et des moules d'une ferme conchylicole algérienne. Geo-Eco-Marina, 29, 39–50.

Guendouzi, Y., Boulahdid, M., Hacene, O. R., Inal, A., Boudjellal, B., & Fowler, S. W. (2021). Contamination level and ecological risk assessment of particulate trace metals in Southwestern Mediterranean Sea. Regional Studies in Marine Science, 46, 101876.

Guendouzi, Y., Soualili, D. L., Boulahdid, M., & Boudjellal, B. (2018). Biological indices and monitoring of trace metals in the mussel from the Southwestern Mediterranean (Algeria): Seasonal and geographical variations. Thalassas: An International Journal of Marine Sciences, 34(1), 103–112.

JORA (1993) Décret exécutif n° 93-164 du 10 juillet 1993 définissant la qualité requise des eaux de baignade. Journal Officiel de la République Algérienne. Algérie

Laama C, Bachari NEI (2018) Spatiotemporal variation of physico chemical and bacteriological parametres for site selection of fin f ish cage in Souahlia Bay, Chlef (Algeria). Advances in Science, Technology & Innovation, Springer, Cham, pp 1657–1658. https:// doi.org/10.1007/978-3-319-70548-4_481

Mesbaiah, F.-Z., Zenati, B., Rebhi, Y., & Chegrani, A. (2022). Fecal bacterial contamination and physicochemical parameters variation near shellfish zones and a hotspot point in Bou-Ismail Bay (Algeria). Arabian Journal of Geosciences, 16, 36. https://doi.org/10.1007/s12517-022-11116-z

Padovan, A., Kennedy, K., Rose, D., & Gibb, K. (2020). Microbial quality of wild shellfish in a tropical estuary subject to treated effluent discharge. Environmental Research, 181, 108921.

Webber, J. L., Tyler, C. R., Carless, D., Jackson, B., Tingley, D., Stewart-Sinclair, P., ... & Brown, A. R. (2021). Impacts of land use on water quality and the viability of bivalve shellfish mariculture in the UK: A case study and review for SW England. Environmental Science & Policy, 126, 122-131.

Zenati, B., Inal, A., Mesbaiah, F.-Z., Kourdali, S., Bachouche, S., & Pinho, J. (2023). Pollutant load discharge from a Southwestern Mediterranean River (Mazafran River, Algeria) and its impact on the coastal environment. Arabian Journal of Geosciences, 16, 146. https://doi.org/10.1007/s12517-023-11260-0

ARTIFICIAL INTELLIGENCE AND EARTH OBSERVATION IN ENVIRONMENTAL HAZARD MONITORING: A REVIEW

Freha Mezzoudj*[1] Chahreddine Medjahed[2], Ahmed Slimani[3]

[1]National Polytechnic School of Oran, Oran, Algeria,

[2]Computer Science Department, Hassiba Benbouali Chlef University, Algeria,

[3]LabRI-SBA Lab, Ahmed Draia University, Adrar, Algeria

*Corresponding author: freha.mezzoudj@enp-oran.dz

Paper ID :54

ABSTRACT

Environmental hazards, both natural and human-made, are increasing withfrequent and intensive ways, day after day, due to climate change, urban expansion, ecological degradation, and so on. The hazards such as seismic events, floods, landslides, and droughts, are threatening human lives, animals, plants and infrastructure. Also, they undermine long-term sustainability and regional or national stability. In recent years, Artificial Intelligence's (AI) techniques based on machine learning (ML) and deep learning (DL) has emerged as a forceful tool in environmental sciences, especially when combined with Earth Observation (EO) technologies such as satellite remote sensing and geographic information systems (GIS). This review paper presents and explores state-of-the-art ofmany AI techniques' applications related to satellite-based environmental hazard monitoring, seismic activity andclimate-related environmental threats. The paper also contributes to highlight key technological developments, current capabilities, available sources of data, and future directions. This work is helpful for the environmentthreat and risk management which are actually an issue of very topical in the world.

KEYWORDS: artificial intelligence, machine learning, environmental hazards, earth observation, satellite.

4. INTRODUCTION

Environmental hazards, which are caused naturally or by some human-made activities, have different levels of risks and damages. We can cite many of them such as land flooding, extreme temperature, droughts, sea-level rise, coastal erosion, coastal flooding, heavy precipitation, storms, landslides, wild fires, strong winds, heatwaves, and cold spells. It is important to understand that environmental hazards are related. Earthquakes activities may trigger landslides, which in turn can block rivers and increase flood risk. Deforestation, which is often caused by human activity and poorly regulated land use, can amplify these risks. Therefore, the environmental monitoring is an important daily process, useful for collecting many sorts of data, which are essential for earth observation process. As such, there is an urgent need for integrated monitoring systems capable of capturing multi-hazard dynamics in a timely and spatially detailed manner.

Artificial intelligence (AI) modelsfocus on automatic learning with his two main fields the standard machine learningand the advanced deep learning (Bishop, 2006). Those models have be trained on real data collected from heterogeneous source: different sensors, radars, cameras on satellites or drones,

maps, technical reports and so on. The obtained trained and validated model areintelligent and able to classify, or recognise or predict many phenomena. Those models can be used successfully in such as environmental Hazard's domain to analysis current situations, to predict future scenarios, to propose solutions, to develop early warning systems to detect indicators of risks activity, which can be operate in national or international levels

In the context of seismic and earthquake threats, AI can predict aftershocks, land deformation, earthquake-induced surface changes or estimate earthquake's magnitude and epi-center location faster than traditional methods. It can breakdown historical seismic data to approximately identify regions with higher risks of future earthquakes. AI models trained on topographic, geological, and meteo-rological variables extracted from satellite imagery are able to map and predict hydro-meteorological factorsof landslides. Flood monitoring and forecasting have also benefited from deep learning applications, particularly to delineate inundated areas from optical and satellites' images. Similarly, soil moisture estimation, drought detection are being enhanced through AI-based fusion of climate data, land surface temperature readings, vegetation indices, etc. (Ferrario and al., 2025; Han, 2023).

This review paper presents state-of-the-art ofAI applications related to satellite-based environmental hazard monitoring, seismic activity and climate-related environmental threats. This work is helpful for the environment threat and risk management, which are actually an issue of very topical in the world. The paper is organized as follow: section2 introduces many AI methods; The section 3 presents the main data's hazards sources, such as Satellite and Geographical systems; the section 4 introduce some related works in the context hazards treat using AI techniques. The section 5 concludes the paper.

5. ARTIFICIAL iNTELLIGENCE TECHNIQUES

In brief, the artificial intelligence is based on the idea to feed automatic models with important quantity of data related to general or specific topic in order to conductan automatic learning. Those obtained trained models will be tested with unseen data to validate their ability to recognise or to classify a new situation. This process can be done with multi-modal data such as texts, images, and audios, according to the targeted tasks. The main categories of AI models are machine learning and Deep learning. The main difference between them is based on the feature extraction step called the recognition patterns process of the available data. The machine learning algorithms such as Support vector machines (SVM), focus on externals algorithms to extract useful patterns or features from the variables. However, with deep learning models, such as Convolutional Neural networks (CNN), this step process is embedded on the models and the features are learned not extracted away.

2.1 Support vector machines

Support vector Support Vector Machines (SVMs), introduced by Cortes and Vapnik in 1995are supervised learning methods; need labelled data, designed primarily for binary classification tasks. The core principle behind SVMs is to identify the optimal hyperplane that maximizes the margin between two classes in a feature space, as illustrated in figure 1. SVMs rely on constructing a linear decision boundary in a transformed feature space using a mathematical tip called kernel functions. Initially developed for two-class problems, SVMwas extended to multiclass classification through strategies like one-vs-one or one-vs-rest approaches.SVM is considered as a cornerstone method in machinelearning, with applications ranging from text classification and image recognition tobioinformatics (Cortes and Vapnik, 1995).

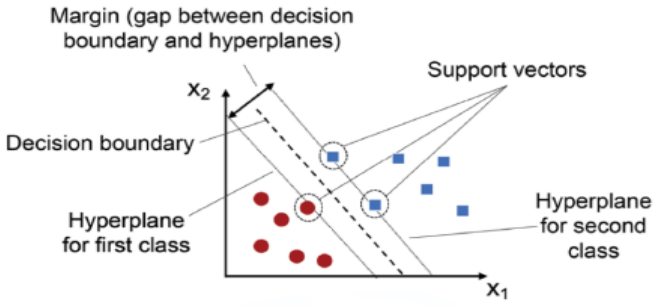


Figure 32: Illustration of the use of SVM, inspired (Cortesand Vapnik, 1995).

2.2. Decision Trees

Decision Trees (DT) are interpretable machine learning models that represent a sequence of decisions based on input features to predict outcomes at the leaf nodes. They handle both numerical and categorical data, offering transparency and computational efficiency. A typical DT structure (Figure 2) includes a root node (containing the full dataset), internal decision nodes (splitting data based on feature rules), branches (resulting from splits), and leaf nodes (final predictions). Tree construction recursively partitions data at each node by selecting the most discriminative feature using impurity measures such as the Gini index, information gain (for classification), or mean squared error (for regression) (Bishop, 2006; Géron, 2017).

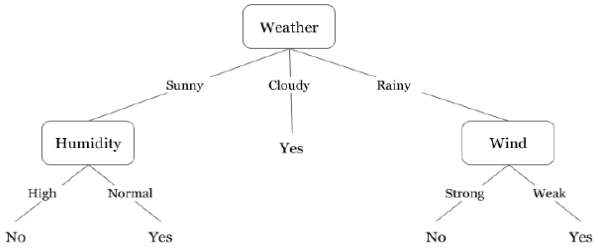


Figure 2: Illustration of the principal of DT.

2.3 Random Forest

The Random Forest (RF) regressor is an ensemble learning method that combines multiple decision trees to enhance predictive accuracy and robustness. RF constructs a collection of trees trained on different bootstrap samples (bagging) and randomly selects subsets of features at each split, as illustrated in figure 3. For regression tasks, the RF aggregates the outputs of all trees by averaging their predictions (Bishop, 2006; Géron, 2017).

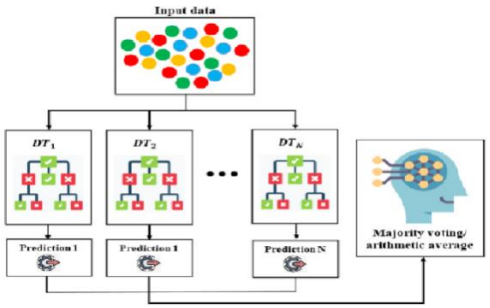


Figure 3: Illustration of the principal of RF.

2.4Artificial Neural Networks (ANNs)

Artificial Neural Networks (ANNs) are powerful machine learning algorithms inspired from biological neural network), capable of learning complex nonlinear mappings between inputs and outputs. ANNs consist of interconnected nodes (neurons) organized into layers, with weighted connections. They are iteratively adjusted during training to enhance the tasks performance. The fundamental structure of an ANN includes an input layer, one or more hidden layers, and an output layer, as illustrated in Figure 4. Inputs propagate through the network, with each hidden neuron calculating a weighted sum transformed by a nonlinear activation function, thereby enabling the modeling of complex nonlinearities. Optimization algorithms, such as backpropagation (gradient-based optimization), adjust the weights of the connections to minimize prediction errors during training (Bishop, 2006; Géron, 2017).

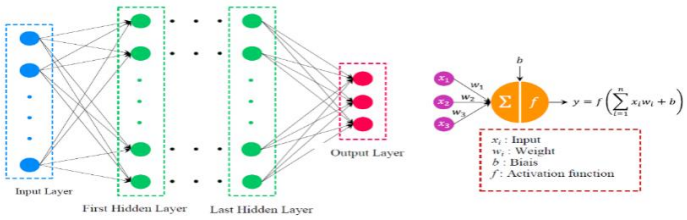


Figure 4: Architecture of a simple ANN model.

2.5 Recurrent Neural Networks

A Recurent Nerual Network (RNN) works like a chain. It reads one data point at a time (like one day's temperature), and remembers what it saw before. This memory helps it understand what is happening now and what might come next. For example, it can take past n days of rainfall and predict tomorrow's rain. This makes RNNs useful for forecasting weather, monitoring pollution over time, or studying climate change trends (Chang-Hoi et al., 2021). The Long Short-Term Memory (LSTM) are more improved RNN.

2.6 Convolutional Neural Networks

A Convolutional Neural Networks **(CNN) are deep ANN** looks at an image using filters (small grids) that scan the image to find simple things like edges, shapes, or colours. These filters pass over the image, and each layer of the CNN learns **more** complex patterns — for example, a cloud, a storm shape, or a mountain. The final layers put this information together to say what the image shows. That is why CNNs are great for things like detecting storms, mappingforests, or analysing satellite photos. CNN are also applied successfully on textual data. Many other advanced ANN exist in the literature based on strategies that are more complex (Kim, 2014).

3. DATA HAZARDS SOURCES

3.1 Satellites' technology

Artificial satellites have different sizes and shapes. Most have two important parts a power source and an antenna. The antenna sends and receives data, usually from and to earth and solar panels or batteries are used as power sources. Several types of satellites exist ranging from optical, SAR (Synthetic Aperture Radar) to intelligent ones. Optical remote sensing appeared with the invention of

photography. Launch of Landsat satellite in 1972 has given the continuous images of the earth until today. Optical imagery by satellite is collected in daytime and are used to map landslide scars and displacements caused by earthquake or other disaster. However, SAR (Synthetic Aperture Radar) imagery based on advanced techniques and RADAR (RAdio Detection and Ranging) offers the advantage of not requiring cloud free/daytime conditions (Shahet al., 2020; Elliott, 2020; Mezzoudj et al., 2024).

Algeria has contributed to deploy many satellites dedicated to earth observation, telecommunications, and scientific research (as illustrated in table 1). These satellites support disaster management, environmental monitoring, agricultural productivity, and communication services, contributing to the country's technological and socio-economic development.

Table 1: Satellites of Algeria (https://asal.dz/).

Satellite	**Description**
AlSat-1	Launch on November 28, 2002- Operator: Algerian Space Agency (ASAL)- First satellite for environmental monitoring.
AlSat-2A	Launch on July 12, 2010
AlSat-1B	Launch on September 26, 2016- Operator: ASALAlSat-1B is part of the Disaster Monitoring Constellation
AlSat-2	Launch on September 2016 – ASAL high-resolution Earth observation satellite
Alcomsat-1	Launch on Dec. 2017 Operator: ASAL Geostationary communications satellite
CubeSat : AlSat-Nano	A Nano-satellite project aimed at building capacity in satellite technology among Algerian researchers and engineers for educational and experimental missions.

Satellite data can greatly enhance earth observation, earthquake engineering, etc. through various AI-driven applications. AI-based computational tools and models have become widely utilized for many research topics, including hazards and risks evaluation, vision dedicated, system identification or early warning system, ground motion analysis, etc. Any, the task-based images processing has to follow three main steps: (1) a pre-processing step, in which many satellite images are merged and ortho-rectified; (2) a segmentation step, in which common pixels are grouped according to their colour or level; and (3) a classification or clustering step, to classify the elements of the image.

3.2 Geographic Information System

GIS (Geographic Information System) is a technology that is used to create, manage, analyze, and map all types of data. GIS connects data to a map, integrating location data.GIS is extremely useful for managing and understanding different environmental hazards because it helps visualize, analyze, and interpret data related to location and space. GIS is super helpful when it comes to dealing with environmental hazards because it lets us see problems on a map. For floods, GIS combined to

rainfall data, river levels, land elevation and terrain allow to see exactly where the water might pass, and which neighbourhoods are at risk. Also, GIS can guide emergency response teams during rescue operations.

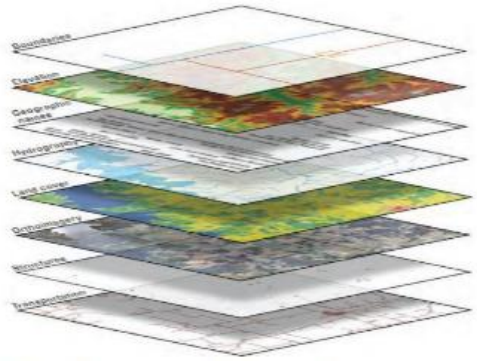


Figure 6: 8 Base Layers of The Map (https://www.usgs.gov/).

Earth observation data are huge and big data, and it impossible to perform analysis on a single computer. Recently, the challenge is to deal with real-time GIS, by scaling out the system by connecting multiple distributed computers through a high-speed communication network or through the cloud-computing platform (Botta et al., 2016; Nguyen, 2023).

4.1. Application for hazards

The application of ML methods in conjunction with EO is playing a major role in the retrieval of impacts on indicators for environmental quality. The climate datasets collected from the available data in the weather stations. Remote sensing images are used to improve the quality of existing climate datasets, with multiple AI methods, such asSVM (Jing et al., 2016), RF (Han et al., 2023). Due to the scarcity of ground measurement data, the authors in (J. Liu et al., (2023), applied Decision Trees (DT), Random Forest (RF), CubistRegression and Extreme Gradient Boosting (XGBoost)to study water quality parameters of the Pearl River Estuary andCoast. The satellite images can be useful to classify many zones such as urban zones, tree zones, etc. Specific applications track disaster recovery, on focusing on the difference before and after disaster, in urban areas or other zones (Ghaffarian & Emtehani, 2021).

In general, earthquake causes damages on infrastructures, buildings and nature. In (Sublime & Kalinicheva, 2019), the authors used K-meansalgorithms and an advance neural network to detect image changes after Tohoku earthquake and tsunami. In (Lei et al., 2019; Bo et al., 2022; Munawar et al., 2021), CNNs used in the identification of landslides events, wildfire footprints and flooded areas, respectively. Utilizing many ML algorithms Logistic Regression, Neural Networks, Decision Trees, SVM, Random Forests, and Boosted Trees), several studies focused at mountainous areas and predicted natural hazards like floods, landslides, avalanches, and forest fires (Yousefi et al., 2020; Javidan et al., 2021).

In (Ullah and Zhang, 2020), the authors proposed to generate a GIS which contribute to describe floodprone areas in the Panjkora River Basin in Pakistan. The database of past floods was usedessentiallyto find the relationship between flood occurrence and different flood triggering factors. Many flood parameters were used to map the related areas such as drainage density, rainfall, elevation, slope land use, topographic wetness index (TWI), and Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). The flood inventory database was created using flood reports of 154 points and interpretation

of Google earth and satellites images. The training data were selected randomly (70%) to train a classifier (to distinguish five classes of zones: very low, low, moderate, high and very high) and 30% of data were used for validating the model's results with prediction rate of 84.5%.

In (Smida et al., 2023), the authors explore a GIS with artificial neural network (ANN) to predict the groundwater pollution in the Braga (Tunisia). The pollution hazard maps were developed based on vulnerability categories and pollution types with many models to distinguish four, five and six classes respectively such as very low, low, moderate and highly polluted. The study indicated that the high pollution risk is caused by the domestic wastewater and the intensive vegetable cultivation.

5. CONCLUSION

Artificial intelligence (AI) models focus on automatic learning based models such as Support vector machines (SVM), recurrent neural networks (RNNs), Convolutional Neural Networks (CNN), and so on.Those models, which are able to classify and predict new data, are applied successfully in many fields related to environmental hazards such as land flooding, extreme temperature, droughts, sea-level rise, coastal erosion, coastal flooding, heavy precipitation, storms, landslides, wild fires, strong winds, heatwaves, cold spells, or changes in vegetation cover from satellite photos.The application of artificial intelligence (AI) tools based on Machine Learning (ML)and Deep Learning (DL) methodshas become essential and interesting for improving risk assessment and environmental hazard monitoring, seismic events, climate-induced risks, etc. are interesting and variant.

The ability of AI techniques to be integrated with Earth Observation (EO) technologies is another important benefit. AI models can be trained and validated with the help of the massive amounts of satellite data produced every day. This technique is further improved by Geographic Information Systems (GIS), which offer spatial analytic capabilities for placing information derived from satellites in context. By combining EO data with AI, it is possible to identify minute environmental changes across wide areas, providing early warning indicators for threats like sea level rise, landslides, and coastal erosion.

Thus, this paper emphasizes AI's dual function as a potent analytical tool that can handle large and complicated information and as a facilitator of workable solutions for environmental risk management. AI and Earth Observation together offer a strong framework for promoting sustainable development, enhancing disaster resilience, and protecting vulnerable populations around the globe. This work is helpful for the environment threat and risk management, which are actually an issue of very topical in the world.

REFERENCES

Bishop, C. M., & Nasrabadi, N. M. (2006). Pattern recognition and machine learning (Vol. 4, No. 4, p. 738). New York: springer.

Bo, W., Liu, J., Fan, X., Tjahjadi, T., Ye, Q., & Fu, L. (2022). BASNet: Burned Area Segmentation Network for Real-Time Detection of Damage Maps in Remote Sensing Images. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 60, 1–13.

Botta, A., et al., 2016. Integration of cloud computing and internet of things: a survey. *Future Generation Computer Systems*, 56 (2016), 684–700. doi:10.1016/j.future.2015.09.021.

Chang-Hoi, H., Park, I., Oh, H.-R., Gim, H.-J., Hur, S.-K., Kim, J., & Choi, D.-R. (2021). Development of a PM2.5 prediction model using a recurrent neural network algorithm for the Seoul metropolitan area, Republic of Korea. *AtmosphericEnvironment*, *245*, 118021.

Cortes, C. and Vapnik, V. (1995). Support-vector networks. Machine learning, 20(3):273–297.

Elliott J. R. (2020) Earth observation for the assessment of earthquake hazard, risk and disaster management. Surveys in geophysics, vol. 41(6), pp.1323-1354.

FERRARIO, D. M., SANÒ, M., MARASCHINI, M., CRITTO, A., & TORRESAN, S. (2025). HARNESSING MACHINE LEARNING METHODS FOR CLIMATE MULTI-HAZARD AND MULTI-RISK ASSESSMENT. EGUSPHERE, 2025, 1-72.

Géron, A. (2017). Hands-on Machine Learning with Scikit-Learn, Keras, and TensorFlow (2019, O'reilly). Hands-On Machine Learning with R, 510.

Ghaffarian, S., & Emtehani, S. (2021). Monitoring Urban Deprived Areas with Remote Sensing and Machine Learning in Caseof Disaster Recovery. Climate, 9(4), 58.

Han, Q., Zeng, Y., Zhang, L., Wang, C., Prikaziuk, E., Niu, Z., & Su, B. (2023). Global long term daily 1 km surface soil moisture dataset with physics informed machine learning. Scientific Data, 10(1), 101.

Javidan, N., Kavian, A., Pourghasemi, H. R., Conoscenti, C., Jafarian, Z., & Rodrigo-Comino, J. (2021). Evaluation of multihazard map produced using MaxEnt machine learning technique. Scientific Reports, 11(1), 6496.

Jing, W., Yang, Y., Yue, X., & Zhao, X. (2016a). A Comparison of Different Regression Algorithms for Downscaling Monthly Satellite-Based Precipitation over North China. *Remote Sensing*, *8*(10), 835.

Kim, Y. (2014). Convolutional neural networks for sentences classification. In proceeding EMNLP, pages 1746-7751. ACL.

Lei, T., Zhang, Q., Xue, D., Chen, T., Meng, H., & Nandi, A. K. (2019). End-to-end Change Detection Using a SymmetricFully Convolutional Network for Landslide Mapping. ICASSP 2019 - 2019 IEEE International Conference on Acoustics, Speech and Signal Processing (ICASSP), 3027–3031.

Liu, J., Qiu, Z., Feng, J., Wong, K. P., Tsou, J. Y., Wang, Y., & Zhang, Y. (2023). Monitoring Total Suspended Solids and Chlorophyll-a Concentrations in Turbid Waters: A Case Study of the Pearl River Estuary and Coast Using Machine Learning. Remote Sensing, 15(23), 5559.

Mezzoudj, F and al. (2024). Artificial Intelligence Models Dedicated to Earthquake Engineering: a Review. In proceeding of Inter. Conf. on Artificial Intelligence & Telecommunication. Constantine, Algeria.

Munawar, H. S., Ullah, F., Qayyum, S., Khan, S. I., & Mojtahedi, M. (2021). UAVs in Disaster Management: Application of Integrated Aerial Imagery and Convolutional Neural Network for Flood Detection. Sustainability, 13(14), 7547.

Nguyen, H. D. (2023). Spatial modeling of flood hazard using machine learning and GIS in Ha Tinh province, Vietnam. Journal of Water and Climate Change, 14(1), 200-222.

Shah, F. H., Ali, A., & Iqbal, M. M. (2020). A review on hazard risk assessment using remote sensing and GIS. Journal Central Asian Scientific Press, 5, 252-261.

Smida, H.and al. (2023). GIS-based multicriteria and artificial neural network (ANN) investigation for the assessment of groundwater vulnerability and pollution hazard in the Braga shallow aquifer (Central Tunisia): A critical review of generic and modified DRASTIC models

Sublime, J., & Kalinicheva, E. (2019). Automatic Post-Disaster Damage Mapping Using Deep-Learning Techniques for Change Detection: Case Study of the Tohoku Tsunami. Remote Sensing, 11(9), 1123.

Ullah, K., & Zhang, J. (2020). GIS-based flood hazard mapping using relative frequency ratio method: A case study of Panjkora River Basin, eastern Hindu Kush, Pakistan. Plos one, 15(3), e0229153.

Yousefi, S., Pourghasemi, H. R., Emami, S. N., Pouyan, S., Eskandari, S., & Tiefenbacher, J. P. (2020). A machine learning framework for multi-hazards modeling and mapping in a mountainous area. Scientific Reports, 10(1), 1–14.

SODIUM ALGINATE MESOPOROUS HYDROGEL BEADS FOR MALACHITE GREEN REMOVAL FROM AQUEOUS SOLUTION

Houda DOUBA[*1,2], Meriem FIZIR[1,3], Smain Sabour[2,4], Mourad Bidaoui[2,5], Faiza Zermane[2] and Benamar Cheknane[2]

[1]*Laboratoire de Valorisation des Substances Naturelles, University of Khemis Miliana, Algeria*
[2]*Laboratory of Physical Chemistry of Materials Interfaces Applied to the Environment, University of SaadDahlab Blida 1, Algeria*
[3]*Laboratory of Precision Agriculture, Environment and Sustainable Development, University of KhemisMiliana, Algeria*
[4]*Laboratory of Natural Products Chemistry and Biomolecules, University of SaadDahlab Blida 1, Algeria*
[5]*University of Tissemsilt, Faculty of Science and Technology–AinElKarma Road, Tissemsilt, Algeria*
*Corresponding authors: h.douba@univ-dbkm.dz

Paper ID: 77

ABSTRACT

In this work, the newbio-sorbent sodium alginate/mesoporous hydrogel beadswere synthesized via a simple preparation method using calcium alginate as a cross-linking matrix and calcined mesoporous materials to form biopolymer hydrogel beads. The effectiveness of these hydrogel beads for the adsorption of malachite green (MG) dye from an aqueous solution was evaluated and compared to that of alginate hydrogel beads**.**SEM/EDX, BET, and FTIR analyses were conducted to characterize the prepared adsorbent, clarifying its morphology, composition, and structural features. The kinetic data indicate that the pseudo-second-order model is the most appropriate for depicting the adsorption behavior of malachite green dye. Furthermore, the optimal contact time was achieved at 60 min for the new bio-sorbent beads and 270 min for the alginate hydrogel beads. The thermodynamic studies indicated that the adsorption process is endothermic and spontaneous. The bio-sorbent hydrogel beadscan be effectively regenerated and reused for nine successive cycles. The results indicate that the prepared composite beads exhibit good recyclability over multiple cycles and powerful effectiveness as inexpensive materials for removing malachite green dye from wastewater.

KEYWORDS: Mesoporous silica, Hydrogel beads, Malachite green, Adsorption.

RESUME

Dans ce travail, un nouveau bio-sorbantmésoporeux/alginate de sodium sous forme de billes d'hydrogel a été synthétisé par une méthode simple, utilisant l'alginate de calcium comme matrice réticulante et de matériau mésoporeux calciné pour former des billes d'hydrogel biopolymère.L'efficacité de ces billes d'hydrogel pour l'adsorption du colorant vert malachite (MG) en solution aqueuse a été évaluée et comparée à celle de billes d'hydrogel d'alginate**.**Des analyses MEB/EDX, BET et FTIR ont été réalisées pour caractériser l'adsorbant préparé, clarifiant ainsi sa morphologie, sa composition et ses caractéristiques structurales.Les données cinétiques indiquent que le modèle de pseudo-second ordre est le plus approprié pour décrire le comportement d'adsorption du colorant vert malachite. De plus, le temps de contact optimal a été atteint à 60 minutes pour les nouvelles billes bio-sorbant et à 270 minutes pour les billes d'hydrogel d'alginate.L'étude thermodynamique a indiqué que le processus d'adsorption est endothermique et spontané. Les billes d'hydrogel bio-sorbant peuvent être régénérées et réutilisées efficacement pendant neuf cycles

successifs. Les résultats indiquent que les billes composites préparées présentent une bonne recyclabilité sur de multiples cycles et constituent un matériau peu coûteux et très efficace pour l'élimination du colorant vert malachite des eaux usées.

1. INTRODUCTION

Water contamination is a major global environmental issue today (Al-Tohamy, et al. 2022). Industrial development has increased the generation of waste and effluents containing harmful components, which adversely affect water quality and human health when discharged into the environment without proper treatment (Ritter, et al. 2024). Dyes are among the most common pollutants in wastewater, owing to their large-scale production and extensive use in industries such as textiles, food, cosmetics, paper, and plastics (Kamel, et al. 2021). Malachite green (MG), a cationic triphenylmethane organic dye, is particularly hazardous due to its carcinogenic, neurotoxic, and chronic toxic effects on humans and animals. Consequently, there is an urgent need to develop proficient and cost-effective adsorbents capable of efficiently removing malachite green (MG) dye from industrial effluents before their discharge into aquatic environments.

Recently, various techniques have been proposed and investigated for dye removal from wastewater, including: membrane filtration, ion exchange, resin, adsorption, Fenton processes, ozonolysis, oxidation, and photocatalysis(Xie, et al. 2024). Among these, adsorption has garnered significant attention due to its operational simplicity, cost-effectiveness, high efficiency, and versatility in removing a broad spectrum of contaminants(Gupta, et al. 2012; Lima 2018).

Sodium alginate (SA), a highly abundant polysaccharide, has attracted significant attention as a porous adsorbent material due to its biodegradability, non-toxicity, and wide availability. Structurally, SA is an anionic polymer composed of β-D-mannuronic (M) acid and α-L-guluronic (G) acid. Recent studies highlight the promising potential of alginate hydrogel beads for pollutant removal from aqueous solutions(Ahmed, et al. 2023; Qamar, et al. 2022). The adsorption potential of hybrid alginate-based mesoporous materials has not yet been investigated for the removal of dye contaminants, particularly malachite green (MG), underscoring the need to evaluate their effectiveness.

In this study, Ca-ALG@MCM-41 hydrogel beads were synthesized through chemical cross-linking using $CaCl_2$ as the cross-linking agent, combining sodium alginate (a natural polymer) with mesoporous material MCM-41. The resulting composite was employed as an adsorbent for the removal of malachite green (MG) from aqueous solutions. The adsorption process of malachite green (MG) onto mesoporous silica-based polymer composite beads was analyzed using four kinetic models such as: pseudo-first-order, pseudo-second-order, Elovich, and intra-particle diffusion models were applied to assess the experimental adsorption kinetics.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Adsorption experiments

The adsorption performance of Ca-ALG@MCM-41 and ALG beads for malachite green (MG) dye removal was evaluated. Batch experiments were conducted by adding 66 mg of beads into 10 mL of MG solution (30 mg L^{-1}) and shaking at 150 rpm for 24 h. The study examined the effects of pH, contact time, initial dye concentration, adsorbent dose, and temperature. pH adjustments were made using 0.1 M H_2SO_4 or NaOH. Residual MG concentrations were measured via UV-Vis spectrophotometry (λmax = 617 nm). MCM-41 was separated by centrifugation, while hydrogel beads

were filtered. Adsorption capacity (q_e) and removal efficiency (R%) were calculated to assess performance.

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) \times V}{W} \quad (13)$$

$$R\% = \frac{(C_0 - C_e) \times 100}{C_0} \quad (14)$$

where q_e (mg g^{-1}) is the adsorption capacity of MG dye at equilibrium; V (L) is the initial volume of the MG dye; W (g) represents the weight of the adsorbent; $C_0$and $C_e$represent the MG concentrations (mg L^{-1}) at initial and equilibrium, respectively.

3.RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Characterization

SEM images and EDX spectroscopy were utilized to study the surface morphology and chemical composition of Ca-ALG@MCM-41 before and after the adsorption of MG. Figure1(a-d) illustrates SEM images of single dried micro-bead before and after MG dye adsorption with a nearly spherical shape.SEM images of the bio-sorbent Ca-ALG@MCM-41 hydrogel beads revealed a porous surface morphology, with numerous irregular pores and vacant sites **(**Figure 1b-c)**.**This implies that the bio-sorbent Ca-ALG@MCM-41 is more advantageous for adsorption processes. After the adsorption of MG dye (Figure1d), the surface slightly changes with a decrease in pores, which may be occupied by the adsorbate molecules. EDX spectra indicate that silicon (Si), calcium (Ca), and carbon (C) are the predominant elements in the Ca-ALG@MCM-41 bead structure (Figure 2a).

In the FTIR spectrum of Ca-ALG-MCM-41 (Figure 2b),the characteristic peaks of stretching vibration of –OH, –C-H, –C-O, and asymmetric and symmetric stretching of –Si-O-Si groups were shifted to 3313, 2936, 1423, 1068, and 793 cm^{-1}, respectively, confirming that the composite hydrogel was successfully synthesis via a cross-linking technique. Moreover, the peak at 1641 cm^{-1} also shifted to a lower wavenumber at about 1610 cm^{-1}. This finding was in agreement with those observed by anchoring alginate in Kaolinite clay for phosphate ions removal (Fizir, et al. 2024b) and in zeolite imidazolate framework-8 (ZIF-8) for MG dye removal (Garg and Sabouni 2023). The various parameters obtained from small-angle X-ray diffraction analysis, including the inter-reticular distances ($\boldsymbol{d_{100}}$) and the unit cell parameters ($\boldsymbol{a_0}$), are summarized in Table 1.

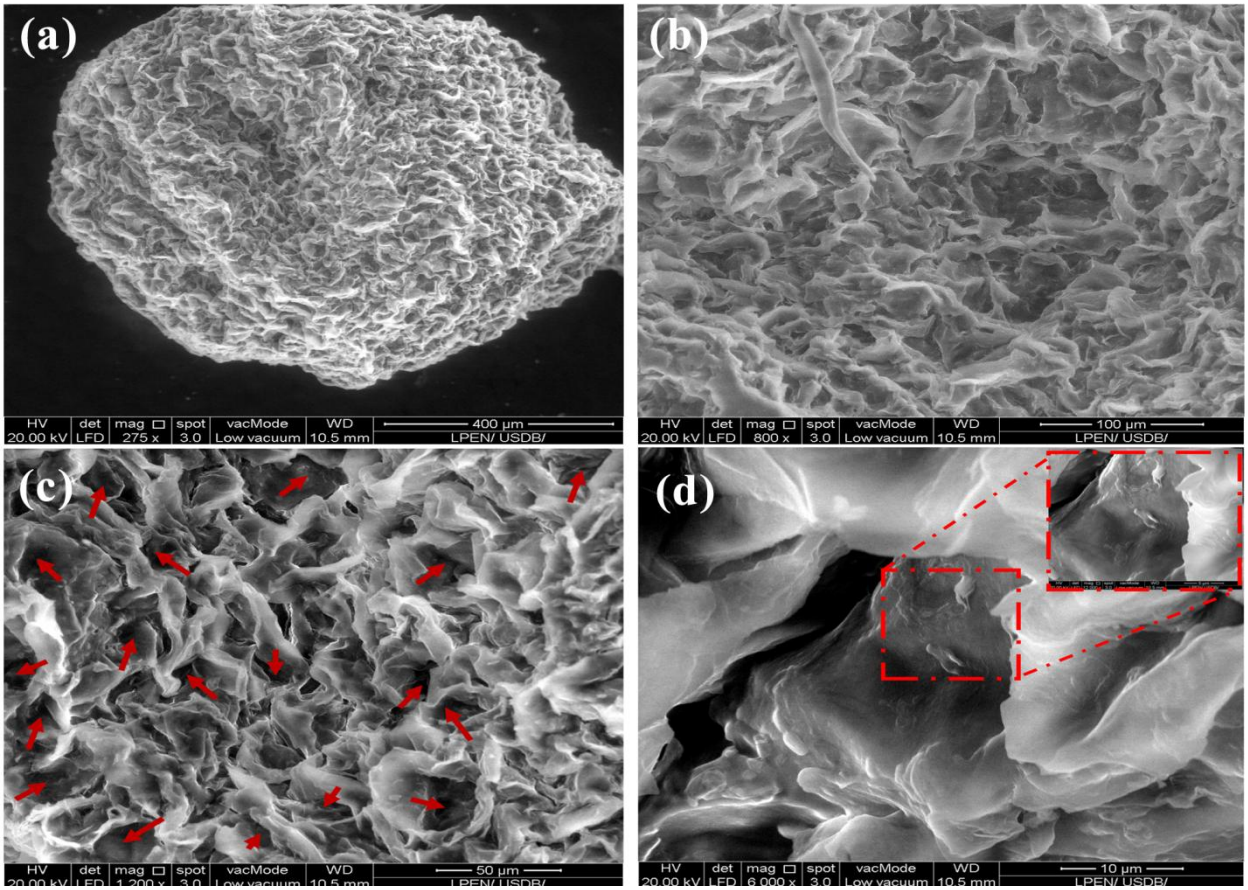


Figure 33:SEM image of composite beads (a-c) before and (d) after MG dye removal.

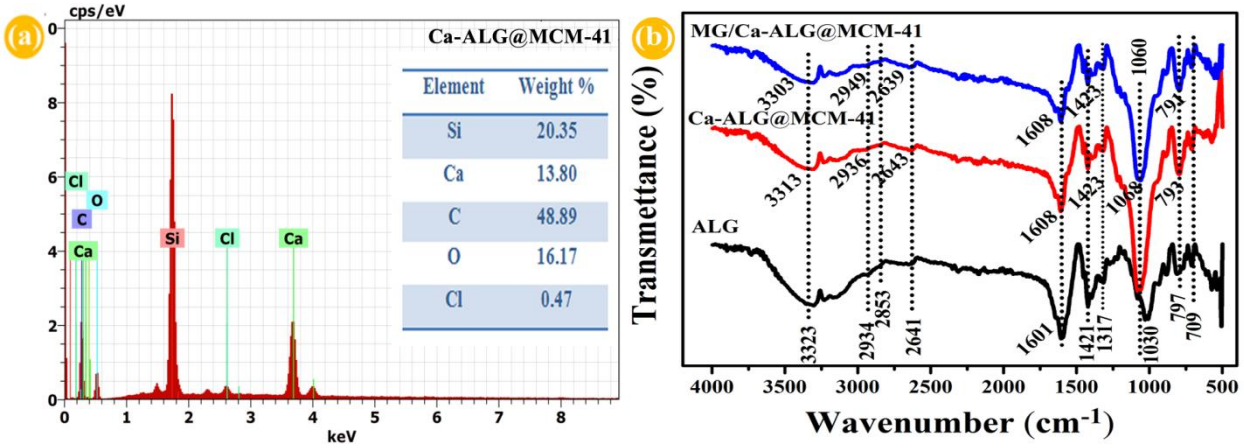


Figure 34:(a) EDX spectra of composite beads (b)andFTIR Spectra of composite beads before and after MG dye removal.

The isotherms recorded for Ca-ALG@MCM-41 and MCM-41 are classified as type IV according to the IUPAC classification, which displays that the prepared composites possess typical features of mesoporous materials (Donohue and Aranovich 1998). Other research has reported similar findings, indicating that activated carbon (AC) and AC@ALG composite beads exhibit mesoporous characteristics (Chaima, et al. 2024). Compared to pure MCM-41, the S_{BET} value of Ca-ALG@MCM-41 significantly decreased to 121.087 m^2g^{-1} (Table 1), while the pore diameter and pore volume

increased to 11.355 nm and 0.948 $cm^3\ g^{-1}$, respectively. Similar findings have been reported in the literature(Güçbilmez, et al. 2023).

Table 10:Textural and structural parameters of adsorbents.

Adsorbent	S_{BET} ($m^2\ g^{-1}$)	V_P($cm^3\ g^{-1}$)	D_P (nm)	d_{100} (nm)	a_0[a](nm)
MCM-41	998	0.380	3.401	3.549	4.098
Ca-ALG@MCM-41	121.087	0.948	11.355	6.863	7.925

[a]Unite Cell Parameter (a_0): $a_0 = 2 \times d_{100}/\sqrt{3}$, where d_{100} is the d-spacing of (100) reflection.

3.2. Adsorption performance

The contact time between MG dye and prepared adsorbents is a critical parameter for understanding adsorption mechanisms. The higher removal efficiency reached up to 97.62 % was obtained from Ca-ALG@MCM-41 beads at 60 min. While the removal efficiency reached92.53 % for ALG beads at 270 min. This demonstrates the significant role of mesoporous MCM-41 in enhancing adsorption performance. Initially, adsorption occurred rapidly due to the abundance of available active sites, but the rate gradually decreased as equilibrium was approached.

The initial pH has a significant influence on the ionic and structural features of the adsorbent and adsorbate, making it one of the key parameters affecting the adsorption efficiency. The removal efficiency clearly declines when the pH is below 4.As the pH increases, the removal rate increases, so, when pH ≥ 7 the MG removal rate remains constant(Figure3a).In acidic solutions, excess H^+ions compete with MG dye for active sites through electrostatic repulsion,thereby reducing its removal efficiency.Conversely, as the pH increased, the surface charge of the sorbent became more negative, enhancing the electrostatic attraction between the adsorbent surface and the cationic MG dye. This trend was comparable to our previous report for the removal of Rhodamine 6G dye(Douba, et al. 2022).

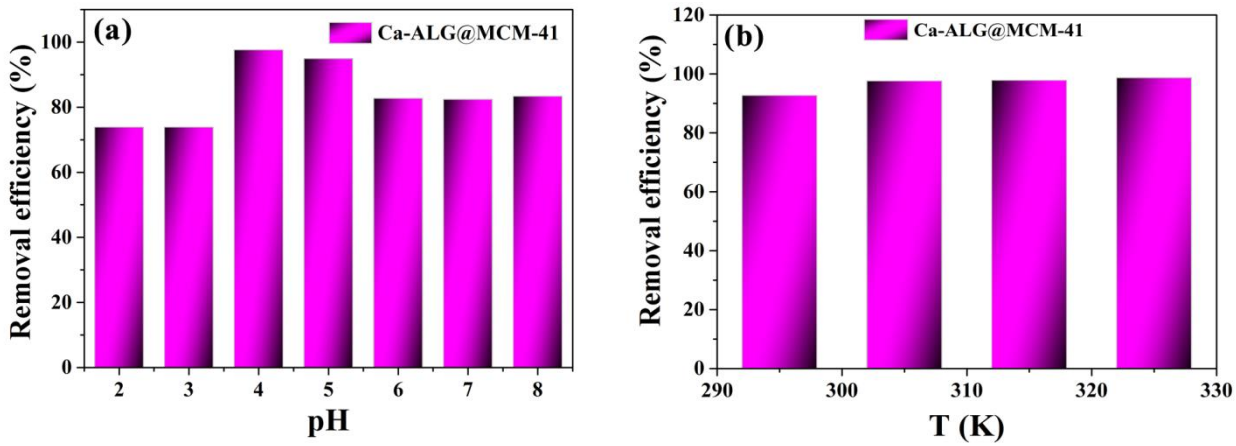


Figure 35: Effect of (a)pH and (b)temperature for MG dye removal.

It is evident that the efficiency of MG removal byCa-ALG@MCM-41 beads increased with the rise in temperature (Figure 3b) from 293 to 323 K, implying that the process is preferable atelevated temperatures. This can be explained by the increased mobility of the MG substrate from the solution to the adsorbent surface, because of the obtainability of more adsorption sites at high temperatures(Dada, et al. 2024).

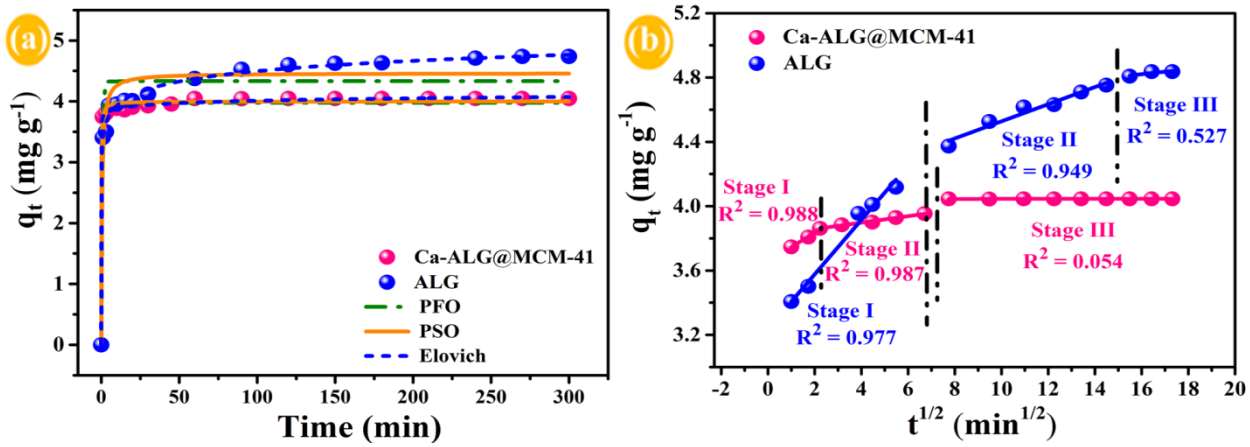


Figure 36: Nonlinear fitting of (a) PFO, PSO and Elovich kinetic models, and (b) linear fitting of intra-particle diffusion model for MG dye removal onto composite beads.

Fig. 4(a-b) displays the three nonlinear kinetic models such as pseudo-first-order (PFO), pseudo-second-order (PSO), and Elovich models, along with the linear Weber-Morris intraparticle diffusion (IPD) model. Both pseudo-first-order (PFO) and pseudo-second-order (PSO) models showed excellent correlation with the experimental data (R^2 = 0.99). The close agreement between theoretical and experimental q_e values further confirmed that the adsorption kinetics followed both pseudo-first-order and pseudo-second-order models. This implies that the adsorption process of MG dye on Ca-ALG@MCM-41 hydrogel beads is governed by both physical and chemical adsorption mechanisms (Chai, et al. 2024; Fizir, et al. 2024a).

This study reveals that the Ca-ALG@MCM-41 beads exhibited excellent regeneration ability (94.67-80.75 %) and were used nine cycles to adsorb MG dye, making them cost-effective, eco-friendly, extraordinary stability, easilyseparable, and immense potential for removing dye pollutants in industrial wastewater.

4. CONCLUSION

In this study, composite hydrogel beads were successfully synthesized by cross-linking MCM-41 with sodium alginate using $CaCl_2$. The resulting Ca-ALG@MCM-41 bio-composite was then used to effectively remove the MG from aqueous medium. Adsorption experiments revealed high MG uptake efficiency by the Ca-ALG@MCM-41 material. Kinetic studies indicated that the adsorption process followed both pseudo-first-order (PFO) and pseudo-second-order (PSO) models, with high correlation coefficients (R^2 > 0.99). Thermodynamic analysis confirmed that the adsorption process was spontaneous and endothermic**.** The Ca-ALG@MCM-41 biosorbent exhibited outstanding reusability, maintaining high adsorption efficiency over multiple regeneration cycles**.** This performance highlights its exceptional potential as a durable, cost-effective, and readily recyclable adsorbent for large-scale industrial wastewater remediation.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors acknowledge the financial support provided by the University Research-Training Projects of Algeria through Grant No. A16N01UN440120220003. We deeply grateful for the

supportextended by the Ministry of Higher Education and Scientific Researchand the General Directorate for Scientific Research and TechnologicalDevelopment (DGRSDT) in Algeria.

REFERENCES

Ahmed, Aminat Mohammed, Menbere Leul Mekonnen, and Kebede Nigussie Mekonnen. (2023). Review on nanocomposite materials from cellulose, chitosan, alginate, and lignin for removal and recovery of nutrients from wastewater. Carbohydrate Polymer Technologies and Applications:100386.

Al-Tohamy, Rania, et al.(2022). A critical review on the treatment of dye-containing wastewater: Ecotoxicological and health concerns of textile dyes and possible remediation approaches for environmental safety. Ecotoxicology and environmental safety 231:113160.

Chai, Zhen, et al. (2024). Microwave synthesis of amino-functionalized MCM-41 from coal gasification fine slag for efficient bidirectional adsorption of anionic and cationic dyes. Chemosphere 351:141229.

Chaima, Hechaichi, et al. (2024). Adsorptive removal of cationic dye from aqueous solutions using activated carbon prepared from Crataegus monogyna/sodium alginate/polyaniline composite beads: Experimental study and molecular dynamic simulation. Journal of Molecular Liquids 408:125372.

Dada, Adewumi Oluwasogo, et al. (2024). Zinc oxide decorated plantain peel activated carbon for adsorption of cationic malachite green dye: Mechanistic, kinetics and thermodynamics modeling. Environmental Research 252:119046.

Donohue, Marc D, and Grigoriy L Aranovich. (1998). Classification of Gibbs adsorption isotherms. Advances in colloid and interface science 76:137-152.

Douba, Houda, Ourida Mohammedi, and Benamar Cheknane. (2022). Adsorption of rhodamine 6G dye onto Al-MCM-41 and MCM-41 mesoporous materials. Kemija u industriji: Časopis kemičara i kemijskih inženjera Hrvatske 71(9-10):569-582.

Fizir, Meriem, et al. (2024a). Comparing Adsorption Properties of Algerian Kaolinite Towards Phosphate with Those of Activated Carbon: Adsorption Experiments, Molecular Modeling and an Initiative Toward Hydroponic Wastewaters Remediation. Water, Air, & Soil Pollution 235(6):422.

Fizir, Meriem, et al. (2024b). Kaolin-iron cross-linked alginate beads for efficient phosphate removal from water: An initiation towards sustainable treatment of domestic and hydroponic wastewaters. Applied Clay Science 256:107430.

Garg, Renuka, and Rana Sabouni. (2023). Efficient removal of cationic dye using ZIF-8 based sodium alginate composite beads: Performance evaluation in batch and column systems. Chemosphere 342:140163.

Güçbilmez, Yeşim, et al. (2023). Low temperature synthesis of MCM-48 and its adsorbent capacity for the removal of basic red 29 dye from model solutions. Heliyon 9(5).

Gupta, Vinod Kumar, et al. (2012). Chemical treatment technologies for waste-water recycling—an overview. Rsc Advances 2(16):6380-6388.

Kamel, Mahmoud M, et al. (2021). A glassy polyvinyl alcohol/silica gel hybrid composite for safranin removal: Adsorption, kinetic and thermodynamic studies. Research on Chemical Intermediates 47:925-944.

Lima, Eder C. (2018). Removal of emerging contaminants from the environment by adsorption. Ecotoxicology and environmental safety 150:1-17.

Qamar, Sarmad Ahmad, et al. (2022). Alginate-based nano-adsorbent materials–Bioinspired solution to mitigate hazardous environmental pollutants. Chemosphere 288:132618.

Ritter, Magali Teresinha, et al. (2024). Adsorption of Safranine-T dye using a waste-based zeolite: Optimization, kinetic and isothermal study. Journal of Industrial and Engineering Chemistry 136:177-187.

Xie, Huan, et al. (2024). Ferrocene crosslinked and functionalized chitosan microspheres towards bio-based Fenton-like system for the removal of organic pollutants. International Journal of Biological Macromolecules 261:129699.

URBAN VULNERABILITY AND CLIMATE RESILIENCE: FLOOD RISK ANALYSIS IN CONSTANTINE UNDER CLIMATE CHANGE

Imane BENKECHKACHE[*1], Mehdi KAGHOUCHE[2]

[1]Department of Urbanism, Faculty of Architecture and Urbanism, Research Member, LAUTES Laboratory, University of Constantine 3 – Salah Boubnider, Constantine, Algeria

[2] Department of Architecture, Faculty of Earth Sciences and Architecture, Research Member, LAUTES Laboratory, Larbi Ben M'hidi University, Oum El Bouaghi, Algeria

*Corresponding author: imane.benkechkache@univ-constantine3.dz

Paper ID: 128

ABSTRACT

The city of Constantine, located in northeastern Algeria, is increasingly vulnerable to flooding, a phenomenon exacerbated by the effects of climate change. Rapid urbanization, coupled with inadequate storm water management infrastructure, makes the city particularly susceptible to extreme weather events, especially intense rainfall that frequently leads to severe and destructive flooding. This situation highlights the urgent need to strengthen urban resilience by integrating environmental considerations related to climate change. The primary objective of this study is to analyze the impacts of flooding on the city of Constantine and to develop context-specific adaptation strategies aimed at enhancing the resilience of its urban fabric. The research also seeks to assess the effectiveness of local public policies in managing flood risks and to formulate recommendations for improving local governance and preventive measures. Additionally, the study aims to identify the most relevant action levers for reducing flood risks, taking into account the socio-environmental specificities of Constantine.

The methodology is based on a multidisciplinary approach that combines both quantitative and qualitative data. Quantitative analyses involve the collection and processing of climatic and hydrological data to examine rainfall trends and water flow patterns, identify flood-prone areas, and model future flood scenarios in the context of climate change. Geographic Information Systems (GIS), along with tools such as Google Earth Engine and Google Earth Pro, will be employed to map vulnerable zones and identify critical infrastructure. In parallel, the qualitative component is based on field surveys conducted among local residents to gather their perceptions of flood risks and their level of preparedness. Semi-structured interviews will also be carried out with key stakeholders, including urban planners, engineers, and municipal officials, to evaluate the effectiveness of current flood risk management strategies and to identify possible improvements.

The expected outcomes of the study include a detailed assessment of Constantine's flood vulnerability, featuring maps of the most exposed areas and an analysis of flood-sensitive urban infrastructure. Recommendations will focus on improving drainage systems, establishing water retention areas, increasing urban greening, and integrating nature-based solutions such as retention basins and sustainable storm-water management techniques. Finally, the study will offer a critical review of existing public policies to propose necessary adjustments for more effective and sustainable flood risk governance.

KEYWORDS: Climate Change-Urban Flooding-Resilience-Risk Management-Constantine-Google Earth Engine- GIS.

RÉSUMÉ

La ville de Constantine, située dans le nord-est de l'Algérie, est de plus en plus vulnérable aux inondations, un phénomène accentué par les effets du changement climatique. L'urbanisation rapide, associée à des infrastructures insuffisantes de gestion des eaux pluviales, rend la ville particulièrement exposée aux événements météorologiques extrêmes, notamment aux précipitations intenses qui entraînent fréquemment des crues sévères et destructrices. Cette situation souligne l'urgence de renforcer la résilience urbaine en intégrant les dimensions environnementales liées au changement climatique.

L'objectif principal de cette étude est d'analyser les impacts des inondations sur la ville de Constantine et de développer des stratégies d'adaptation contextualisées visant à renforcer la résilience de son tissu urbain. La recherche vise également à évaluer l'efficacité des politiques publiques locales en matière de gestion des risques d'inondation et à formuler des recommandations en vue d'améliorer la gouvernance locale et les mesures préventives. De plus, l'étude cherche à identifier les leviers d'action les plus pertinents pour réduire les risques d'inondation, en tenant compte des spécificités socio-environnementales de Constantine.

La méthodologie adoptée repose sur une approche pluridisciplinaire combinant données quantitatives et qualitatives. Les analyses quantitatives s'appuient sur la collecte et le traitement de données climatiques et hydrologiques afin d'examiner l'évolution des précipitations et des écoulements, d'identifier les zones à risque d'inondation et de modéliser les scénarios futurs dans un contexte de changement climatique. Les Systèmes d'Information Géographique (SIG), associés à des outils tels que Google EarthEngine et Google Earth Pro, seront mobilisés pour cartographier les zones vulnérables et repérer les infrastructures critiques.

Parallèlement, la composante qualitative repose sur des enquêtes de terrain menées auprès des habitants afin de recueillir leurs perceptions des risques d'inondation et leur niveau de préparation. Des entretiens semi-directifs seront également réalisés avec des acteurs clés, tels que les urbanistes, les ingénieurs et les responsables municipaux, afin d'évaluer l'efficacité des stratégies actuelles de gestion des risques et d'identifier des pistes d'amélioration.

Les résultats attendus de l'étude comprennent une évaluation détaillée de la vulnérabilité de Constantine face aux inondations, incluant des cartes des zones les plus exposées et une analyse des infrastructures urbaines sensibles. Les recommandations porteront sur l'amélioration des systèmes de drainage, la création de zones de rétention d'eau, le renforcement de la végétalisation urbaine et l'intégration de solutions fondées sur la nature, telles que les bassins de rétention et les techniques durables de gestion des eaux pluviales. Enfin, l'étude proposera une analyse critique des politiques publiques existantes afin de formuler les ajustements nécessaires en vue d'une gouvernance des risques d'inondation plus efficace et durable.

MOTS-CLÉS :Changement climatique – Inondations urbaines – Résilience – Gestion des risques – Constantine – Google EarthEngine – SIG

1. INTRODUCTION

Climate change represents one of the major environmental challenges of the 21st century, with increasingly visible impacts at the local level. Among these impacts, the intensification of extreme weather events particularly flooding poses a growing threat to urban areas, especially in Mediterranean regions already characterized by significant climatic variability (Masson-Delmotte& al., 2021). This

issue is further exacerbated by rapid urbanization, the densification of infrastructure, and soil sealing, which amplify the effects of intense rainfall on urban environments (Chen & al., 2020).

The city of Constantine, located in North-Eastern Algeria, exemplifies this dynamic. Over the past several decades, the region has experienced a rising trend in average temperatures and an overall decline in annual precipitation, marked by an alternation between prolonged dry periods and short, intense rainfall episodes (Meddi& Hubert, 2003; Boudjemaa& al., 2021). These shifts in local climate patterns heighten the region's hydrological vulnerability, particularly in densely populated neighborhoods with outdated or insufficient drainage systems (Touazi & al., 2022).

In this context, flood risk analysis cannot be dissociated from a broader climatic and territorial perspective. It requires integrating historical temperature and precipitation data, urban runoff models, and territorial planning tools along with integrated storm water management strategies. Such a multidisciplinary approach enables a more refined assessment of Constantine's exposure to water-related risks and helps identify sustainable adaptation levers through enhanced climate governance (Achour&Boulekbache, 2019; UNDP, 2018).

This study thus aims to examine the recent climatic evolution of the Constantine region and analyze its implications for flood risk. Drawing on recent climatic, hydrological, and urban data, the objective is to contribute to a deeper understanding of local vulnerabilities to extreme hazards and to inform the development of urban adaptation strategies and climate resilience measures.

2. STATE OF THE ART: FLOOD RISK AND CLIMATE VARIABILITY IN URBAN AREAS OF CONSTANTINE

Climate change has significantly disrupted global climate patterns, notably increasing extreme hydro-meteorological events such as floods. In Mediterranean regions, this is reflected in rising temperatures, greater precipitation variability, and more frequent extreme weather (Masson-Delmotte et al., 2021). These changes are especially problematic in densely populated urban areas, where infrastructure often struggles to manage sudden water surges.

The Constantine region, like many Maghreb cities, faces the combined effects of warming and unregulated urbanization. Since the 1980s, steady temperature increases and highly variable, reduced rainfall have led to alternating droughts and intense floods (Meddi& Hubert, 2003), complicating water planning and heightening vulnerability, especially in built-up zones.

Rapid urban growth, with widespread soil sealing, reduces infiltration and increases runoff, raising flash flood risks (Chen & al., 2020). Lower-lying neighborhoods lacking proper drainage are particularly exposed. These vulnerabilities are worsened by poor maintenance of water infrastructure and the absence of early warning systems (Touazi & al., 2022).

Geospatial tools and hydrological models, notably the integration of GIS and climate data, are crucial for mapping flood-prone areas and predicting runoff behavior (Achour&Boulekbache, 2019). This is especially relevant in Constantine, where rugged topography and uneven urban development deepen vulnerability gaps.

Finally, building flood resilience also requires adapted climate governance. This includes integrated risk management based on urban planning, sustainable drainage, public awareness, and better coordination among land use policies, water services, and climate data (UNDP, 2018).

3. METHODOLOGY

This research adopts a mixed-methods approach, combining climate analysis, urban territorial study, and risk zone mapping. Historical climate data (1979–2024) on temperature and precipitation were analyzed to identify significant trends and anomalies in Constantine, using statistical processing tools. A flood-prone area mapping was then carried out using geospatial data (satellite imagery, digital elevation models) through Google Earth Engine GEE, GIS software (QGIS), and Google Earth Pro. This mapping process integrated climatic information with topography, land use, and hydraulic infrastructure.

Finally, a literature review and qualitative analysis were conducted to contextualize the results within the broader framework of urban vulnerability and climate change adaptation.

2.1. Study area description: the city of constantine

2.1.1. Geographical Location of the Wilaya of Constantine

Located in north-eastern Algeria, the Wilaya of Constantine covers an area of approximately 2,288 km², with an estimated population of over 940,000 inhabitants. The city of Constantine, the administrative center of the Wilaya, is situated at an average altitude of 640 meters, at the geographical coordinates 36.37°N and 6.61°E. It is built on rugged terrain, crossed by the deep gorges of the Rhumel River, which make it both spectacular and hydrologically vulnerable. As illustrated in Figure 1.

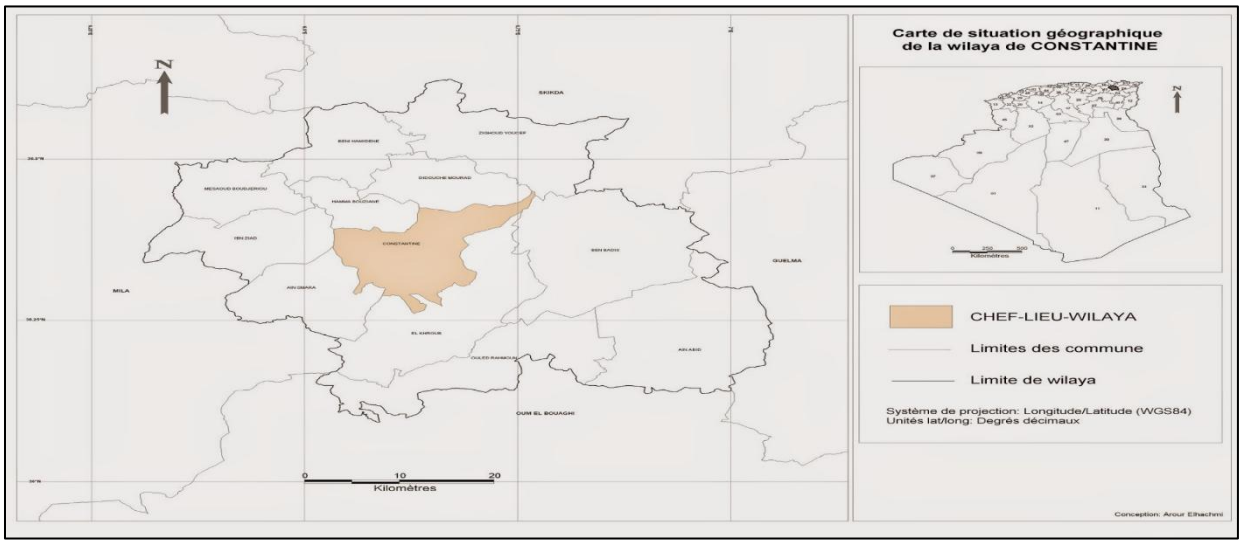


Figure 1: Geographical Location of the City of Constantine.

4. ANALYSIS AND DISCUSSION OF RESULTS

5.1. Land Use in the Wilaya of Constantine

The map reveals a high concentration of urban development in the central area (Constantine), with diffuse expansion toward the south. Urbanization is commonly associated with:

- The loss of permeable soils (natural or agricultural).
- The spread of impervious surfaces (roads, buildings) that prevent water infiltration.

These transformations intensify surface runoff during heavy rainfall events, leading to rapid flooding, particularly where storm-water management systems are undersized or poorly maintained. As illustrated in Figure 2.

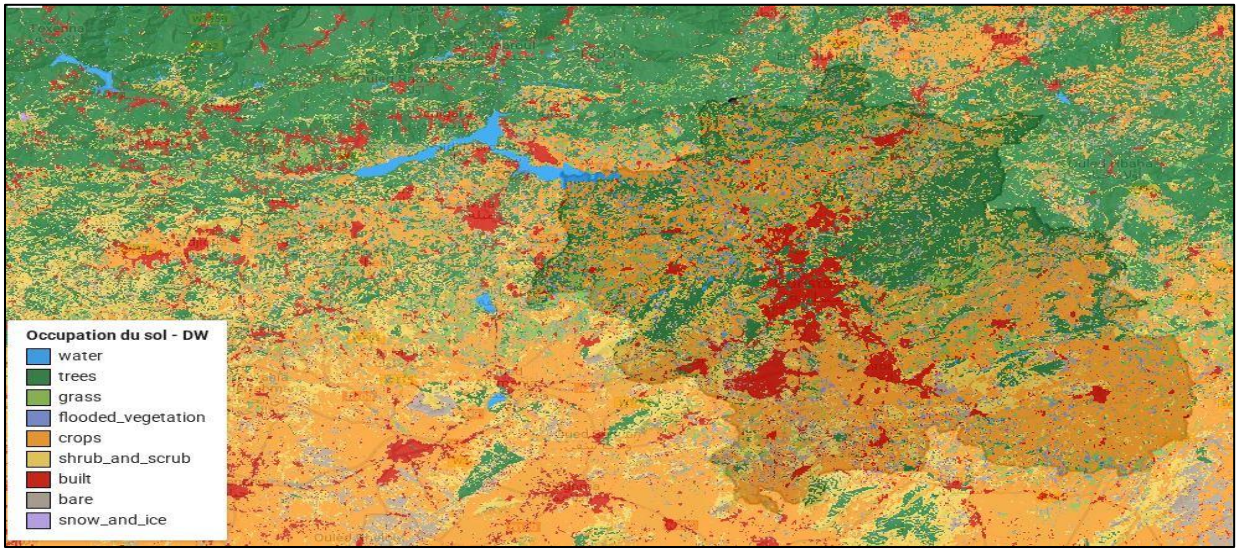


Figure 2: Land Use in the Wilaya of Constantine.

5.2. Topography of the City of Constantine

The city of Constantine features elevations ranging from 200 meters to over 1,400 meters. The low-lying areas (200–500 m), mainly located in the west and in valleys, are the most exposed to flooding since they receive runoff from the higher elevations (up to 1,400 meters) in the northern and central parts of the region.

Climate change is likely to intensify this risk by amplifying the frequency of intense rainfall events, especially in urbanized areas. Therefore, flood prevention requires integrated water management strategies that explicitly account for topography. As illustrated in Figure 3.



Figure 3: Elevation Map (SRTM) of the City of Constantine.

5.3. Hydrographic Networks in the Wilaya of Constantine

This map illustrates the distribution of permanent water bodies (dark blue) and temporary or "dynamically detected" water areas (light blue), overlaid on shaded relief. Dynamically detected waters correspond to zones periodically inundated during or after rainfall events, often due to poor drainage or low-lying terrain.

Main observations include:

1-A notable presence of temporary water zones around Constantine, mostly in flood-prone depressions.

2-Permanent water bodies are scarce and localized, highlighting limited natural surface water resources.

3-Temporary water detections reveal flood-prone zones and confirm the vulnerability of urban areas to seasonal flooding.

4-These overlaps stress the importance of wetland protection and improved drainage networks for climate resilience. As illustrated in Figure 4.

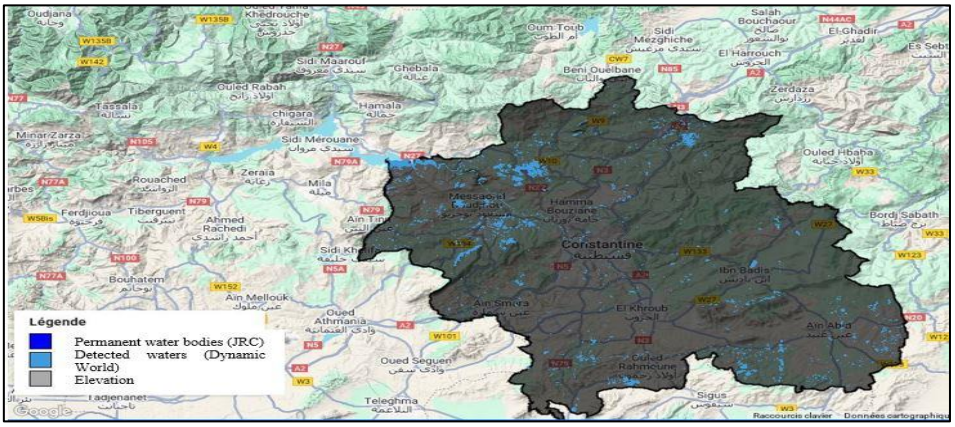


Figure 4: Map of permanent water bodies (JRC) and detected waters (Dynamic World) in the Wilaya of Constantine.

5.4. Climate in the Wilaya of Constantine

Constantine has a Mediterranean climate with continental influences, characterized by hot, dry summers and cold, wet winters. Average annual precipitation is about 550 mm, but this figure conceals strong interannual variability and a long-term downward trend, further aggravated by climate change.

Unplanned urban growth, combined with reduced soil permeability, worsens stormwater management challenges during heavy rainfall. Due to its rugged topography, high urban density, and recent climatic shifts, Constantine is a relevant case study for climate-induced flood risks.

Constantine and climate change: study area analysis

5.5. Warming Trend

Climate data (1979–2024) reveal a consistent increase in temperature. The average annual temperature rose from ~15 °C in the early 1980s to over 17 °C in recent years. Monthly anomalies confirm more frequent heat excesses, especially since the 2000s, consistent with global warming trends and increasing heatwave intensity.As illustrated in Figure 5.

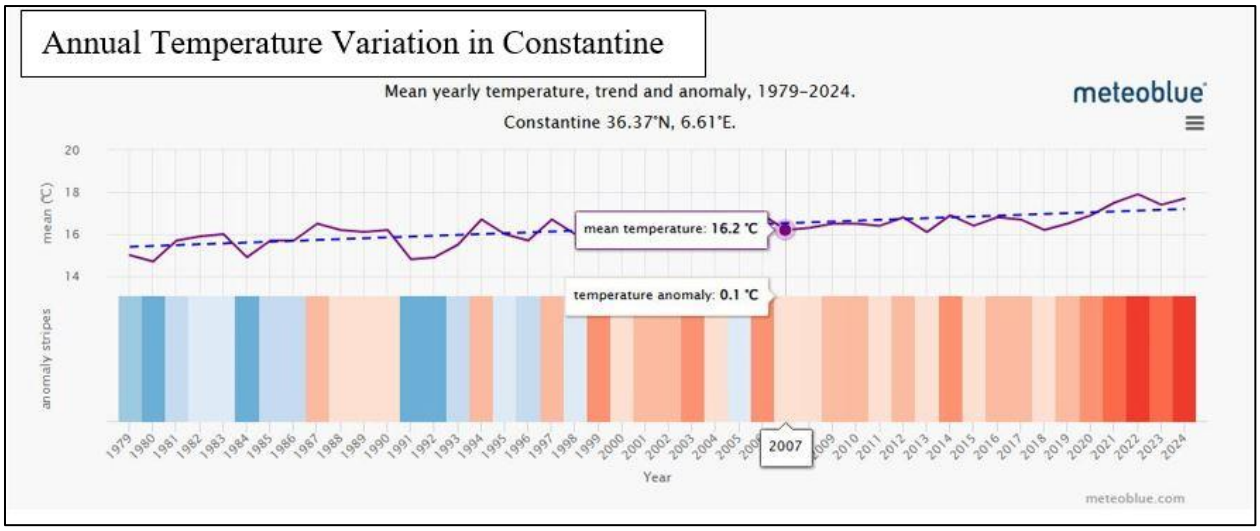


Figure 5: Annual Temperature Change in the Wilaya of Constantine.

5.6. Rainfall Instability and Drought

In contrast, precipitation shows a slight downward trend, coupled with greater variability. Alternation between unusually wet and dry years complicates water resource planning. Dry periods are becoming more frequent, while sporadic episodes of intense rainfall increase flash flood risks in Constantine's urban setting. As illustrated in Figure 6.

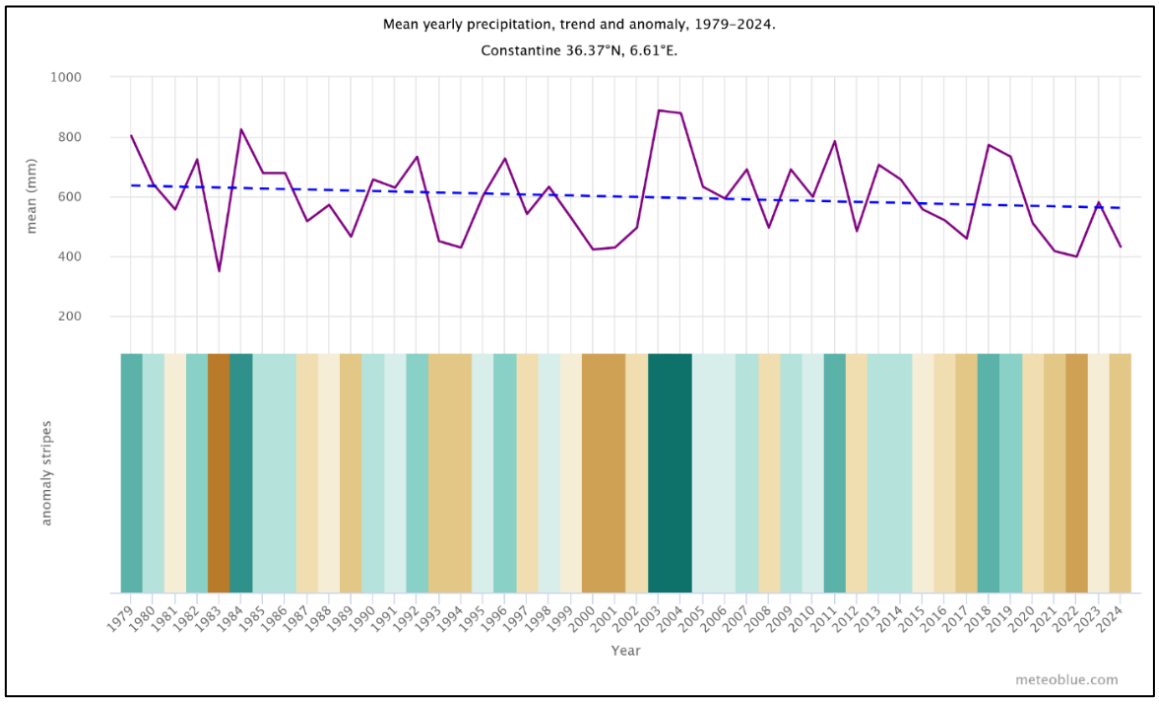


Figure 6: Mean Yearly Precipitation, Trend, and Anomalies, 1979–2024

5.7. Potential Consequences and Regional Challenges

This dual dynamic of rising temperatures and erratic rainfall has several implications:

Agriculture: Crop productivity faces thermal and water stress.

Water resources: Declining rainfall and increased evaporation threaten domestic, agricultural, and industrial supply.

Natural hazards: Heavy rainfall events exacerbate localized flood risk in urban valleys and basins.

Public health: Intensified heatwaves pose risks for vulnerable populations (e.g., elderly, those with chronic illnesses).

Methodological Limitations

While this study integrates climate data, geomatics, and stakeholder perspectives, several limitations should be acknowledged:

Data resolution: Climate and hydrological datasets may not capture micro-scale variability.

Uncertainty: Model projections involve inherent uncertainty in both emissions scenarios and downscaling methods.

Dynamic water detection: Remote sensing classification errors may affect the accuracy of flood-prone zone mapping.

6. CONCLUSION

This study highlights the high vulnerability of the city of Constantine to climate change and the growing risk of urban flooding. The combined analysis of climatic, topographic, and land use data reveals a territory increasingly exposed to hydrological hazards, amplified by extreme rainfall events and poorly managed urbanization. Surface sealing and inadequate drainage infrastructure exacerbate these risks, threatening the region's water security.

In light of these findings, an integrated and localized risk management strategy is urgently needed. This must be based on better urban planning, the restoration of natural regulation capacities (wetlands, watersheds), and the strengthening of local adaptive capacities. Such a paradigm shift is essential to ensure the water resilience of Constantine in the face of accelerating climate disruption.

REFERENCES

Achour, H., &Boulekbache, H. (2019). Integration of GIS and hydrological modeling for flood risk assessment in urban areas: Case of Constantine, Algeria. Journal of Water and Climate Change, 10(4), 867–879. https://doi.org/10.2166/wcc.2019.020

Boudjemaa, F., & al. (2021). Analysis of rainfall variability and trends in northeastern Algeria. Climate, 9(3), 41. https://doi.org/10.3390/cli9030041

Chen, Y., & al. (2020). Urbanization and flood risk: Impacts of land use change on surface runoff in urban areas. Sustainable Cities and Society, 60, 102280. https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102280

Masson-Delmotte, V., & al. (2021). Climate change 2021: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/

Meddi, M., & Hubert, P. (2003). Impact of climate change on floods in northern Algeria. Hydrological Sciences Journal, 48(3), 493–504. https://doi.org/10.1623/hysj.48.3.493.45291

Touazi, S., & al. (2022). Urban flood vulnerability and drainage inefficiencies in Algerian cities: The case of Constantine. Environmental Hazards, 21(2), 154–173. https://doi.org/10.1080/17477891.2021.1942512

United Nations Development Programme (UNDP). (2018). Guidelines for Climate-Resilient Urban Flood Risk Management. New York, NY: United Nations Development Programme (UNDP). Disponiblesur:https://www.undp.org/publications

Web sites :

Web-1 : Découpage administratif Algérie – Carte géographique Constantine. Disponible sur https://decoupageadministratifalgerie.blogspot.com/2014/10/cartegeographiqueCONSTANTINE.html (consulté le 2Mai 2025).

Web-2 : Meteoblue – Prévisions météorologiques pour Alger, Algérie. Disponible sur : https://www.meteoblue.com/fr/meteo/semaine/alger_alg%C3%A9rie_2507480 (consulté le 2 Mai 2025).

LEACHATE TREATMENT BY ELECTROCOAGULATION WITH MULTILAYER METAL PLATE ANODE: PARAMETER OPTIMIZATION FOR EFFECTIVE POLLUTION REMOVAL

Asma KACI[*1], Hassiba ZEMMOURI [2], and Assira CHEIKH. [2].

[1] Laboratory of Industrial Process Engineering Sciences, Department of Mechanical and Process Engineering, University of Science and Technology HouariBoumediene (USTHB), Bab Ezzouar, Algiers, Algeria.

[2] Applied Sciences Laboratory, Department of Process Engineering, National Higher School of Advanced Technologies, Bab El Oued Campus, Algiers, Algeria.

*Corresponding author: k.asma2507@gmail.com

Paper ID : 72

ABSTRACT

This study aims to evaluate the effectiveness of hybrid electrocoagulation in treating leachate from the HAMICI landfill site. By utilizing a hybrid anode configuration that combines iron and aluminum, our goal is to efficiently decrease the pollutant load of leachate for a more sustainable management of these effluents. Faced with the imperative to find alternatives to conventional treatment methods like reverse osmosis and membrane use, an innovative approach based on hybrid anode electrocoagulation has been explored, utilizing iron and aluminum as electrodes. This method has been evaluated for its effectiveness in removing pollutants present in leachate. The results obtained have shown significant reductions in pollutant components, with the removal of COD reaching up to 90%, nitrates up to 95%, and orthophosphates up to 97%. This hybrid approach presents a considerable potential for treating leachate, providing high performance in terms of contaminant removal, and offering an economically viable solution. These results underscore the significance of innovation in the field of treating polluted water, with substantial implications for sustainable waste management and environmental preservation.

KEYWORDS: Multilayer Metal Plate, electrocoagulation, leachate, iron anode, aluminum anode, landfill, pollutant removal.

RESUME

Cette étude vise à évaluer l'efficacité de l'électrocoagulation hybride dans le traitement du lixiviat du site d'enfouissement technique de HAMICI. En utilisant une configuration d'anode hybride combinant le fer et l'aluminium, notre objectif est de réduire efficacement la charge polluante du lixiviat pour une gestion plus durable de ces effluents. Confrontés à l'impératif de trouver des alternatives aux méthodes de traitement conventionnelles telles que l'osmose inverse et l'utilisation de membranes, une approche innovante basée sur l'électrocoagulation d'anode hybride a été explorée, en utilisant le fer et l'aluminium comme électrodes. Cette méthode a été évaluée pour son efficacité dans l'élimination des polluants présents dans le lixiviat. Les résultats obtenus ont montré des réductions significatives des composants polluants, avec une élimination de la DCO atteignant jusqu'à 90 %, des nitrates jusqu'à 95 % et des orthophosphates jusqu'à 97 %. Cette approche hybride présente un potentiel considérable pour le traitement du lixiviat, offrant des performances élevées en termes

d'élimination des contaminants et proposant une solution économiquement viable. Ces résultats soulignent l'importance de l'innovation dans le domaine du traitement des eaux polluées, avec des implications substantielles pour la gestion durable des déchets et la préservation de l'environnement.

MOTS-CLES : Plaque métallique multicouche, électrocoagulation, lixiviat, anode en fer, anode en aluminium, décharge, élimination des polluants.

1. INTRODUCTION/OBJECTIVES

The global demographic growth inevitably leads to an increase in waste production, highlighting the necessity for effective waste management strategies. Waste is collected and processed in landfill sites, where it undergoes natural decomposition. However, this process generates liquid effluents known as leachate, which can be highly polluting and pose a significant challenge to the environment.

The HAMICI landfill site, like many others of its kind, faces the challenge of effectively treating the produced leachate. Presently, leachate treatment at HAMICI relies on conventional methods such as reverse osmosis. While effective, this method has major drawbacks in terms of cost and sensitivity to variations in leachate composition.

In the scope of this study, we sought to find a more cost-effective and resilient alternative for leachate treatment at the HAMICI landfill site. We explored the use of electrochemical processes, which are generally less expensive and more adaptable to variations in effluent composition. The idea of employing hybrid electrocoagulation emerged from this quest for a more efficient and economical solution.

A distinctive aspect of our approach lies in the utilization of a hybrid anode configuration combining iron and aluminum. In contrast to previous studies that employed a single anode, we innovated by experimenting with multiple layers of alloy or hybridization. This approach allowed us to optimize the efficiency of pollutant removal from leachate, by seeking the most effective combination between iron and aluminum.

In summary, this study aims to evaluate the effectiveness of hybrid electrocoagulation in treating leachate from the HAMICI landfill site. By adopting an innovative approach and leveraging the advantages of electrochemistry, we aspire to provide a more sustainable and cost-effective solution for effluent management in landfill sites.

2. METHODOLOGY

The method section provides a detailed account of the experimental setup employed for electrocoagulation trials, along with the analytical methods utilized for result assessment.

For electrocoagulation experiments, a specialized experimental apparatus was devised, comprising a cylindrical agitated reactor with a capacity of Three liters. Within this setup, electrochemical reactions took place to treat the leachate. The leachate sample was agitated at a constant speed of 400 revolutions per minute, a value selected to ensure homogeneous mixing without disrupting floc formation.

The experimental apparatus was powered by a current generator, while operational parameters such as pH, inter-electrode distance, and current intensity were meticulously controlled and adjusted to optimize treatment efficiency. The cathode, made of stainless steel, and the anode, composed of an

iron-aluminum alloy, were arranged in the reactor according to various configurations, ranging from a single iron and aluminum combination to two aluminum electrodes followed by one iron, and so forth, until the use of seven electrodes, varying the alloys to determine the combination offering the best treatment yield.

Prior to commencing experiments with different alloy configurations, preliminary tests were conducted to ascertain optimal operational conditions, including pH adjustment, inter-electrode distance, applied current, as well as leachate dilution factor. Once these optimal conditions were established, experiments were carried out by varying the electrode alloys to assess their efficacy in leachate treatment.

In summary, this detailed section provides a comprehensive overview of the experimental protocol, analytical methods employed, and procedures used to evaluate the efficiency of electrocoagulation in treating leachate from the HAMICI landfill site.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Leachate Characterization

3.1.1 Sampling and Sample Preparation

The necessary leachate for this study was sampled from a leachate storage basin at the HAMICI landfill site. The sample was transported to the laboratory in a plastic flask and stored at 4°C. Leachates are characterized by their dark color and fecal odor.

3.1.2 Leachate Characterization

The leachate was characterized by measuring pH, conductivity, temperature, Chemical Oxygen Demand (COD), as well as concentrations of orthophosphate and nitrate.

3.2 Study of the Effect of Various Operating Parameters on Electrocoagulation

A parametric study was conducted to evaluate the effect of different parameters on the electrocoagulation process. Parameters studied included pH, leachate dilution, electrode distance, electrolysis time, and current intensity.

Under the following optimal conditions:

Electrolysis time (t): 90 minutes

pH: 4

Current intensity (I): 0.5 A

Agitation speed (V): 400 rpm

Electrode distance (e): 2 cm

Results showed a steady decrease in COD of effluents with treatment time, regardless of current densities and effluent nature.

3.3 Leachate Treatment with Hybrid Anodes

After defining the optimal parameters for the best treatment, hybrid anodes were tested to further improve the treatment efficiency. The idea was to fix the nature of the cathode (stainless steel) and work with combinations of different anode materials.

In the experimental setup, multiple electrodes were used, with stainless steel electrodes serving as the cathode. The anode configurations included various combinations of aluminum and iron as follows: Al/Al, Fe/Fe, Al/Fe, Al/Fe/Al, Fe/Al/Fe, Fe/Al/Fe/Al/Fe, Al/Fe/Al/Fe/Al, Fe/Al/Fe/Al/Fe/Al/Fe.

The following table presents the removal efficiency of COD, nitrate, and phosphate for each hybrid anode configuration:

Table 1: Efficiency of Leachate Treatment using Hybrid Anodes

Anode Configuration	COD removal %	Nitrate removal %	Phosphate removal %
Al/Al	75	87	97,2
Fe/Fe	66,66	67,08	71,6
Al/Fe	70,8	73	95,11
Al/Fe/Al	79,13	88,29	96,87
Fe/Al/Fe	80,86	89,5	95,38
Fe/Al/Fe/Al/Fe	90	95	97
Al/Fe/Al/Fe/Al	88,11	90,16	96,03
Fe/Al/Fe/Al/Fe/Al/Fe	87,26	87,33	94

3.4 Discussion

The results showed that the Fe/Al/Fe/Al/Fe alloy provided the best removal efficiencies with 90% for COD, 95% for nitrates, and 97% for phosphates. This configuration appears to be more effective than the Al/Fe/Al/Fe/Al alloy. A possible explanation for this superior effectiveness is that alternating layers of iron and aluminum may favor more optimal electrochemical reactions, increasing the production of active coagulants and thus improving the capture and sedimentation of contaminants.

However, when we increased the number of layers to Fe/Al/Fe/Al/Fe/Al/Fe, we observed a decrease in removal efficiencies. This could be due to the increased complexity of the system, leading to a reduction in the efficiency of floc formation and a possible disruption of the adsorption and precipitation mechanisms of pollutants.

Beyond the global removal efficiencies, it is important to interpret the mechanisms that may explain pollutant reduction, particularly for nitrates, which are highly soluble and generally more difficult to eliminate compared to COD and phosphates. In electrocoagulation, nitrate removal is generally attributed to a combination of mechanisms rather than a single pathway. First, adsorption and co-precipitation onto freshly formed Fe $(OH)_2$/Fe $(OH)_3$ and Al $(OH)_3$ flocs provide active surfaces for binding nitrate ions. The coexistence of Fe and Al promotes the generation of mixed hydroxides and polymeric species with enhanced sorption capacity compared to single-metal systems. Second, partial electro-reduction of nitrate to nitrite or ammonium may occur at the cathode surface under the applied current density, although this contribution is usually secondary. Recent studies also showed that Al-based electrodes tend to achieve higher nitrate removal than Fe alone, supporting the role of aluminum in generating more efficient coagulant species. Similarly, demonstrated that Fe–Al

alloys could achieve up to 98% conversion of nitrate, with the transformation of NO_3^- to NO_2^- being the rate-limiting step. Therefore, the synergy between adsorption onto coagulating flocs and cathodic reduction likely explains the high nitrate removal observed with the Fe/Al/Fe/Al/Fe configuration in this study, despite the intrinsic solubility of nitrate.

4.CONCLUSION

This study demonstrated the effectiveness of the electrocoagulation process for treating leachate from the HAMICI landfill site. By optimizing operational parameters, high removal rates for COD, nitrates, and phosphates were achieved. The use of hybrid anodes, particularly the Fe/Al/Fe/Al/Fe configuration, showed superior performance, which could be attributed to the synergy between the electrode materials.

In the recommendations section, future studies could further explore the performance of electrocoagulation in treating leachates. These studies could involve integrating complementary technologies such as advanced oxidation, ultrasound, and UV to further enhance treatment efficiency. Additionally, delving deeper into understanding the reaction mechanisms and kinetics involved in the electrocoagulation process would be beneficial for optimizing operational conditions and developing more effective treatment strategies.

REFERENCES

Abd Hamid, M. A., Abdul Aziz, H., Yusoff, M. S., & Abdul Rezan, S. (2021). A continuous clinoptilolite augmented SBR-electrocoagulation process to remove concentrated ammonia and colour in landfill leachate. **Environ. Technol. Innov.**, 23, 101575.

Abu Amr, S. S., Aziz, H. A., &Adlan, M. N. (2013). Optimization of stabilized leachate treatment using ozone/persulfate in the advanced oxidation process. Waste Management, 33(6), 1434-1441.

https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.01.039

Asfaha, Y. G., Tekile, A., &Zewge, F. (2021). Hybrid process of electrocoagulation and electrooxidation system for wastewater treatment: A review. Clean Engineering and Technology, 4, 100218.https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100218

Duan, X., Wu, P., Zhang, L., &Nie, Y. (2018).Application of modified electrocoagulation for efficient color removal from synthetic methylene blue wastewater. International Journal of Electrochemical Science, 13, 5575–5588. DOI:10.20964/2018.06.15

Eyvaz, M. (2016). Treatment of brewery wastewater with electrocoagulation: improving the process performance by using alternating pulse current. International Journal of Electrochemical Science, 11, 4988-5008. DOI : 10.20964/2016.06.11

Gautam, P., Kumar, S., &Lokhandwala, S. (2019). Advanced oxidation processes for treatment of leachate from hazardous waste landfill: A critical review. **J. Clean. Prod.**, 237, 117639.

Hong Dan, N., & Le Luu, T. (2021). High organic removal of landfill leachate using a continuous flow sequencing batch biofilm reactor (CF-SBBR) with different biocarriers. **Sci. Total Environ.**, 787, 147680.

Kurniawan, T. A., Lo, W.-H., & Chan, G. Y. S. (2006). Physico–chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. Journal of Hazardous Materials, 129(1–3), 80–100. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.010

Le, T. S., Dang, N. M., & Tran, D. T. (2021). Performance of coupling electrocoagulation and biofiltration processes for the treatment of leachate from the largest landfill in Hanoi, Vietnam: Impact of operating conditions. **Sep. Purif. Technol.**, 255, 117677.

Lekehal, H., Bouchelta, A., Benzougagh, B., &BoukhariTaleb, R. (2018).Lixiviats Issus De La DechargePublique De La Ville De Meknes :Caracterisation Et Impact Sur Les Eaux De L'ouedBoufekrane. **Eur. Sci. J.**, 14(29), 332.

Muhammad Niza, N., et al. (2021). Removal of ammoniacal nitrogen from old leachate using batch electrocoagulation with vibration-induced electrode plat*e.* **J. Environ. Chem. Eng.**, 9(2), 105064.

Muhammad Niza, N., MohdSuffianYusoff, M. S., & Abdullah, S. R. S. (2020). Performance of batch electrocoagulation with vibration-induced electrode plates for landfill leachate treatment. Journal of Water Process Engineering, 38, 101282. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101282

Pirkarami, A., &Olya, M. E. (2014). Removal of dye from industrial wastewater with an emphasis on improving economic efficiency and degradation mechanism. Journal of Saudi Chemical Society, 21(Suppl. 1), S179–S186. https://doi.org/10.1016/j.jscs.2013.12.008

TezcanUn, U., Koparal, A. S., &BakirOgutveren, U. (2009). Electrocoagulation of vegetable oil refinery wastewater using aluminum electrodes. Journal of Environmental Management, 90(1), 428–433. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.12.019

A DANGEROUS ALIEN SPECIES (SINANODONTA WOODIANA, BIVALVIA: UNIONIDAE) LIVING IN AN ENDANGERED LAKE (OUBEIRA, ALGERIA): A LEGACY OF DECADES OF DELIBERATE EXOTIC FISH SPECIES INTRODUCTIONS

Lamia BENSAÂD-BENDJEDID*[1], Salah TELAILIA[2], Faiza ALLIOUCHE[1], Hassen TOUATI[3], Imen LADJAMA[4]

[1]National Center for Research and Development of Fisheries and Aquaculture (CNRDPA), Bou-Ismail, Tipaza, Algeria.

[2] Laboratory of Agriculture and Ecosystem Functioning, Department of Agronomy Sciences, Faculty of Natural and Life Sciences, Chadli Bendjedid University, El Tarf, Algeria.

[3] Laboratory of Biology, Water and Environment, Faculty of Nature Life and Earth Sciences, 8 Mai 1945 University, Guelma, Algeria.

[4]Laboratory of Biodiversity and Ecosystem Pollution, Department of Marine Science, Faculty of Natural and Life Sciences, Chadli Bendjedid University, El Tarf, Algeria.

*Corresponding author: lamiabendjedid@gmail.com

Paper ID : 18

ABSTRACT

Sinanodonta woodiana (Lea, 1834), one of the world's most invasive freshwater bivalves, has recently been detected in Oubeira Lake, a Ramsar site and UNESCO Biosphere Reserve in northeastern Algeria. This lake has undergone decades of non-native fish introductions, primarily from Central Europe, altering its ecological balance and likely facilitating this mussel's arrival. Surveys conducted in 2020 confirmed a well-established population dominated by medium to large individuals (4 - 8 years old), with specimens ranging from 80.17 to 183.55 mm in shell length. Morphometric analyses revealed typical adaptive responses to local conditions, indicating stable population dynamics. This case illustrates the long-term ecological legacy of poorly controlled aquaculture practices. Moreover, the lake's hydrological connectivity to transboundary water systems raises concern over the potential for regional spread. Urgent monitoring and mitigation measures are essential to prevent further biodiversity loss and ecosystem disruption.

KEYWORDS: *Sinanodonta woodiana,* alien species, freshwater, Oubeira Lake, Algeria.

1. INTRODUCTION

The Chinese Pond Mussel *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae) is one of the most widespread invasive freshwater bivalves globally (Colomba *et al.*, 2013; Paganelli *et al*., 2021). Native to East Asia (Douda *et al.*, 2024), this species has successfully colonized aquatic ecosystems across several continents primarily due to human-mediated introductions (Kraszewski, 2007 and literature therein; Kondakov *et al*., 2020; Urbańska *et al*., 2020; Dobler *et al.*, 2022; Bolotov *et al*., 2022; Bensaâd-Bendjedid *et al*., 2024). Its remarkable ecological plasticity, high fecundity, indeterminate growth pattern, and ability to parasitize a wide range of host fish during its larval stage have contributed to its invasion success (Kraszewski, 2007; Sousa *et al.*, 2014; Labecka and Domagala, 2018; Labecka and Czarnoleski, 2022; Benedict and Geist, 2021; Urbańska *et al.*, 2021;

Dobler *et al.*, 2022) and, hence, *S. woodiana* has become a major threat to native biodiversity in many regions (Najberek *et al.*, 2011; Cilenti *et al.*, 2019; Karaouzas *et al.*, 2022; Geist *et al.*, 2025).

Oubeira Lake, located within El Kala National Park in northeastern Algeria, is a UNESCO Biosphere Reserve and Ramsar site renowned for its rich biodiversity and ecological significance in the Maghreb region. However, from 1980's onwards, this fragile ecosystem has been the focus of an extensive aquaculture development program (Meddour and Meddour-Bouderda, 1999; Meddour *et al.*, 2010; Seridi, 2011). Despite scientific warnings, over 22 million juvenile fish were imported from Hungary and released into the lake system. This massive stocking effort led to the establishment of numerous exotic cyprinids (*Cyprinus carpio*, *Aristichthys nobilis*, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Ctenopharyngodon idella*) and the introduction of associated pathogens and parasites (Loucif *et al.*, 2009; Meddour *et al.*, 2010; Kara, 2012; Kahli *et al.*, 2018).

Here, we confirm the presence of *S. woodiana* in Oubeira Lake and assess its current population status and morphological characteristics. The aim of this work is to provide baseline data on the demographic structure, age distribution, and morphological trends of the population under study, which are essential for understanding the progression of the invasion and informing future management strategies.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study site

Oubeira Lake (36°50′N, 08°23′E) (Fig. 1) is a permanent freshwater endorheic lake located in the extreme north-eastern of Algeria, near the Tunisian border. It is part of the El Kala National Park, a UNESCO Biosphere Reserve and Ramsar site (no. 280). The lake covers an area of about 21.73 km² with a maximum depth of 4 meters. Its trophic status ranges from eutrophic to hypertrophic, and it is characterized by a subhumid climate, clayey-sandy bottom substrate, and water temperatures varying between 8 °C and 29 °C (Messerer et *al.*, 2019; Samar *et al.*, 2020). The lake is hydrologically connected to the transboundary Oued El Kébir River, which rises in Tunisia.



Figure 1: Map of Oubeira Lake showing the three sampling stations

2.2 Sampling and data processing

Field surveys were conducted in summer 2020 at three sampling stations along the shoreline (Fig. 1) A total of 141 live *S. woodiana* specimens were collected using shovels and tactile searching. For each specimen, shell length (SL), width (SW), height (SH) was measured (Fig. 2) using digital calipers and total body mass (BW) was determined using a digital scale with 0.01 g precision. Population structure was analysed following the standardized methodology used in previous studies, which categorizes individuals into four size classes (Afanasjev *et al.*, 2001; Spyra *et al.*, 2012; Kamburska et al., 2013): young (<5 cm SL), small (5-10 cm), medium (10-15 cm), and large (>15 cm). Due to the difficulty in reading annual growth rings, mussel's age was estimated using established age-length relationships from literature (Dudgeon and Morton, 1983; Spyra et al., 2012). Relative growth patterns were analysed through log-transformed regressions length–length (SL vs SH, SL vs SW, SH vs SW) and length–weight (SL vs BW) relationships to assess morphological plasticity. Allometry was tested using Student's t-tests ($p < 0.05$) to determine whether the regression slope (*b*) significantly differed from the isometric value (1 for length–length, 3 for length–weight relationships). Statistical analyses were performed using R software (version 3.1.2).

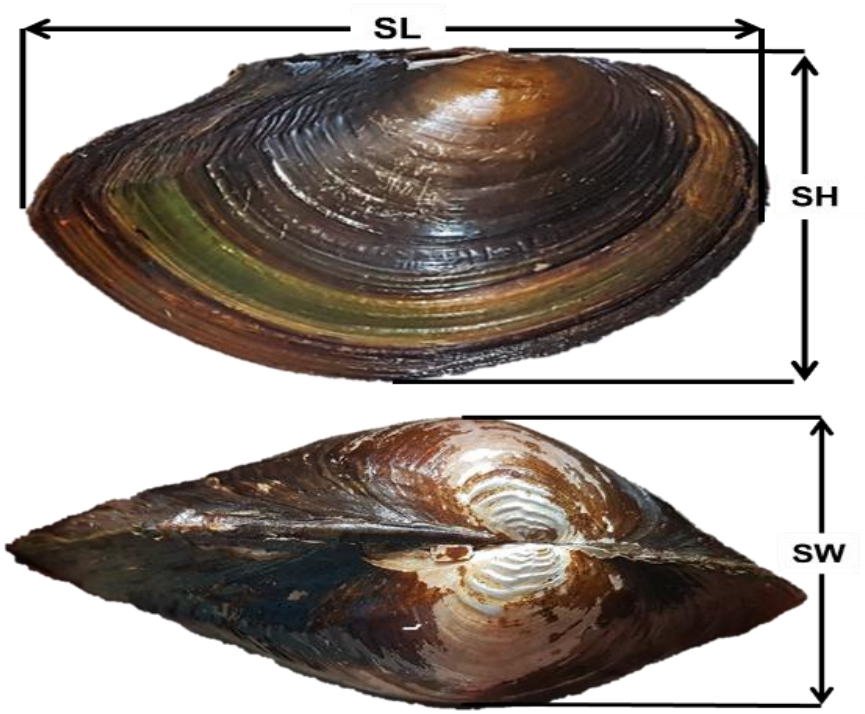


Figure 2: Measurement scheme of shell dimensions

3. RESULTS

3.1 Size and age structure

Morphometric measurements showed a wide range of shell lengths (SL), varying between 80.17 mm and 183.55 mm, with an average of 138.45 ± 18.98 mm and body weight (BW) ranged from 64.4 g to 640.75 g, with a mean of 303.43 ± 121.77 g (Table 1). The population structure revealed a concerning pattern dominated by medium (69.5%) and large-sized individuals (26.95%) with only 3.55% classified as small individuals. The youngest size class (<5 cm) was notably absent, although

this is likely due to sampling limitations rather than recruitment failure. Age estimation based on shell length using established age-length keys indicated that most individuals were between 4 and over 8 years old.

Table 1: Summary statistics of morphometric measurements, size classes and estimated ages of *S. woodiana* individuals collected in Oubeira Lake.

Size class	%	SL (mm) Min – Max	SH (mm) Min – Max	SW (mm) Min – Max	BW (g) Min – Max	Age range (years)
Small	3.55	80.17 – 97.10	54.22 – 67.13	32.00 – 41.78	64.4 – 97.11	2 – 3
Medium	69.5	102.23 – 149.6	57.2 – 105	32.05 – 64.19	114.1– 565.6	4 – 7
Large	26.95	150 – 183.55	87.59 – 117.97	53– 72.12	314.1 – 640.75	≥ 8
All Mean ± SD	100	138.45 ± 18.98	90.09 ± 12.77	54.27 ± 8.27	303.43 ± 121.8	–

3.2 Morphometric Relationships and Growth Patterns

Morphometric analysis for *S. woodiana* from Oubeira Lake detailed in Table 2, revealed highly significant isometric growth for most shell dimensions, with the exception of negative allometry observed between shell width and height. This pattern indicates that individuals become progressively more rounded, curved and convex as individuals grow larger.

Table 2: Morphometric relationships and type of growth of *S. woodiana* collected in Oubeira Lake

X	Y	Log *a*	*b*	R^2	*P*	Relationship
Log SL	Log H	–0.0523	0.9371	0.81	<0.001	Isometry
Log SL	Log SW	–0.372	0.9833	0.79	<0.001	Isometry
Log H	Log SW	0.0809	0.8452	0.64	<0.001	- allometry
Log SL	Log BW	–3.7001	2.8755	0.91	<0.001	Isometry

3.3. Discussion

Our results indicate that *S. woodiana* has successfully established a stable and reproducing population in Oubeira Lake. The proportions of individuals at various life stages, along with the dominance of medium- to large-sized specimens (4-8 years old), suggest an active recruitment process and a mature population structure (Cappelletti *et al.*, 2009; Najberek *et al.*, 2011; Lajtner and Crnčan, 2011). This successful establishment was probably facilitated by the species' broad ecological tolerance and the favourable environmental conditions of Oubeira Lake such as the lake's eutrophic conditions, warm climate, and sediment composition and permanent water presence.

In addition, morphometric analysis of specimens collected from Oubeira Lake revealed typical morphological patterns consistent with those reported in both native and invaded ranges (Adam, 2010; Colomba *et al.,* 2013), reflecting adaptive responses to local environmental conditions (Konečný et al., 2018). These patterns suggest a well-established, mature population with stable growth dynamics. The observed shell morphology further underscores the species' plasticity and adaptability, supporting its successful colonization and establishment in the lake.

However, the introduction pathway of *S. woodiana* into Lake Oubeira appears to be a classic case of unintentional introduction through fish stocking practices. The timing of its detection, combined with the large-scale importation of fish from Hungary during the 1980s and 1990s, strongly supports this hypothesis. Hungarian hatcheries, known for producing exotic carp fry, have been previously identified as a source of *S. woodiana* introductions and spread across Europe (Konečný *et al.*, 2018; Douda *et al.,* 2024). The species' parasitic glochidia larvae were likely transported unnoticed along with their cyprinid hosts.

Beyond the local context, another alarming aspect is the hydrological connectivity of Lake Oubeira with the transboundary Oued El Kébir River, which flows into Tunisia. In Europe, studies have shown that *S. woodiana* can spread upstream at rates of up to 15 km per year (Munjiu *et al.,* 2020). This connectivity raises significant concerns about the potential dispersal into Tunisian water bodies and possibly further, turning this into a regional ecological threat.

4. CONCLUSION

This case study highlights the long-term ecological consequences of inadequate biosecurity measures in aquaculture operations. The 30-40 years lag between initial introduction and scientific documentation underscores the critical need for proactive and sustained monitoring programs. In the broader North African context, the absence of comprehensive monitoring and management frameworks for invasive species further amplifies the risk of uncontrolled spread and irreversible ecological impacts.

REFERENCES

Adam B. (2010). L'Anodonte chinoise *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Mollusca, Bivalvia, Unionidae): Une espèce introduite qui colonise le bassin Rhône-Méditerranée. MalaCo, 6, 278–287.

Afanasjev S.A., Zdanowski B. and Kraszewski A. (2001). Growth and population structure of the mussel *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia, Unionidae) in the heated Konin lake system. Archives of Polish Fisheries, 9, 123–131.

Benedict A., Geist J. (2021). Effects of water temperature on glochidium viability of *Unio crassus* and *Sinanodonta woodiana*: implications for conservation, management and captive breeding. Journal of Molluscan Studies, 87(2), eyab011.

Bensaad-Bendjedid L., Telailia S., Boutabia L., Rouidi S., Zaidi R. and Baba-Ahmed F. (2024). The invasive *Sinanodonta woodiana* (Bivalvia: Unionidae) continues to spread in North Africa (Algeria): A new locality for an established population and further perspectives. Folia Malacologica, 32 (4), 259–268.

Bolotov I.N., Konopleva E.S., Chan N., Lunn Z., Win T., Gofarov M.Y., Kondakov A.V., Tomilova A.A. and Vikhrev I.V. (2022). A riverine biodiversity hotspot in northern Myanmar supports three new

and narrowly endemic freshwater mussel species. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 32, 1490–1508.

Cappelletti C., Cianfanelli S., Beltrami M.E. and Ciutti F. (2009). *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae): A new non-indigenous species in Lake Garda (Italy). Aquatic Invasions, 4(4), 685–688.

Cilenti L., Mancinelli G., Scirocco T. and Specchiulli A. (2019). First record of *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) in an artificial reservoir in the Molise region, Southeast Italy. BioInvasions Records, 8, 330–328.

Colomba M.S., Liberto F., Reitano A., Grasso R, Di Franco D. and Sparacio I. (2013). On the presence of *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771 and *Sinanodonta woodiana woodiana* (Lea, 1834) in Sicily (Bivalvia). Biodiversity Journal, 4 (4), 571–580.

Dobler A.H, Hoos P. and Geis T.J. (2022). Distribution and potential impacts of non-native Chinese pond mussels *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) in Bavaria, Germany. Biological Invasions, 24, 1689–1706.

Douda K., Zieritz A., Vodáková B., Urbańska M., Bolotov I.V., Marková J., Froufe E., Bogan A.E. and Lopes-Lima M. (2024). Review of the globally invasive freshwater mussels in the genus *Sinanodonta* Modell, 1945. Hydrobiologia, 852, 1243–1273.

Dudgeon D. and Morton B. (1983). The population dynamics and sexual strategy of *Anodonta woodiana* (Bivalvia: Unionacea) in Plover Cove Reservoir, Hong Kong. Journal of Zoology, 201(2), 161–183.

Geist J., Benedict A., Dobler A.H., Hoess R. and Hoos P. (2025). Functional interactions of non-native aquatic fauna with European freshwater bivalves: implications for management. Hydrobiologia, 852, 1397–1419.

Kahli R., Derbal F. and Rachedi M. (2018). Diversité ichtyologique du lac Oubeira et caractérisation morphologique des carassins du genre Carassius (Teleostie, Cypriniformes) du lac Oubeira (El Tarf, extrême Est Algérie). In: 3ème Workshop International sur la Biodiversité et la gestion des écosystèmes exploités (p. 41). Algiers, Algeria.

Kamburska L., Lauceri R. and Riccardi N. (2013). Establishment of a new alien species in Lake Maggiore (Northern Italy): *Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae). Aquatic Invasions, 8(1), 111–116.

Kara H.M. (2012). Freshwater fish diversity in Algeria with emphasis on alien species. European Journal of Wildlife Research, 58 (2), 243–253.

Karaouzas I., Gonçalves D.V., Riccardi N., Varandas S., Froufe E., Zogaris S. and Lopes-Lima M. (2022). First established population of the Chinese pond mussel *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae) in Greece. BioInvasions Records, 11, 165–172.

Kondakov A.V., Bespalaya Y.V., Vikhrev I.V., Konopleva E.S., Gofarov M.Y., Tomilova A.A., Vinarski M.V. and Bolotov I.N. (2020). The Asian Pond mussels rapidly colonize Russia: successful invasions of two cryptic species to the Volga and Ob rivers. BioInvasions Records, 9, 504–518.

Konečný A., Popa O.P., Bartáková V., Douda K. and Bryja J. (2018). Modelling the invasion history of *Sinanodonta woodiana* in Europe: Tracking the routes of a sedentary aquatic invader with mobile parasitic larvae. Evolutionary Applications, 11(8), 1975–1989.

Kraszewski A. (2007). The continuing expansion of *Sinanodonta woodiana* (Lea, 834) (Bivalvia: Unionidae) in Poland and Europe. Folia Malacologica, 15, 65–69.

Labecka A.M and Czarnoleski M. (2021). Patterns of growth, brooding and offspring size in the invasive mussel *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae) from an anthropogenic heat island. Hydrobiologia, 848, 3093–3113.

Labecka A.M. and Domagala J. (2018). Continuous reproduction of *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1824) females – an invasive mussel species in a female-biased population. Hydrobiologia, 810, 57–76.

Lajtner J. and Crnčan P. (2011). Distribution of the invasive bivalve *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) in Croatia. Aquatic Invasions, 6, S119–S124.

Loucif N., Meddour A. and Samraoui B. (2009). Biodiversité des parasites chez *Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758 dans le Parc National d'El Kala – Algérie. European Journal of Scientific Research, 25(2), 300–309.

Meddour A. and Meddour-Bouderda K. (1999). Bilan d'une pisciculture extensive et parasites des poissons de la lagune Mellah et du lac Oubeira (Parc National El Kala). In: Journées Internationales d'études sur les Sciences Marines (p. 657). Tamentsfouste, Algiers, Algeria.

Meddour A., Meddour-Bouderda K., Zouakh D.E., Soumati B. and Mehenaoui S. (2010). Les pathologies transfrontalières de la filière pisciculture en Algérie. In: 2ème Colloque International Bel 02 (p. 37). Oran, Algeria.

Messerer Y., Retima A., Amira A.B. and Djebar A.B. (2019). Climatic changes, hydrology and trophic status of Lake Oubeira (extreme northeast of Algeria). AACL Bioflux, 12(4), 1442–1457.

Munjiu O., Șubernetkii I., Andreev N., Railean N. and Toderaș I. (2021). Distribution and Characteristics of the Invasive Alien Species *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae) in the Republic of Moldova. Acta Zoologica Bulgarica, 72 (4), 531–538.

Najberek K., Strzałka M. and Solarz W. (2011). Alien *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) and protected *Anodonta cygnea* (Linnaeus, 1758) (Bivalvia: Unionidae) in the Spytkowice pond complex. Folia Malacologica, 19, 31–33.

Paganelli D., Kamburska L., Zaupa S., Garzoli L. and Boggero A. (2021). Impacts analysis of alien macroinvertebrate species in the hydrographic system of a subalpine lake on the Italian–Swiss border. Water, 13, 3146.

Samar M.F., Larouci N., Khireddine A. and Bensouillah M. (2020). Spatial pattern of the eutrophication expression: A case of Lake Oubeira (El-Kala National Park, North-east Algeria). Ecology, Environment and Conservation, 26 (2), 488–498.

Seridi F. (2011). L'aquaculture en Algérie: Évolution, état actuel et essai d'analyse de durabilité. Mémoire de Magistère, Université Badji Mokhtar, Annaba, Algérie.

Sousa R., Novais A., Costa R. and Strayer D.L. (2014). Invasive bivalves in fresh water: impacts from individuals to ecosystem and possible control strategies. Hydrobiologia, 73, 233–251.

Spyra A., Strzelec Mewin I., Krodkiewska M. and Michalik-Kucharz A. (2012). Characteristics of *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) populations in fish ponds (Upper Silesia, Southern Poland) in relation to environmental factors. International Review of Hydrobiology, 97 (1), 12–25.

Urbańska M., Kirschenstein M., Obolewski K. and Ożgo M. (2019). Silent invasion: *Sinanodonta woodiana* successfully reproduces and possibly endangers native mussels in the north of its invasive range in Europe. International Review of Hydrobiology, 104, 127

HIGH-RESOLUTION HYDROLOGICAL-HYDRAULIC MODELING OF THE OUED M'ZAB OVERFLOW IN GHARDAÏA USING INFOWORKS ICM

MALIKA BENSLIMANE[1,3], SAÂDIA BENMAMAR[2,3]

[1] UNIVERSITY OF A/MIRA BEJAIA, ALGERIA

[2] NATIONAL POLYTECHNIC SCHOOL OF ALGIERS, ALGERIA

[3] WATER SCIENCES RESEARCH LABORATORY (LRS-EAU), ALGIERS, ALGERIA

Paper ID: 144

ABSTRACT

Over the decades, urbanisation has increasedsteadily, and concretedevelopmentaroundrivers and streams has resulted in fewerfields and more concrete, preventing water frominfiltrating the soil and causingrivers to overflow, makingseveral Algerian townsvulnerable to extremeweatherevents, which are themselvesintensified by global warming. In recentyears, the country'senvironmentalpolicies have movedtowardssustainable flood risk management. As part of the development of flood forecasting and warning systems, thisstudypresents the simulation of urbanfloodingusingInfoWorks ICM hydrological and hydraulicmodelling of the Oued M'Zab catchment in Ghardaïa. The response of the watershed to precipitationwasmodelledusing the PDM (ProbabilityDistributedMoisture) model because of itsability to predict long-termrunoff for large catchments. The interferometricsynthetic aperture radar (IFSAR) technique wasused to obtain high-resolution digital terrain model (DTM) data. The calibrated and validated model was first applied to investigate the flood mitigation effectiveness of the catchment. Flood riskmapswerethengeneratedbased on severalaveragerecurrenceintervals and uniformrainfalldepths, and the resultsshowedthatthesetwoparametershad a significant influence on the extent of flooding in terms of flood depth and extent. Theseresults are important for understandingvulnerability and resilience to urbanflooding, whichcould help in planning sustainable management of urbanfloodingproblems.

KEYWORDS: Flood hazardmap, hydrological-hydraulic model, InfoWorks ICM, ProbabilityDistributedMoisture (PDM), urban flood simulation.

1. INTRODUCTION

With the advent of geospatial technologies, the role of remote sensing (RS) and geographic information systems (GIS) has become an important aspect of extracting geomorphological features and assessing land use change (Diaconu et al., 2021). The implementation of geospatial techniques in flood modelling and forecasting applications has therefore attracted increasing interest from researchers (Craninx et al., 2021), (Anees et al., 2019). InfoWorks Integrated Catchment Modeling (ICM) is one flood model that incorporates a GIS interface to provide a full range of applications. With its pre- and post-processing capabilities, InfoWorks ICM is widely used for integrated catchment modelling (Peng et al., 2015), (Sameer etRustum, 2017) and flood hazard and risk mapping studies (Musa et al., 2016), (Besseling, 2020). In order to provide a basis for high-resolution flood modelling, this study adopts InfoWorks ICM to develop a hydrological-hydraulic model for simulating urban flooding in a tropical catchment (a case study of the OuedM'Zab catchment). The model is generated on the basis of a digital terrain model (DTM) derived from interferometric synthetic aperture radar (IFSAR) and is processed in a GIS to improve the accuracy of the flood maps. Flood risk maps are generated for different scenarios, taking into account the magnitude of rainfall events and the depth of

precipitation. The correlation between the two parameters and the resulting flood extent is also presented, which could serve as a reference for the application of flood mitigation planning in other similar regions.

2. STUDY AREA

Ghardaia, an oasis in Algeria, located in the northern Sahara, 600 km south of Algiers. It lies between 32°30' and 33°2' north latitude and 2°3' to 3°45' longitude. The M'Zab valley, which is the focus of our study, is the largest inhabited area in the wilaya, and lies within the watershed. The M'Zabwadi originates 7 km north-west of Ghardaïa, at the point where three wadis join from the west/north-west; the El Abiod and Lahdhirawadis are the largest (50 to 60 km long), while the Argdeinewadi is more local. The study area extends approximately 30 km along the wadi, 10 km upstream and 20 km downstream from the point of origin. It occupies a strip varying in width from 2 to 5 km, representing a total maximum surface area of around 70 to 80 km2. Figure 1 shows the study area and details of the length of the M'Zab river and its tributaries.

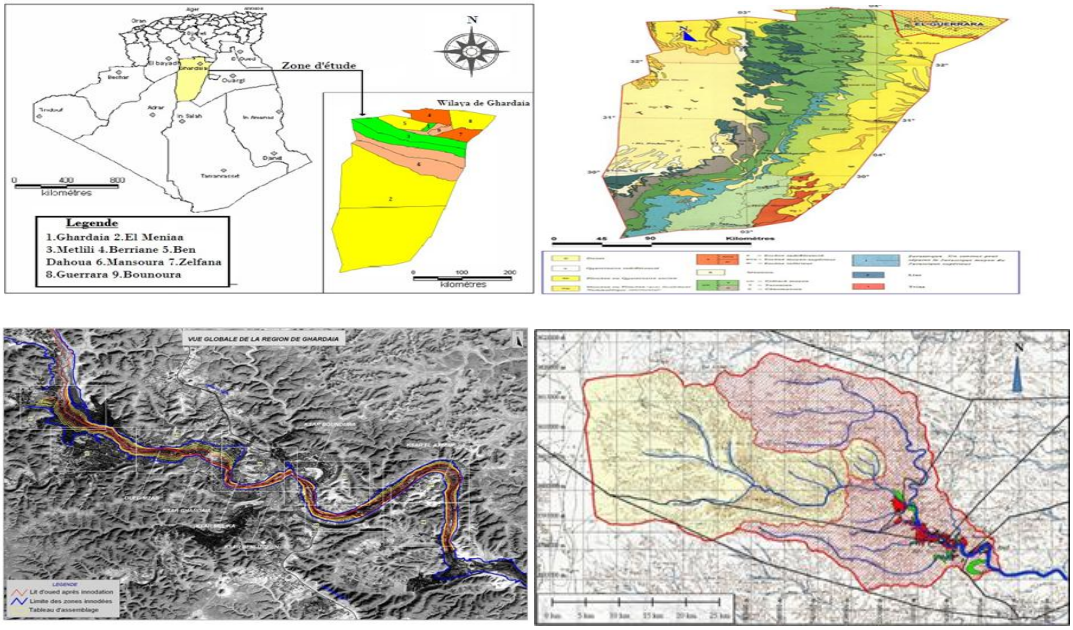


Figure 1: Study area and OuedM'Zab and its tributaries

3. MATERIALS AND METHODS

This study used Innovyze'sInfoWorks ICM software for integrated 1D and 2D hydrological and hydraulic modelling. The mathematical representation of the 2D surface flow is based on the non-linear Saint Venant equations, expressed in conservative form, which are solved by the finite volume scheme (Godunov, 1959) with a Riemann solver (Alcrudo et Mulet-Marti, 2005) It should be noted that the effect of turbulence is included in the energy loss due to bed resistance and is modelled by Manning's roughness coefficient (Web-1). Hydrological and hydraulic modelling was carried out to produce flood risk maps for the OuedM'Zab catchment (Fig. 2), which is the main objective of this study. The overall process consists of several stages. The first stage is data collection, during which hydrological, hydraulic (i.e. river), floodplain and catchment data were collected and processed. The datasets derived from the GIS and DTM were used for data analysis in the next stage. Hydrological and hydraulic models were then developed for simulation. Prior to flood risk mapping, appropriate flood events were selected for model calibration and validation, which is crucial for reliable predictive

modelling. In general, the main components of flood risk mapping include hydrological, hydraulic (in-bank) and floodplain (out-of-bank) components.



Figure 2: Modelling OuedM'Zab.

3.1. Floodplain component

Floodplaintopographyisanother key factor affecting flood action. The DTM is the main baseline of floodplaintopography, the resolution of which affects the reliability and accuracy of flood maps(Ogania et al., 2019). This studygenerated the DTM for the Wadi M'Zab catchment (Fig. 3) using the IFSAR technique because of itscost-effectiveness for large-scale applications (Mercer, 2001). IFSAR data contain real ground-level information with a vertical accuracy of ± 1 m. The initial datasetispresented as a gridwith a horizontal spacing of 5 m, covering the entirecatchment area.

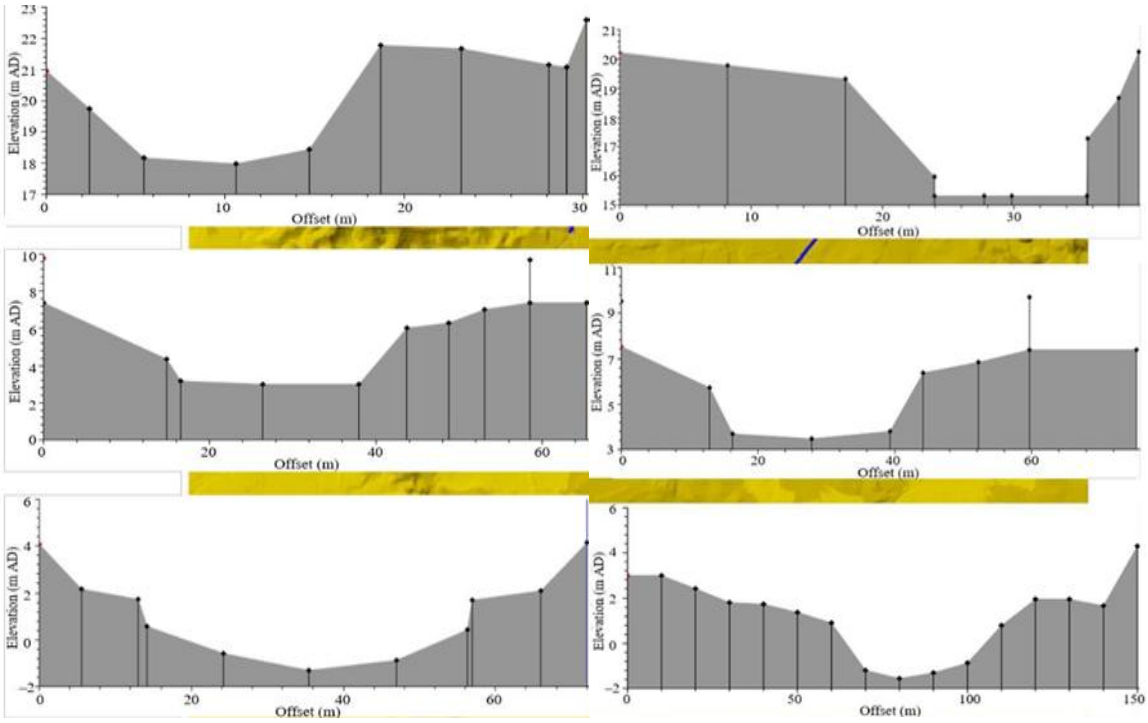


Figure 3: Transversal profile of the fluvial canal in the OuedM'Zab catchment area

4. RESULTS

Figure 4 shows a quantitative comparison of simulated and observed water levels for one gauging station during calibration and validation. Based on visual observations, the simulated water profiles are in good agreement with the observed data although there were slight discrepancies. In terms of quantitative assessment, comparative measurements of EPD values of -0.10%-0.08% indicate little variation between simulated and observed peak flows in terms of timing, velocity and volume. It should be noted that a negative value indicates an underestimation of the peak flow. In addition, the goodness of fit of the model is demonstrated by the R2 values obtained from the calibration and validation results. Compared with the calibration, an R2 value of up to 0.80 was observed for the validation results, showing that the model used in this study is better and more reliable.

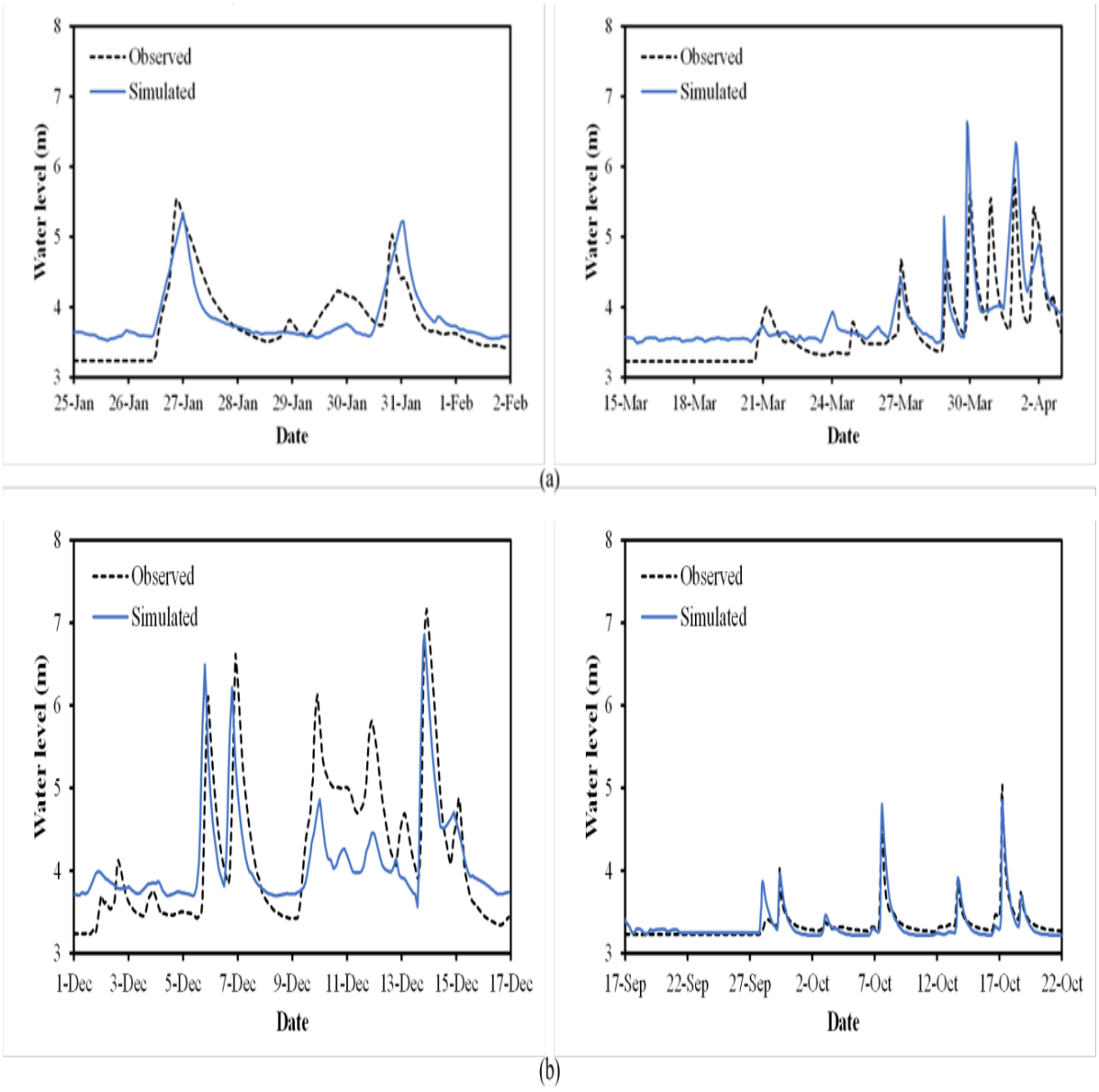


Figure 4: Comparison of time series of observed and modelled water levels during calibration and validation

5. Conclusion

As might be expected, the extent of flooding in a catchment is strongly influenced by the amount of water discharged during a rainfall event. In addition, it is also attributed to the topographical characteristics of the river cross-section and the floodplain. The calibration and validation results confirm the reliability of the model developed, which accurately predicts peak discharge with a maximum relative error of 0.10%. The methodologies and results have provided a reliable basis for further application of the proposed model, while indicating the need for better water management in the OuedM'Zab catchment.

REFERENCES

Alcrudo, F.; Mulet-Marti, J. Urban inundation models based upon the Shallow Water equations. Numerical and practical issues. In Proceedings of the Finite Volumes for Complex Applications IV. Problems and Perspectives, Marrakech, Morocco, 4–8 July 2005; pp. 1–12.

Anees, M.T.; Abdullah, K.; Nawawi, M.N.; ARahman, N.N.; Ismail, A.Z.; Syakir, M.I.; Abdul Kadir, M.O. Prioritization of Flood Vulnerability Zones Using Remote Sensing and GIS for Hydrological Modelling. Irrig. Drain. 2019, 68, 176–190.

Besseling, L. Validity Assessment of D-Hydro Urban: Comparing D-Hydro with Infoworks ICM in a Beverwijk Sewer Modelling Study. Bachelor's thesis, University of Twente, Enschede, The Netherlands, 2020.

Craninx, M.; Hilgersom, K.; Dams, J.; Vaes, G.; Danckaert, T.; Bronders, J. Flood4castRTF: A Real-Time Urban Flood Forecasting Model. Sustainability 2021, 13, 5651.

Diaconu, D.C.; Costache, R.; Popa, M.C. An Overview of Flood Risk Analysis Methods. Water 2021, 13, 474.

Godunov, S.K. A difference scheme for numerical solution of discontinuous solution of hydrodynamic equations. Mat. Sb. 1959, 47, 271–306.

Mercer, B. Comparing LIDAR and IFSAR: What can you expect. In Proceedings of the Photogrammetric Week, Stuttgart, Germany, 5–9 September 2001; pp. 2–10.

Musa, S.; Adnan, M.; Ahmad, N.; Ayob, S. Flood Water Level Mapping and Prediction Due to Dam Failures. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering 2016, 136, 012084.

Ogania, J.; Puno, G.; Alivio, M.; Taylaran, J. Effect of digital elevation model's resolution in producing flood hazard maps. Glob. J. Environ. Sci. Manag. 2019, 5, 95–106.

Peng, H.-Q.; Liu, Y.; Wang, H.-W.; Ma, L.-M. Assessment of the service performance of drainage system and transformation of pipeline network based on urban combined sewer system model. Environ. Sci. Pollut. Res. 2015, 22, 15712–15721.

Sameer, M.; Rustum, R. Studying the impact of construction dewatering discharges to the urban storm drainage network (s) of Doha city using infoworks integrated catchment modeling (ICM). MATEC Web Conf. 2017, 120, 08010.

Web sites:

Web-1:https://www.innovyze.com/en-us/blog/2d-hydraulic-theory, consulted 3 July 2021, (Innovyze. 2D Hydraulic Theory).

KAOLIN-BIOPOLYMER HYDROGEL BEADS AS A SUSTAINABLE TOOLKIT FOR WASTEWATER REMEDIATION: A COMPARATIVE STUDY WITH KAOLIN AND ACTIVATED CARBON, PRACTICAL APPLICATIONS AND ADSORPTION MECHANISMS

Meriem FIZIR*[1, 2], Wei LIU[3], Sami TOUIL[1], AminaRICHA[1], and DoubaHOUDA[2]

[1] Laboratory of Precision Agriculture, Environment and SustainableDevelopment/ KhemisMilianaUniversity, Algeria.

[2] Laboratoire de Valorisation des Substances Naturelles/ University of Djilali BounaamaKhemisMiliana Algeria.

[3]Zhejiang Pharmaceutical University, Ningbo 315500, Zhejiang, China.

*Corresponding author: meriem.fizir@univ-dbkm.dz

Paper ID: 75

ABSTRACT

This study systematically evaluates the adsorption performance of kaolin, kaolin-alginate beads (KN@Alg), and activated carbon for chlortetracycline removal from water. Comprehensive characterization using FT-IR, SEM-EDS, XRD, and XPS revealed that incorporating alginate into KN significantly enhanced its adsorption capacity by increasing binding sites. KN@Alg exhibited a superior adsorption capacity (68.74 mg/g) compared to KN (42.76 mg/g), though slightly lower than AC (102.96 mg/g). In terms of removal efficiency, KN@Alg (68.44%) and AC (79.45%) outperformed KN (55.04%). Kinetic studies indicated that CTC adsorption on KN and KN@Alg followed pseudo-first-order and pseudo-second-order models, suggesting combined physisorption and chemisorption mechanisms, while AC adsorption was dominated by physisorption. Isotherm analysis showed that KN@Alg exhibited greater surface heterogeneity, with adsorption well-described by Freundlich and Langmuir models, whereas KN and AC followed the Langmuir model. Thermodynamic analysis confirmed that CTC adsorption on KN@Alg was exothermic and spontaneous, with optimal performance at 298 K, while KN displayed limited capacity across temperatures. KN@Alg addressed key limitations of KN (recycling difficulties, particle aggregation) and pure alginate beads (instability, low reuse rates), while enhancing adsorption performance. Regeneration studies over four cycles demonstrated KN@Alg's superior reusability compared to AC and KN. Dynamic studies using solid-phase extraction (SPE) cartridges and continuous bead columns achieved exceptional CTC removal rates of 93.8% and 93.7%, respectively, in river water samples containing 5 mg/L CTC, showcasing KN@Alg's practical applicability. XPS analysis revealed multiple adsorption mechanisms, including n-π interactions, hydrogen bonding, electrostatic, cation exchange, and cation-bridging interactions involving calcium-alginate groups and kaolin's Si/Al components. These findings highlight KN@Alg as a cost-effective, sustainable alternative to AC for CTC removal in water treatment.

KEYWORDS: Kaolin; Alginate; Activated carbon; Chlortetracycline; Adsorption.

RÉSUMÉ

Cette étude évalue systématiquement les performances d'adsorption du kaolin (KN), des billes de kaolin-alginate (KN@Alg) et du charbon actif (AC) pour l'élimination de la chlortétracycline (CTC) de l'eau. Une caractérisation complète par FT-IR, MEB-EDS, DRX et XPS a révélé que

l'incorporation d'alginate dans la KN améliore significativement sa capacité d'adsorption en augmentant les sites de fixation. KN@Alg a exhibé une capacité d'adsorption supérieure (68,74 mg/g) par rapport à la KN (42,76 mg/g), bien que légèrement inférieure à celle du AC (102,96 mg/g). En termes d'efficacité d'élimination, KN@Alg (68,44 %) et AC (79,45 %) ont surpassé la KN (55,04 %). Les études cinétiques ont indiqué que l'adsorption de la CTC sur KN et KN@Alg suivait les modèles du pseudo-premier ordre et du pseudo-second ordre, suggérant des mécanismes combinés de physisorption et chimisorption, tandis que l'adsorption sur AC était dominée par la physisorption. L'analyse des isothermes a montré que KN@Alg présentait une plus grande hétérogénéité de surface, son adsorption étant bien décrite par les modèles de Freundlich et Langmuir, tandis que KN et AC suivaient le modèle de Langmuir. L'analyse thermodynamique a confirmé que l'adsorption de la CTC sur KN@Alg était exothermique et spontanée, avec des performances optimales à 298 K, tandis que la KN affichait une capacité limitée acrosstempératures. KN@Alg a permis de résoudre les limitations principales de la KN (difficultés de recyclage, agrégation des particules) et des billes d'alginate pures (instabilité, faibles taux de réutilisation), tout en améliorant les performances d'adsorption. Les études de régénération sur quatre cycles ont démontré la réutilisabilité supérieure de KN@Alg par rapport à AC et KN. Des études dynamiques utilisant des cartouches d'extraction en phase solide (SPE) et des colonnes continues à billes ont atteint des taux d'élimination exceptionnels de la CTC de 93,8 % et 93,7 %, respectivement, dans des échantillons d'eau de rivière contenant 5 mg/L de CTC, démontrant l'applicabilité pratique de KN@Alg. L'analyse XPS a révélé de multiples mécanismes d'adsorption, incluant des interactions n-π, des liaisons hydrogène, des interactions électrostatiques, des échanges cationiques et des interactions par pontage cationique impliquant les groupes calcium-alginate et les composants Si/Al du kaolin. Ces résultats mettent en évidence KN@Alg comme une alternative économique et durable au charbon actif pour l'élimination de la CTC dans le traitement de l'eau.

MOTS CLÉS : Kaolin ; Alginate ; Charbon actif ; Chlortétracycline ; Adsorption.

1. INTRODUCTION

The widespread presence of residual antibiotics like chlortetracycline (CTC) in the environment poses significant health and ecological risks due to their persistence, potential toxicity, and contribution to antibiotic resistance (R. Singh, A et al., 2019). While advanced remediation methods exist, adsorption remains a preferred approach for its efficiency and cost-effectiveness. Among adsorbents, kaolin (KN) clay stands out for its abundance, affordability, and unique structural properties, such as pH-dependent surface charges and high surface area. However, KN's practical use is limited by challenges like filtration pressure drops and recovery difficulties. To address this, sodium alginate (SA) composite beads have been explored, combining KN's adsorption capabilities with SA's ease of separation (S. Xiaet al., 2022) Despite their potential, SA beads often lack reusability, prompting the need for enhanced composites. This study investigates calcium cross-linked alginate-kaolin (KN@Alg) beads for CTC adsorption, comparing their performance to activated carbon (AC) and pristine KN in batch and dynamic systems. KN@Alg offers a sustainable, cost-effective alternative, leveraging KN's stability and SA's structural integrity. The research aims to (1) synthesize and characterize KN@Alg, (2) evaluate adsorption under varying conditions, and (3) analyze kinetics, equilibrium, and thermodynamics to uncover adsorption mechanisms. Additionally, the study tests KN@Alg in real water samples, providing practical insights for scalable environmental remediation. By optimizing KN@Alg, this work seeks to develop an efficient, eco-friendly solution for CTC removal, advancing water treatment technologies.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1 Synthesis of alginate composite beads based KN

The KN@Alg composite beads were fabricated through an extrusion-based synthesis approach (S. Fan et al., 2021).

2.2 Batch adsorption studies

2.2.1 Parametric evaluationof CTC removal by AC, KN, and KN@Alg

The effectiveness of AC, KN and KN@Alg for CTC removal was assessed through batch adsorption experiments. Various parameters, including the adsorbent dosage (0.4-4 g/L), solution pH value (2-12), temperature (298-328 K), adsorption time (5 min to 6 h), and initial CTC concentration (10-100 mg/L), were analyzed to identify the optimal adsorption capacitywith 10 mL of CTC solutions.The pH of the solutions was adjusted using diluted acids or bases[13]. Subsequently, the mixtures were shaken at a fixed temperature and a speed of 200 rpm for predetermined contact duration. Following the attainment of adsorption equilibrium, the samples were centrifuged, and the absorbance of supernatant was then measured using a spectrophotometerat 365 nmto determine the CTC concentration. The adsorption capacity (mg/g) and removal efficiency (%) of the adsorbents were calculated using equations (1) and (2)(S. Devi et al., 2023):

$$Q = \frac{(C_0 - C_e)xV}{m} \qquad (1)$$

$$Removal\ efficiency = \frac{(C_0 - C_e)x\ 100\%}{C_0} \qquad (2)$$

Where C_0 and C_e (mg/L) were the initial and equilibrium concentrations of unabsorbed CTC in the solution, respectively. V (mL) denoted the volume of the solution; and m (g) signified the amount of adsorbent used.

To analyze the CTC adsorption kineticson the selected adsorbents, thepseudo-first-order kinetic (PFO), pseudo-second-order kinetic (PSO), and Elovich models were employed to determine the rate constants of the adsorption process. Additionally, to evaluate the impact of diffusion on the adsorption, an intraparticle diffusion (IPD) model proposed by Weber and Morriswas used to fit the kinetic data. The objective of this analysis was to investigate the significance of diffusion within the overall adsorption process.To evaluate the adsorption isotherms of these adsorbents, the adsorption equilibrium of CTC onto the adsorbents was analyzed using Langmuir, Freundlich, and Temkin models.To elucidate the mechanistic relationship between surface characteristics and temperature-dependent adsorption behavior of CTC, thermodynamic parameters including the standard Gibbs free energy ($\Delta G°$), enthalpy change ($\Delta H°$), and entropy change ($\Delta S°$) were systematically determined.

2.2.2 Reusability Study

The robustness and economic viability of anadsorbent arevital characteristics for evaluating its effectiveness; study on adsorbent regeneration was conducted under optimal experimental conditions. Specificdosage of KN,KN@Alg, and AC were used in the water sample to adsorb CTCover4cycles.The adsorbent was regenerated with 20 mL of a solutioncontaining 0.1 M HCl, 0.1 M NaCl, and distilled water for 1 h. Subsequently, the materials were separated, thoroughly washed with distilled water, and prepared for subsequent cycles (W. He et al., 2023).

2.2.3 Solid-phase extraction (SPE) cartridges andcontinuous bead columns experiments

To evaluate the adsorption behavior of CTC on KN@Alg beads and assess their potential for practical applications, experiments were conducted using both SPE cartridges and continuous bead columns. For the SPE cartridge experiments, 40 beads were loaded into a 6mL empty SPE cartridge (6.7 cm height). A5 mg/LCTC solution was prepared in three aqueous matrices distilled water, tap water, and river water (collected from Ningbo, China) and introduced into the SPE columns via top-loading at a controlled flow rate of 1 drop/s. The effluent concentration was measured todeterminethe removal rate. In the continuous-flow bead column experiment, a glass column (1.5 cm internal diameter × 15 cm height) was packed with a 1 cm quartz sand layer at the base. A 5 mg/L CTC-contaminated river water solutionwas continuously pumped through the columnin a top-to-bottom direction using a peristaltic pump at a flow rate of 1mL/min (J. E. Cevallos-Mendoza et al., 2024).

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1Characterization.

SEM analysis (Figure 1) revealed distinct surface morphologies for KN and KN@Alg beads. KN particles showed angular crystalline structures with irregular shapes, averaging 0.2 mm in size. In contrast, KN@Alg beads (~1 mm diameter) exhibited a rough, porous surface with cracks, folds, and undulations due to KN's integration into the alginate matrix. After CTC adsorption, the bead surfaces appeared smoother, with voids filled by fine particles, likely from CTC flocculation caused by localized supersaturation, a phenomenon consistent with prior studies. EDS analysis (Figure 2) confirmed CTC adsorption onto KN@Alg beads, showing increased carbon content and reduced Ca, Si, and Al percentages, suggesting interactions with CTC during adsorption. XRD revealed kaolinite and quartz peaks in KN, while KN@Alg exhibited attenuated peaks, indicating uniform KN dispersion in the alginate matrix. FT-IR spectra identified key functional groups, including Si-O and Al-OH vibrations in KN and carboxylate bands in SA. After CTC adsorption, shifts in KN@Alg bands and a new C-H stretching peak at 2931 cm^{-1} confirmed CTC binding, aligning with prior studies (C. J. S. Montenegro et al., 2024).

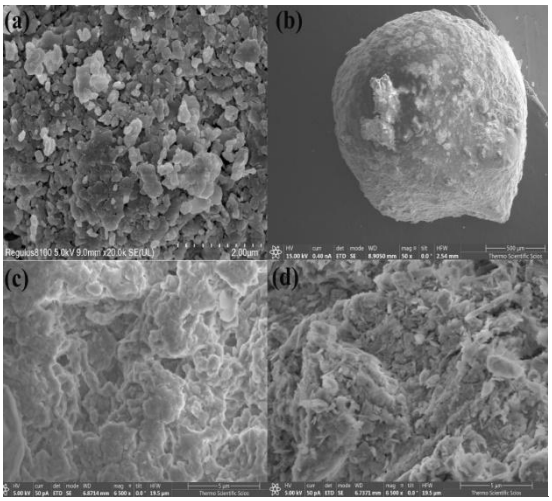


Figure 38:SEM images of KN (a), KN@Alg (b-c),and KN@Alg@CTC.

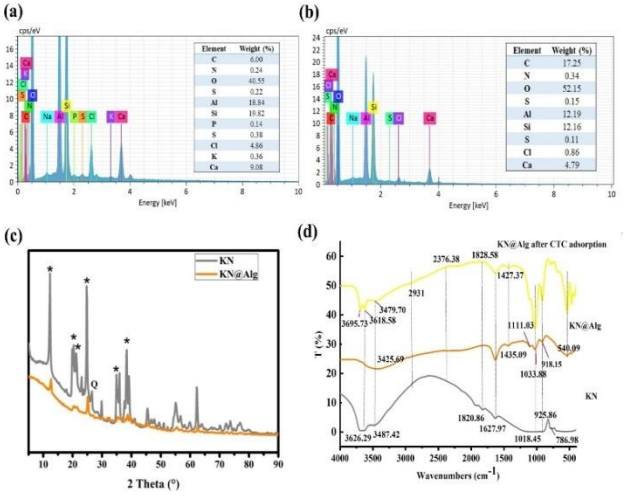


Figure 37:(a)EDS spectra of KN@Alg and (b) after CTCadsorption, (c) XRD patterns of KN and KN@Alg, and(d) FT-IR spectra of KN, KN@Alg and KN@Alg@CTC.

3.2Adsorption performance of AC, KN, and KN@Alg

3.2.1 Influence of factors or parameters.

As showninFigure 3, adsorbent dosage and pH significantly influenced CTC removal efficiency. KN@Alg achieved 68.44% removal at 4 g/L, outperforming KN (55.04%) but remaining below AC's 79.45% due to AC's superior porosity. However, KN-based composites offered cost advantages. Maximum adsorption occurred at pH 6 for KN@Alg (68.74 mg/g) and pH 8 for KN (42.76 mg/g), with performance declining at extreme pH values due to electrostatic effects. Below pH 4, despite repulsive forces between cationic CTC and positively charged surfaces, residual adsorption (20 mg/g at pH 2) suggested additional mechanisms like hydrogen bonding and pore filling contributed. AC maintained consistent performance across pH 2-7 (119.46 mg/g at pH 2-3.3) through non-electrostatic interactions (van der Waals, π-π). Temperature and kinetics studies revealed exothermic adsorption for all materials, with capacities decreasing from 298K to 318K (KN@Alg: 69.08→54.22 mg/g). KN@Alg's sharper decline suggested temperature-sensitive alginate matrix effects,

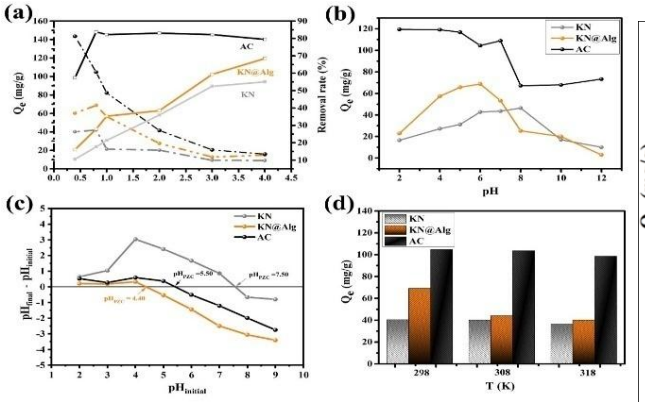


Figure 39: (a) The effect of adsorbents dosage on CTC adsorption Capacity and removal rate, (b) effect of initial solution pH value, (c) pH$_{PZC}$ of AC, KN, and KN@Alg, and (d) the effect oftemperature on CTC adsorption.

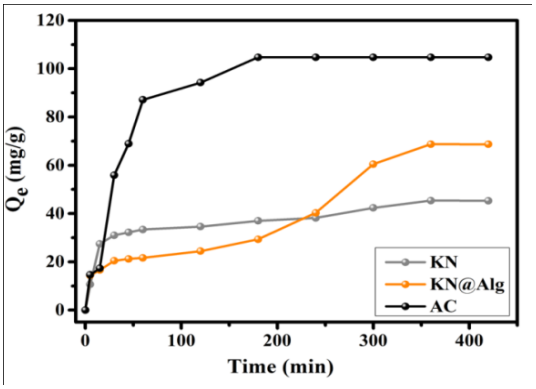


Figure 40: The effect of adsorption time on CTC adsorption onto AC, KN, and KN@Alg beads

While KN and AC showed more stable behavior. Kinetic analysis (Figure 4) showed KN@Alg required 360 min to reach equilibrium (68.70 mg/g) versus KN's 45.30 mg/g, with the composite's slower but greater uptake attributed to enhanced binding sites from SA modification. AC reached equilibrium fastest (180 min) due to its porous structure facilitating rapid CTC diffusion (J. Jeong et al., 2010).

3.2.2 Adsorption kinetics studies.

Kinetic modeling (Figure 5) revealed distinct adsorption mechanisms for the different materials. For KN, the PSO model showed better fit (R^2=0.951 vs PFO's 0.905) with Qe values matching experimental results, indicating dominant chemisorption with some physisorption contribution. In contrast, KN@Alg exhibited stronger alignment with the PFO model (R^2=0.834 vs PSO's 0.838), suggesting primarily physisorption-driven adsorption. AC clearly followed physisorption (PFO R^2=0.982 vs PSO's 0.965), with calculated Q_e values closely matching experimental data. The Elovich model further supported chemisorption at heterogeneous sites for both KN and KN@Alg, particularly at low surface coverage. Intra-particle diffusion modeling showed a multi-stage process involving surface adsorption, boundary layer diffusion, and internal pore diffusion, with non-zero intercepts indicating complex rate-limiting factors beyond simple particle diffusion (M. Mehrjouei et al., 2014).

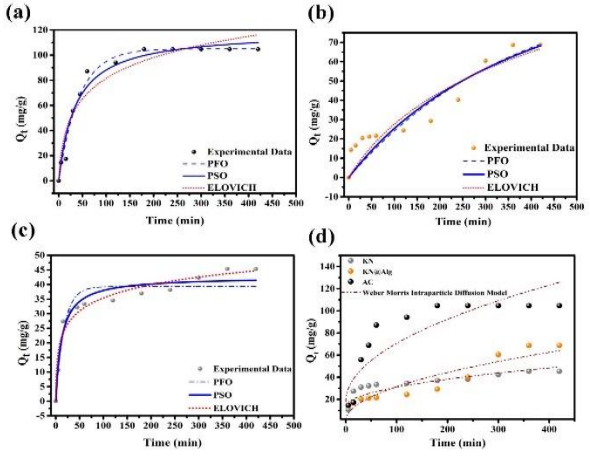


Figure 41:PFO, PSO, and Elovich kinetics model for CTC adsorption onto the AC (a), KN@Alg(b)and KN (c), and (d) The IPD model for CTC adsorption onto AC, KN, and KN@Alg.

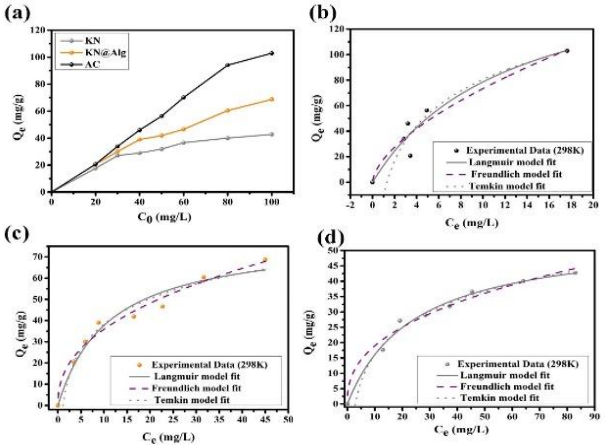


Figure 42:(a) The influence of initial solution concentration on CTC adsorption by AC, KN, and KN@Alg. The fitting of Langmuir, Freundlich, and Temkin isotherms on CTC adsorption by AC (b), KN@Alg(c) and KN (d).

3.2.3 Adsorption isothermsstudies.

Isotherm studies (Figure 6) revealed concentration-dependent adsorption capacities, with AC (102.96 mg/g), KN@Alg (68.74 mg/g), and KN (42.76 mg/g) showing increased uptake at higher CTC concentrations due to enhanced mass transfer. The Langmuir model best described AC (R^2=0.911) and KN (R^2=0.988), suggesting monolayer adsorption on homogeneous surfaces, while KN@Alg fit both Langmuir (R^2=0.955) and Freundlich (R^2=0.95) models, indicating mixed homogeneous/heterogeneous adsorption. Favorable adsorption ($0 < R_L < 1$) was confirmed for all materials, with theoretical maximum capacities of 176.151 (AC), 79.679 (KN@Alg), and 55.178 mg/g (KN). The Temkin model provided the best overall fit, with high R^2 values and exothermic adsorption indicated by bT constants (62.519–192.265). Surface heterogeneity (1/nF = 0.399–0.609) followed the order KN >KN@Alg> AC (Y. Wang et al., 2023).

3.2.4 Thermodynamic studies.

Thermodynamic analysis (Table1) revealed the exothermic nature of CTC adsorption ($\Delta H° < 0$) for all adsorbents, with lower temperatures favoring the process. The negative $\Delta S°$ values indicated increased stability at the solid-liquid interface. While AC showed spontaneous adsorption ($\Delta G° < 0$) at all temperatures (298-318K), KN@Alg was only spontaneous at 298K, and KN exhibited non-spontaneous adsorption ($\Delta G° > 0$), demonstrating that alginate encapsulation enhanced KN's adsorption capability. The enthalpy values confirmed physisorption for AC ($\Delta H°$=5-13 kJ/mol) and KN, while KN@Alg showed chemisorption ($\Delta H°$=38.267 kJ/mol), consistent with kinetic model results. These findings collectively suggest that KN@Alg's superior performance stems from combined chemical and physical adsorption mechanisms (L. Zhang et al., 2020).

Table9: The parameters of thermodynamic.

	T(K)	ΔG°(J/mol)	ΔH°(J/mol)	ΔS°(J/(K·mol))
AC	298	-4697.150	-12681.060	-26.791
	308	-4429.296		
	318	-4161.382		
KN	298	1222.700	-5790.4080	-23.533
	308	1458.039		
	318	1693.378		
KN@Alg	298	-824.684	-38267.550	-125.647
	308	431.78		
	318	1688.25		

3.3 Regeneration studies

. Regeneration tests (Figure 7) demonstrated KN@Alg's superior reusability, maintaining 85.81% of its initial adsorption capacity after four cycles - significantly outperforming KN (79.33% retention) and AC (51.76% retention). Distilled water effectively regenerated the adsorbents, with KN@Alg's alginate matrix preserving structural integrity (confirmed by SEM) and active sites throughout repeated cycles. The composite's enhanced stability (14.19% efficiency loss *vs* 20.67% for KN and 48.24% for AC) highlights alginate's protective role, making KN@Alg both economically viable for large-scale applications and environmentally sustainable through multiple wastewater treatment cycles.

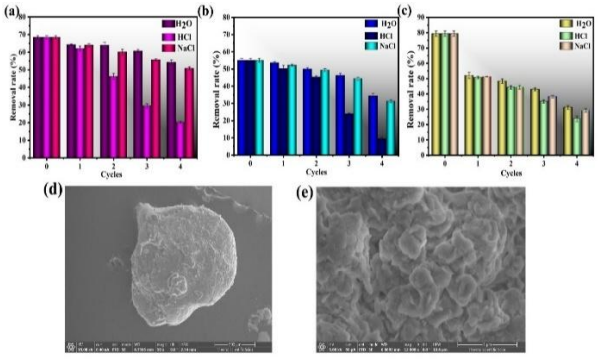


Figure 44:(a) Reusability studies of KN@Alg, (b) KN and (c) ACby different eluents.SEM

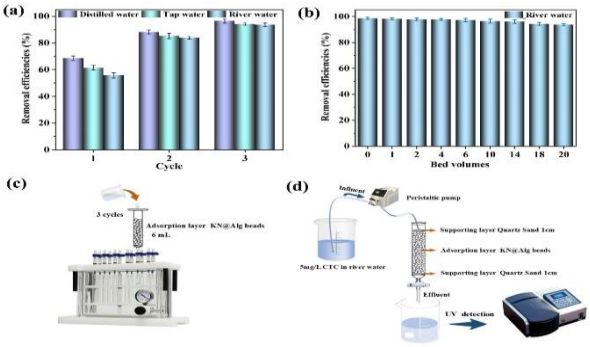


Figure 43:(a) The removal efficiencies of CTCadsorption by SPE cartridge and (b) the continuous bead column. (c) Schematic diagram of the SPE cartridge and (d) continuous bead column.

3.4 Practical application of KN@Alg beads

3.4.1 SPEcartridge experiment.

As displayed in the Figure 8a, when the initial CTC concentration of the solution was 5 mg/L, after one elution treatment with KN@Alg beads, the CTC concentrations in distilled water, tap water, and river water eluates decreased to 68.6%, 61.4%, and 55.7% of the initial value, respectively. After three elution cycles, the removal efficiencies of the syringe unit reached approximately 96.5%, 94.2%, and 93.7% for these three types of water, respectively.

3.4.2 Continuous bead column experiment.

The continuous-flow column test demonstrated KN@Alg's exceptional practical performance, achieving 93.6% CTC removal from simulated river water (5 mg/L) at 1 mL/min flow rate over 20 bed volumes. The system combines environmental sustainability (from biocompatible alginate-kaolin composition) with engineering practicality, maintaining structural integrity and adsorption efficiency through multiple regeneration cycles. This robust performance, coupled with the material's cost-effectiveness and scalability, positions the KN@Alg column system as a viable industrial-scale solution for advanced antibiotic wastewater treatment, particularly where continuous operation and reusability are critical requirements.

3.5 Interaction mechanism of CTC ontoKN@Algbased XPS analysis.

XPS analysis (Figure 9) revealed CTC's adsorption mechanisms on KN@Alg through elemental and chemical state changes. The appearance of a new N 1s peak (400 eV) and enhanced C signal confirmed successful CTC immobilization (X. Hu et al., 2021). The disappearance of the Ca 2p peak indicated strong interactions between CTC's functional groups (-OH, C=O) and calcium ions, suggesting either complexation or cation exchange mechanisms. Significant peak shifts in Si 2p (0.7-1.1 eV) and Al 2p (0.68 eV) demonstrated these elements' active participation through multiple interactions: (1) electrostatic attraction between $Si\text{-}O^-$ and CTC^+, (2) hydrogen bonding with CTC's hydroxyls, and (3) cation-π/n complexation. These findings, consistent with EDS data, collectively establish that CTC adsorption involves synergistic physicochemical mechanisms including surface complexation, ion exchange, and multiple bonding interactions (B. Cha et al., 2023). The possible adsorption mechanism of CTC in this workwasillustrated in Figure 10.

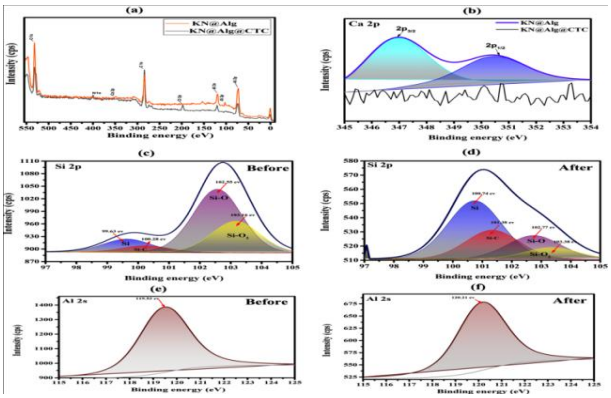


Figure 45: (a) XPS (X-ray spectroscopy) spectra of wide scan, (b) Ca 2p spectra, (c-d) Si 2p spectra, (e-f) Al 2p spectra before and after CTC

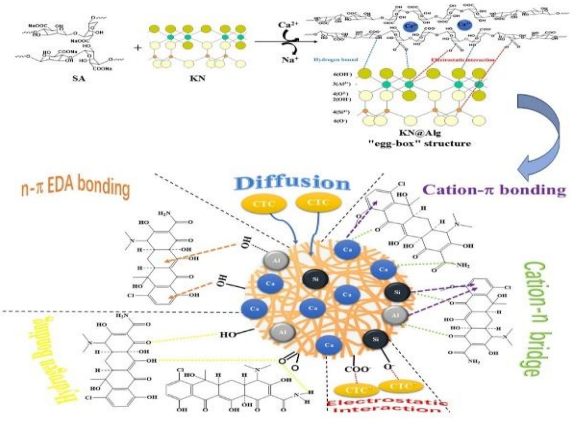


Figure 46: Proposed interaction mechanism of CTC on KN@Alg beads.

4.CONCLUSION

This study demonstrates that kaolin-alginate composite beads (KN@Alg) serve as an efficient, sustainable alternative to activated carbon for CTC removal, combining cost-effectiveness with robust performance. The composite exhibited enhanced adsorption capacity (68.74 mg/g vs KN's 42.76 mg/g) through synergistic mechanisms including n-π interactions, cation exchange, and hydrogen bonding, as confirmed by XPS analysis. The material's effectiveness in both batch systems and continuous flow operations positions it as a practical solution for large-scale water treatment applications targeting antibiotic contaminants.

REFERENCES

Cha, B., Kim, N., Yea, Y., Han, J., Yoon, Y., Kim, S., & Park, C. M. (2023). Comprehensive evaluation of antibiotic tetracycline and oxytetracycline removal by Fe-metal organic framework/biopolymer-clay hydrogel. Ceramics International, 49(8), 12201-12213.

Cevallos-Mendoza, J. E., Alay-Macias, G., Figueira, F., Araujo, A. N., Amorim, C. G., Rodríguez-Díaz, J. M., & Montenegro, M. C. (2024). Nanocomposite HKUST-1@ polysulfone membrane for the adsorptive removal of tetracyclines in waters. Separation and Purification Technology, 330, 125568.

Jeong, J., Song, W., Cooper, W. J., Jung, J., & Greaves, J. (2010). Degradation of tetracycline antibiotics: mechanisms and kinetic studies for advanced oxidation/reduction processes. Chemosphere, 78(5), 533-540.

Zhang, L., Yao, L., Ye, L., Long, B., Dai, Y., & Ding, Y. (2020). Benzimidazole-based hyper-cross-linked polymers for effective adsorption of chlortetracycline from aqueous solution. Journal of Environmental Chemical Engineering, 8(6), 104562.

Mehrjouei, M., Müller, S., & Möller, D. (2014). Energy consumption of three different advanced oxidation methods for water treatment: a cost-effectiveness study. Journal of Cleaner Production, 65, 178-183.

Singh, R., Singh, A. P., Kumar, S., Giri, B. S., & Kim, K. H. (2019). Antibiotic resistance in major rivers in the world: a systematic review on occurrence, emergence, and management strategies. Journal of Cleaner Production, 234, 1484-1505.

Devi, S., Singhaal, R., Sen, C., & Sheikh, H. N. (2023). Luminescent and photocatalytic activity of NaGd (MoO 4) 2: Dy 3+/Eu 3+ and NaGd (WO 4) 2: Dy 3+/Eu 3+ nanorods for efficient sensing and degradation of the antibiotic drug, nitrofurantoin. New Journal of Chemistry, 47(10), 4949-4963.

Fan, S., Qu, Y., Yao, L., Ren, J., Luque, R., He, Z., & Bai, C. (2021). MOF-derived cluster-shaped magnetic nanocomposite with hierarchical pores as an efficient and regenerative adsorbent for chlortetracycline removal. Journal of colloid and interface science, 586, 433-444.

Xia, S., Sun, J., & Sun, W. (2022). Bimetallic metal-organic gel for effective removal of chlortetracycline hydrochloride from aqueous solution: Adsorption isotherm, kinetic and mechanism studies. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 649, 129403.

He, W., Jiang, R., Li, S., Zhang, M., Zhang, T., Zhu, X., & Wang, X. (2023). Biodegradation mechanism of chlortetracycline by a novel fungal Aspergillus sp. LS-1. Chemosphere, 340, 139792.

Hu, X., Xie, Y., He, R., Yao, L., Ma, S., & Bai, C. (2021). Nano-iron wrapped by graphitic carbon in the carbonaceous matrix for efficient removal of chlortetracycline. Separation and Purification Technology, 279, 119693.

Gao, Y., Liu, Z., Li, Y., & Zou, D. (2023). Three-in-one multifunctional luminescent metal-organic gels/sodium alginate beads for high-performance adsorption and detection of chlortetracycline hydrochloride, and high-security anti-counterfeiting. Chemical Engineering Journal, 452, 139194.

ASSESSMENT OF EXTREME TEMPERATURES IN NORTHERNALGERIA

Hocine MRABENT[*1] and SabrinaTAÏBI[1]

[1]Department of Water Science and Environment, Preservation and Protection of Water ResourcesLaboratory (PPRE) / Blida 1 University, Blida, Algeria.

*Corresponding author: **hocine.mrabent@gmail.com**

Paper ID: 73

ABSTRACT

Climate change is one of the most complex and pressing challenges facing humanity today. It has intensified extreme events, which have become increasingly evident in our country over the last few decades. Understanding extremes temperature is crucial for the sustainable management of water resources and agriculture in the context of future global warming. The present study evaluates the temporal variability of temperature extremes in northern Algeria by analyzing data from eight meteorological stations at monthly, seasonal, and annual scales. Trends in the time series were detected using the Trend-Free Prewhitening Mann-Kendall (TFPW-MK) test. Furthermore, the change points were identified using the Corrected and Unbiased Trend Free Pre-whitening (TFPWcu) modified Pettitt test. The results indicated a rise in annual minimum temperatures varying from 0.15 to 0.61 °C/decade and a rise in maximum temperatures from 0.26 to 0.67 °C/decade observed since the early 1980s. At monthly scale, significant increase of extreme temperature is observed during spring, summer and autumn. The shifts are mostly highlighted between April and October with a rise. These results could inform climate change mitigation and adaptation strategies, as well as the development of an early warning system, by evaluating shifts in temperature extremes and help various stakeholders to adopt strategies for the sustainable management of water resources and agriculture in Algeria.

KEYWORDS: extreme temperatures, trends, change points, northern Algeria.

RÉSUMÉ

Le changement climatique est l'un des défis les plus complexes et les plus urgents auxquels l'humanité est confrontée aujourd'hui. Il a intensifié les phénomènes extrêmes, qui sont devenus de plus en plus évidents dans notre pays au cours des dernières décennies. Il est essentiel de comprendre les températures extrêmes pour assurer une gestion durable des ressources en eau et de l'agriculture dans le contexte du réchauffement climatique futur. La présente étude évalue la variabilité temporelle des températures extrêmes dans le nord de l'Algérie en analysant les données de huit stations météorologiques à l'échelle mensuelle, saisonnière et annuelle. Les tendances dans les séries chronologiques ont été détectées à l'aide du test Mann-Kendall Modifié (TFPW-MK). En outre, les points de changement ont été identifiés à l'aide du testPettitt modifié (TFPWcu). Les résultats ont indiqué une augmentation des températures minimales annuelles variant de 0,15 à 0,61 °C/décennie et une augmentation des températures maximales de 0,26 à 0,67 °C/décennie observée depuis le début des années 1980. À l'échelle mensuelle, une augmentation significative des températures extrêmes est observée au printemps, en été et en automne. Les changements sont particulièrement marqués entre Avril et Octobre, avec une hausse. Ces résultats pourraient éclairer les stratégies d'atténuation et d'adaptation au changement climatique, ainsi que le développement d'un système d'alerte précoce, en évaluant les changements dans les températures extrêmes et en aidant les différentes parties prenantes à adopter des stratégies pour la gestion durable des ressources en eau et de l'agriculture en Algérie.

MOTS CLÉS: températures extrêmes, tendances, points de changement, nord de l'Algérie.

1. INTRODUCTION

Climate change is one of the most significant and complex issues facing humanity today (Gills & Morgan, 2022). This observed threat has become a central focus of scientific discourse due to its impact on natural systems and human societies. The crisis affects all components of ecosystems, from biotic and abiotic factors to biodiversity, water resources, and sociocultural structures (Grimm et al., 2013; Perring et al., 2016; Nunez et al., 2019; Srivastav et al., 2021). The observed warming has been largely attributed to human activities, primarily through greenhouse gas emissions.

Extreme temperature events are becoming more frequent due to climate change. Only a slight shift in the mean temperature results from significant variations in the frequency of temperature extremes (Mallick et al., 2022). Due to global warming, temperature extremes are already increasing over the world, with serious social, agricultural, economic and environmental consequences (IPCC, 2021; Clarke et al., 2022).

The Mediterranean region has been identified as a hotspot for climate change (Giorgi, 2006). Numerous studies have identified significant climate variability across Mediterranean countries (Aziz et al., 2020; Bartolini et al., 2021; Burić and Doderović, 2022; Driouech et al., 2020; Mohamed et al., 2023; Nimac et al., 2021; Peña-Angulo et al., 2021; Caloiero et al., 2017).

As a part of the Mediterranean basin, Algeria also suffers from the effects of global warming. Zeroual et al. (2017) found that annual and seasonal maximum, minimum and mean temperatures increased significantly across five meteorological stations in northern Algeria from 1972–2013.Taibi et al. (2022) highlighted an increase in annual temperatures during the period 1950-2016, ranging from 0.8 to 0.9°C, with a significant warming trend in summer and a rise between April and October on a monthly scale. Schilling et al. (2020) observed that Algeria is the most vulnerable country in North Africa to climate change. This is due to the fact that it is more exposed to climatic shifts, water resource challenges and adaptation capabilities.

The aim of this study is to analyze the annual, seasonal and monthly variability and trends of minimum and maximum temperatures across eight meteorological stations located in northern Algeria from 1950 to 2024.

2. Study area and dataset

To assess the variability in extreme temperatures in northern Algeria, eight meteorological stations were selected. The choice of these stations was based on data continuity, the duration of available information, and the quality of the data. The meteorological stations chosen for this study are characterized by their extensive observation records, which provide a comprehensive dataset for analysis. Specifically, data of five selected stations are available from 1950 to 2024, while data from other stations, such as Tiaret, Mascara, and Setif, begin in the late 1970s or early 1980s (Table 1). The data used in this study were collected from the National Meteorological Office (ONM).

Table 10: Names and geographic coordinates of meteorological stations

Stations	Longitude	Latitude	Elevation (m)	Study period
Algiers	03°15E	36°43N	25	1950-2024
Annaba	07°49E	36°50N	4	1950-2024
Oran	00°36W	35°38N	90	1950-2024
Chlef	01°28E	36°12N	143	1950-2024

Constantine	06°37E	36°17N	694	1950-2024
Mascara	00°09E	35°13N	513	1977-2024
Setif	5°42E	36°18N	1038	1981-2024
Tiaret	01°28E	35°21N	977	1983-2024

3. METHODOLOGY

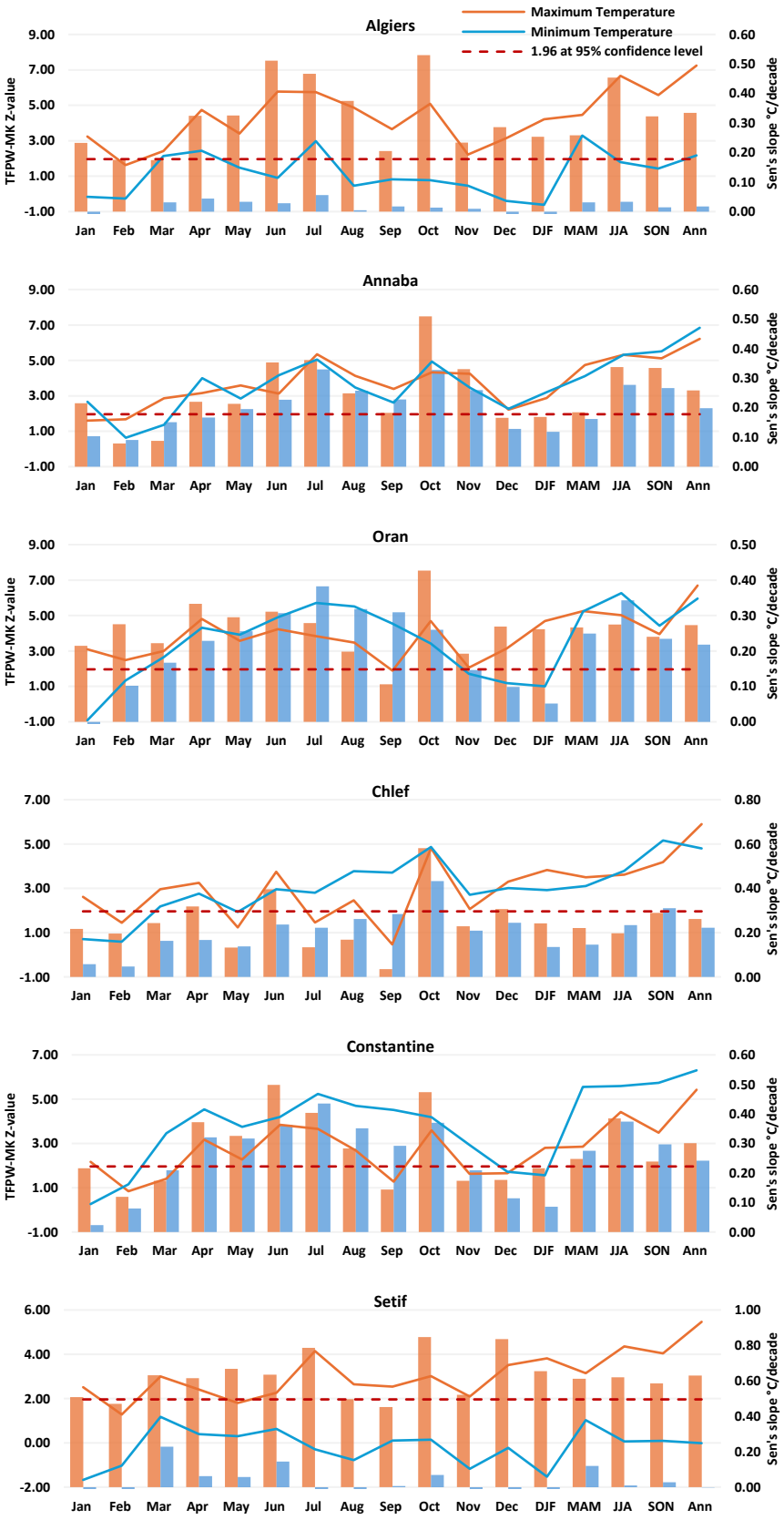
To analyze the temporal variability of temperature extremes in northern Algeria, particularly in the presence of autocorrelation in the time series, Yue et al. (2002) introduced the trend-free prewhitening (TFPW) methodthat removes serial correlation by incorporating a white noise (serially independent) component into the original records. The Modified Mann-Kendall test (Mann, 1945; Kendall, 1975) was used to identify monotonic increasing or decreasing trends in the time series. Sen's slope estimator, defined as the median of the slopes between all pairs of ordered data points, was computed alongside the test. To detect abrupt changes within the time series and better address autocorrelation, Serinaldy and Kilsby (2016) introduced the Corrected and Unbiased Trend-Free Prewhitening (TFPWcu) method, which enhances the Pettitt test (Pettitt, 1979) by mitigating the influence of serial correlation.

3.1. Trend Analysis

The Modified Mann-Kendall test indicates a significant rising trend in both minimum and maximum temperatures across most stations, with minimum temperatures increasing between 0.15-0.61°C/decade and maximum temperatures between 0.26-0.67°C/decade. Notable increases were particularly observed at the Mascara and Tiaret stations, while the Setif station did not exhibit a significant rise in minimum temperatures (Figure 1). Furthermore, the analysis of extreme temperatures at a seasonal scale revealed significant increases in minimum temperatures during spring, summer, and autumn at all stations, with no significant trend in winter except in Annaba and Chlef stations. For maximum temperature, the statistical test highlighted a significant positive trend across all seasons. Similar increases in extreme temperatures have been documented throughout the Mediterranean basin (Aksu, 2021; Caloiero et al., 2017; Espírito Santo et al., 2014; Filahi et al., 2016; Galdies, 2012; Gönençgil&Acar, 2021; Latrech et al., 2023; Nimac et al., 2021).

3.2. Identification of change points

The assessment of annual extreme temperature time series using the Modified Pettitt test has revealed the presence of change points at most stations, except for Tiaret and Setif for minimum temperatures (Figure 2). On a seasonal scale, no change points were observed mostly during winter, while the temperature increases were recorded in spring, summer and autumn, particularly in coastal regions, with significant changes occurring between 1980 and the late 2000s. No abrupt changes in minimum temperatures were observed at the Setif and Tiaret stations. At the monthly scale, change points were detected from April to October, with most stations showing significant temperature increases of around 2°C since the early 1980s. These findings are consistent with studies from other Mediterranean countries, including Malta (Galdies, 2012), Croatia (Nimac et al., 2021), Italy (Caloiero et al., 2017), Turkey (Aksu, 2021; Gönençgil&Acar, 2021), Portugal (Espírito Santo et al., 2014), Tunisia (Latrech et al., 2023), and Morocco (Filahi et al., 2016).


Algiers
Maximum Temperature
Minimum Temperature
1.96 at 95% confidence level
TFPW-MK Z-value
Sen's slope °C/decade
9.00
7.00
5.00
3.00
1.00
-1.00
0.60
0.50
0.40
0.30
0.20
0.10
0.00
Jan Feb Mar Apr May Jun Jul Aug Sep Oct Nov Dec DJF MAM JJA SON Ann
Annaba
Oran
Chlef
7.00
5.00
3.00
1.00
-1.00
0.80
0.60
0.40
0.20
0.00
Constantine
Setif
6.00
4.00
2.00
0.00
-2.00
1.00
0.80
0.60
0.40
0.20
0.00

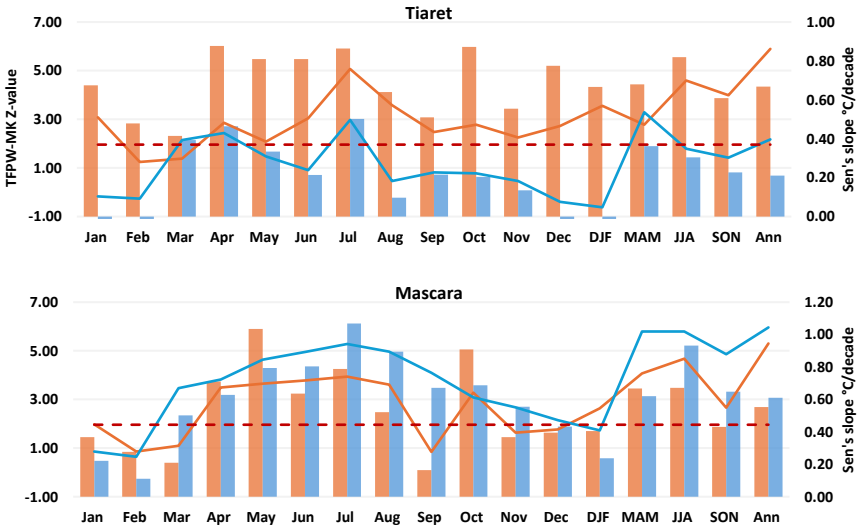
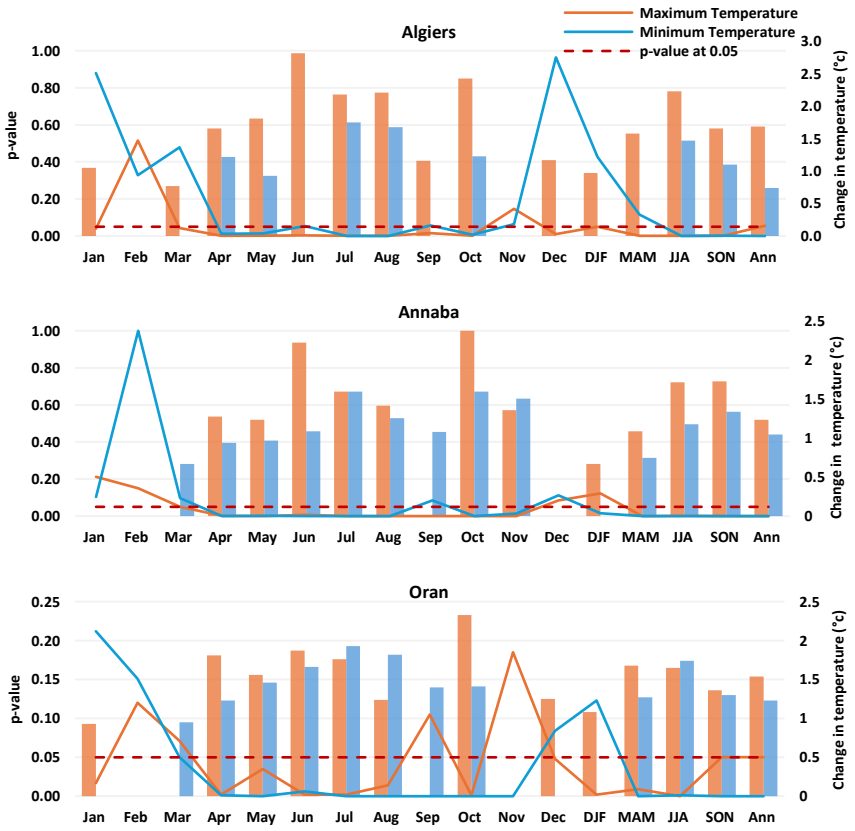


Figure 47: TFPW-MK Z-values (lines) and Sen's slope estimates (bars) for minimum and maximum temperatures. The red line represents the theoretical values of the TFPW-MK test at 95% confidence level.



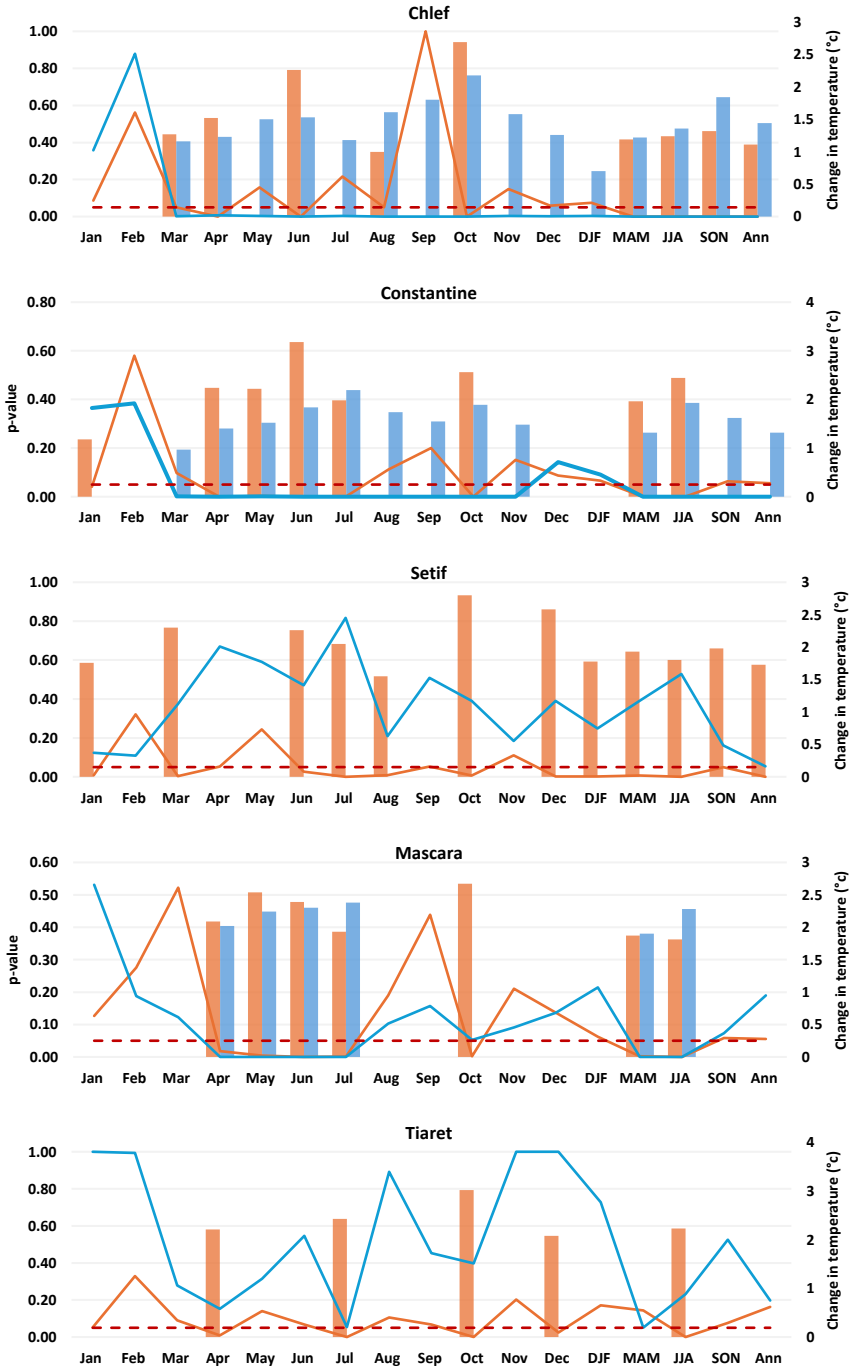


Figure 48: Change points in minimum and maximum temperatures, with modified Pettitt test p-values (lines) and the change in temperature (bars). The red line represents the theoretical critical values at 5% significance threshold.

4. CONCLUSION

The assessment of extreme temperatures across eight meteorological stations in northern Algeria was conducted first by analysing trends in the time series data using the Trend Free Prewhitening Mann-Kendall (TFPW-MK) test, with Sen's slope estimator quantifying the magnitude of these trends. The change points within time series were identified using the Corrected and Unbiased Trend-Free Prewhitening (TFPWcu) modified Pettitt test. By analyzing observed data from 1950 to 2024,

significant trends were observed, revealing an increase in extreme temperatures since the early 1980s. These changes were more pronounced for maximum temperatures across all seasons, particularly from March to October.

These findings can significantly inform climate change adaptation strategies and the development of an early warning system to evaluate sudden shifts in climatic conditions. Such systems are vital for enabling various stakeholders including scientists, hydrologists, irrigation managers, and water resource managers to adopt effective strategies for sustainable water resource and agricultural management in Algeria.

ACKNOWLEDGEMENTS

Authors would like to thank the National Office of Meteorology for providing meteorological data.

REFERENCES

Aksu, H. (2021). Nonstationary analysis of the extreme temperatures in Turkey. Dynamics of Atmospheres and Oceans, 95, 101238.

Aziz, R., Yucel, I., &Yozgatligil, C. (2020). Nonstationarity impacts on frequency analysis of yearly and seasonal extreme temperature in Turkey. Atmospheric Research, 238, 104875.

Bartolini, G., Betti, G., Gozzini, B., Iannuccilli, M., Magno, R., Messeri, G., Spolverini, N., Torrigiani, T, Vallorani, R., & Grifoni, D. (2022). Spatial and temporal changes in dry spells in a Mediterranean area: Tuscany (central Italy), 1955–2017. International Journal of Climatology, 42(3), 1670–1691.

Burić, D., &Doderović, M. (2022). Trend of percentile climate indices in Montenegro in the period 1961–2020. Sustainability, 14(19), 12519.

Caloiero, T., Coscarelli, R., Ferrari, E., &Sirangelo, B. (2017). Trend analysis of monthly mean values and extreme indices of daily temperature in a region of southern Italy. International journal of climatology, 37, 284-297.

Clarke, B., Otto, F., Stuart-Smith, R., & Harrington, L. (2022). Extreme weather impacts of climate change: an attribution perspective. Environmental Research: Climate, 1(1), 012001.

Driouech, F., Stafi, H., Khouakhi, A., Moutia, S., Badi, W., ElRhaz, K., &Chehbouni, A. (2021). Recent observed country-wide climate trends in Morocco. International Journal of Climatology, 41, E855-E874.

Espírito Santo, F., de Lima, M. I. P., Ramos, A. M., &Trigo, R. M. (2014). Trends in seasonal surface air temperature in mainland Portugal, since 1941. International Journal of Climatology, 34(6).

Filahi, S., Tanarhte, M., Mouhir, L., El Morhit, M., &Tramblay, Y. (2016). Trends in indices of daily temperature and precipitations extremes in Morocco. Theoretical and applied climatology, 124, 959-972.

Galdies, C. (2012). Temperature trends in Malta (central Mediterranean) from 1951 to 2010. Meteorology and Atmospheric Physics, 117, 135-143.

Gills, B., & Morgan, J. (2022). Global climate emergency: After COP24, climate science, urgency, and the threat to humanity. In Economics and climate emergency (pp. 253-270). Routledge.

Gönençgil, B., &Acar, Z. (2021). Turkey: Clımate Variability, Extreme Temperature, and Precipitation. Geographies of Mediterranean Europe, 167-180.

Grimm, N.B., Chapin, F.S., III, Bierwagen, B., Gonzalez, P., Groffman, P.M., Luo, Y., Melton, F., Nadelhoffer, K., Pairis, A., Raymond, P.A., Schimel, J. and Williamson, C.E. (2013), The impacts of climate change on ecosystem structure and function. Frontiers in Ecology and the Environment, 11: 474-482.

IPCC (2021): Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.). In Press.Katz, R. W., & Brown, B. G. (1992). Extreme events in a changing climate: variability is more important than averages. Climatic change, 21(3), 289-302.

Kendall MG (1975) Rank Correlation Measures. Charles Griffin, London.

Latrech, B., Yacoubi, S., Hermassi, T., Slatni, A., Jarray, F., &Pouget, L. (2023). Homogeneity and Trend Analysis of Climatic Variables in Cap-Bon Region of Tunisia. Applied Sciences, 13(19), 10593.

Mallick, J., Salam, R., Islam, H.M.T. et al. (2022). Recent changes in temperature extremes in subtropical climate region and the role of large-scale atmospheric oscillation patterns. Theoretical and Applied Climatology148, 329–347.

Mann, H. B. (1945). Nonparametric tests against trend. Econometrica: Journal of the econometric society, 245-259.

Mohamed, M. A. E. H., Moursy, F. I., Darrag, M. H., & El-Mahdy, M. E. S. (2023). Assessment of long-term trends and mapping of drought events in Tunisia. Scientific African, 21, e01766.

Nimac, I., Herceg-Bulić, I., CindrićKalin, K., &PerčecTadić, M. (2021). Changes in extreme air temperatures in the mid-sized European city situated on the southern base of a mountain (Zagreb, Croatia). Theoretical and Applied Climatology, 146(1), 429-441.

Nunez, S., Arets, E., Alkemade, R., Verwer, C., &Leemans, R. (2019). Assessing the impacts of climate change on biodiversity: Is below 2° C enough? Climatic Change, 154, 351-365.

Peña-Angulo, D., Gonzalez-Hidalgo, J. C., Sandonís, L., Beguería, S., Tomas-Burguera, M., López-Bustins, J. A., ... & Martin-Vide, J. (2021). Seasonal temperature trends on the Spanish mainland: A secular study (1916–2015). International Journal of Climatology, 41(5), 3071-3084.

Perring, M.P., De Frenne, P., Baeten, L., Maes, S.L., Depauw, L., Blondeel, H., Carón, M.M. and Verheyen, K. (2016). Global environmental change effects on ecosystems: The importance of land-use legacies. Global Change Biology, 22(4), pp.1361-1371.

Pettitt, A. N. (1979). A non-parametric approach to the change-point problem. Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics), 28(2), 126-135.

Schilling, J., Hertig, E., Tramblay, Y., &Scheffran, J. (2020). Climate change vulnerability, water resources and social implications in North Africa. Regional Environmental Change, 20, 1-12.

Serinaldi, F., Kilsby, C.G.(2016)The importance of prewhitening in change point analysis under persistence.Stochastic Environmental Research and Risk Assessment30, 763–777.

Srivastav, A. L., Dhyani, R., Ranjan, M., Madhav, S., &Sillanpää, M. (2021). Climate-resilient strategies for sustainable management of water resources and agriculture. Environmental Science and Pollution Research, 28(31), 41576-41595.

Taïbi, S., Zeroual, A. &Meddi, M.(2022) Effect of autocorrelation on temporal trends in air-temperature in Northern Algeria and links with teleconnections patterns. Theoretical and Applied Climatology147, 959–984.

Yue, S., Pilon, P., Phinney, B., &Cavadias, G. (2002). The influence of autocorrelation on the ability to detect trend in hydrological series. Hydrological processes, 16(9), 1807-1829.

Zeroual, A., Assani, A. A., &Meddi, M. (2017). Combined analysis of temperature and rainfall variability as they relate to climate indices in Northern Algeria over the 1972–2013 period. Hydrology Research, 48(2), 584-595.

SIMULATION NUMÉRIQUE D'UNE ONDE DE RUPTURE DE BARRAGE

Nacima HADJRABIA[1],

[1] Département Geotechnique et Hydraulique, LEGHYD / FGC-USTHB, Alger, Algerie.

nassima.hadjrabia@gmail.com

Paper ID: 94

RÉSUMÉ

Le présent travail s'intéresse à la simulation d'un scénario de rupture du barrage de Taksebt, situé en région montagneuse dans la wilaya de Tizi Ouzou (Algerie). L'étude repose sur une modélisation numérique réalisée à l'aide de ArcGIS et HEC-RAS 2D, en intégrant un hydrogramme de crue millénaire. À partir des données topographiques, la simulation permet d'analyser le comportement de l'onde de submersion, d'en déterminer les hauteurs, les vitesses et les temps d'arrivée, et d'identifier les zones les plus exposées en aval. Les résultats mettent en évidence un risque important d'inondation, avec des vitesses élevées et des niveaux d'eau critiques dans plusieurs secteurs. Une analyse de sensibilité a également été conduite sur le temps de formation de la brèche et les valeurs de rugosité, montrant leur influence directe sur l'étendue de l'inondation. L'ensemble de ces éléments contribue à renforcer les outils d'aide à la décision pour la gestion du risque.

MOTS-CLÉS:barrage, rupture, propagation, Saint-Venant, simulation numérique, HEC-RAS.

ABSTRACT

This study focuses on simulating a dam-break scenario for the Taksebt Dam, located in a mountainous region of the Tizi Ouzou province (Algeria). The analysis is based on a numerical model developed using ArcGIS and HEC-RAS 2D, incorporating a millennial flood hydrograph. Using topographic data, the simulation allows for the analysis of the flood wave behavior, including water depths, flow velocities, arrival times, and the identification of the most vulnerable downstream areas. The results highlight a significant flood risk, with high velocities and critical water levels observed in several zones. A sensitivity analysis was also carried out on breach formation time and roughness coefficients, demonstrating their direct impact on the extent of flooding. These findings contribute to enhancing decision-support tools for risk management.

1. INTRODUCTION

L'eau douce constitue aujourd'hui un enjeu stratégique majeur, confronté à des pressions croissantes liées à l'urbanisation, au changement climatique et à la variabilité hydrologique. Depuis l'Antiquité, les sociétés ont mis en place des infrastructures hydrauliques, notamment des barrages, afin de sécuriser l'approvisionnement en eau, produire de l'énergie, irriguer les terres agricoles et limiter les risques d'inondation. On compte actuellement près de 60 000 grands barrages à l'échelle mondiale (ICOLD,2020),

Cependant, ces ouvrages sont exposés à divers aléas structurels et hydrologiques pouvant compromettre leur intégrité. Le risque de rupture, bien que peu fréquent, représente un danger considérable pour les populations et les infrastructures situées en aval. Les causes possibles incluent

des défauts de conception, le vieillissement, les phénomènes d'érosion interne ou des crues exceptionnelles. Dans le cas des barrages en remblai, une dégradation lente peut passer inaperçue jusqu'à l'apparition d'une brèche.

Face à ces enjeux, la simulation numérique des scénarios de rupture constitue un outil indispensable pour évaluer les risques et planifier la réponse. La présente étude se concentre sur le barrage de Taksebt, et propose une modélisation hydrodynamique 2D de l'onde de crue générée. L'objectif est d'analyser la dynamique de l'onde et d'identifier les zones les plus exposées.

2. REVUE DE LA LITTÉRATURE

La rupture d'un barrage est l'un des risques hydrauliques les plus redoutés en raison de ses effets potentiellement catastrophiques sur les populations, les infrastructures et les écosystèmes. Depuis le XIX^{e} siècle, de nombreux événements tragiques ont marqué l'histoire de l'ingénierie hydraulique, soulignant les limites de la conception, de l'entretien ou de la prévision hydrologique. En Algérie, le cas le plus ancien et le plus documenté est celui du barrage de Fergoug I, situé dans la région de Mascara, dont la rupture en 1881 aurait causé environ 200 décès (Boudoukha, 2013). Cet événement, survenu à l'époque coloniale, a constitué un premier signal d'alerte sur la vulnérabilité des ouvrages hydrauliques aux crues extrêmes. D'autres études ont depuis été menées sur des barrages algériens à des fins de simulation de rupture. Le barrage de Boukerdane (Tipaza), a fait l'objet d'une analyse par modélisation numérique, Elghani et al. (2016). Leurs résultats ont mis en évidence des vitesses élevées et des hauteurs d'eau critiques dans les zones urbanisées. Dans le sud-ouest algérien, Seddiki et al. (2013) ont étudié un scénario de rupture du barrage de Djorf Torba (Béchar). Leur modélisation 2D a montré que des zones agricoles, souvent peu accessibles, seraient particulièrement exposées à l'onde de crue. Gaagai et al. (2020 & 2022) ont étudié les ruptures des barrages de Babar et Yabous (Khenchela) : la modélisation avec HEC-RAS 1D a montré une propagation intense en vallée étroite et un amortissement par relief montagneux.

À travers le monde, des catastrophes comme Gleno (1923), Vajont (1963) et Stava (1985) en Italie, ou encore Banqiao (Chine, 1975), ont marqué l'histoire et révélé les risques liés aux défaillances structurelles et aux conditions climatiques extrêmes (Wang et al., 2006).

La montée en âge des ouvrages est aujourd'hui une source croissante de préoccupation : selon (ICOLD ,2020), plus de 50 % des grands barrages dans le monde ont dépassé 50 ans. À cela s'ajoutent les effets du changement climatique, qui altèrent les régimes de précipitations et rendent les crues extrêmes plus fréquentes (Kundzewicz et al., 2014). Face à ces risques, les outils de modélisation hydrodynamique sont devenus essentiels. Tels que HEC-RAS, MIKE FLOOD, TELEMAC-2D, FLDWAV ou BASEMENT permettent de simuler le comportement d'une onde de rupture, d'en estimer les hauteurs, les vitesses, et de générer des cartes d'inondation utiles à la planification d'urgence (Brunner, 2020). La recherche internationale a notamment porté sur la formulation des lois de brèche (Hooshyaripor et al., 2020), l'évaluation des incertitudes (Wahl, 1998 ; Pandya et al., 2024), ou encore l'intégration de la modélisation dans les SIG (Winarta et al., 2019). Leoul et Kassahun (2019) ont également étudié la propagation d'ondes dans des terrains montagneux, conditions similaires à celles de plusieurs régions Algériennes.

Dans ce contexte, le barrage de Taksebt, constitue un cas d'étude stratégique. Alimentant en eau potable les wilayas de Tizi-Ouzou, Boumerdes et Alger, il est implanté dans une région à fort relief et

densément peuplée. La présente étude vise ainsi à modéliser ce scénario à l'aide de HEC-RAS 2D, sur la base de données topographiques et de crues extrêmes simulées.

3. CAS D'ÉTUDE: BARRAGE DE TAKSEBT

3.1. Présentation de la zone d'étude :

Le barrage de Taksebt est situé dans le nord de l'Algérie, au cœur de la région montagneuse de la Kabylie, à environ dix kilomètres au sud-est de la ville de Tizi-Ouzou (Fig.1). Il est implanté sur l'oued Takhoukht, un affluent de l'oued Aïssi, lui-même tributaire de l'oued Sébaou qui se jette dans la Méditerranée. L'ouvrage s'insère dans un environnement topographique accidenté, au sein d'un bassin versant d'environ 448 km², caractérisé par une pluviométrie relativement élevée et des crues parfois intenses.

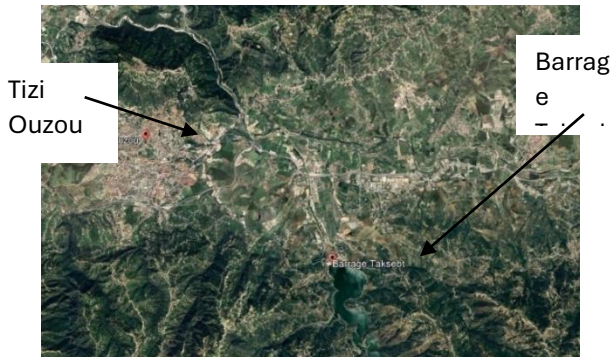


Fig.1. Situation du barrage de Taksept-



Fig. 2. Vue sur la retenue du barrage Taksept

Mis en service au début des années 2000, la retenue du barrage de Taksebt (Fig.2) peut stocker un volume utile compris entre 175 et 180 millions de m^3.

D'un point de vue géotechnique, le barrage repose sur un substratum de schistes altérés, compactés en couches successives. Le noyau central est constitué d'argile dégradée, d'une largeur de 53 mètres en pied. Les matériaux de transition et les zones de drainage présentent des perméabilités allant de 10^{-2} à 10^{-8} m/s. Le comportement dynamique du barrage sous sollicitation sismique a fait l'objet de plusieurs recherches, les résultats confirment la bonne tenue structurelle de l'ouvrage même en conditions extrêmes (Allout et al., 2023).

Cependant, la grande capacité du barrage de Taksebt et la vallée encaissée de l'oued Aïssi exposent les zones densément peuplées en aval, comme Redjaouna et Tizi-Ouzou, à un risque majeur en cas de rupture. L'étude simule l'onde de crue avec HEC-RAS 2D, en évaluant hauteurs d'eau, vitesses, délais d'arrivée et zones inondées, afin d'offrir aux autorités un outil de prévention et de gestion des risques.

3.2. Caractéristiques techniques et hydrologiques du barrage

Le barrage de Taksebt, implanté sur un bassin versant de 448 km² et un thalweg de 39 km, reçoit en moyenne 958 mm de pluie par an, générant un apport de 196 millions m³ et un transport solide de 265 000 t/an (600 t/km²). Son plan d'eau varie entre 110 m et 169,62 m (niveau normal : 165 m). Cet ouvrage en remblai atteint 76 m de hauteur (94 m depuis les fondations), pour 515 m de crête (8,60 m de largeur, base 464 m, talus 2,7/1). Les risbermes se situent à 116,50 m (amont) et 146/125/104 m (aval). L'évacuation des crues est assurée par un seuil de 2500 m³/s, porté à 2700 m³/s avec la vidange.

4. MATERIELS ET METHODE

La rupture d'un barrage entraîne la libération brutale d'une grande quantité d'eau, générant une onde de submersion dont le comportement dépend de nombreux facteurs physiques, notamment la configuration du terrain et les conditions hydrauliques en aval. Pour analyser ce phénomène, on utilise des outils de modélisation capables de représenter les écoulements à surface libre dans un contexte non permanent.

4.1. Modélisation hydraulique d'une onde de rupture de barrage

La dynamique de l'onde produite lors de la rupture d'un barrage est simulée à l'aide des équations de Saint-Venant, qui reposent sur les principes fondamentaux de conservation de la masse et de la quantité de mouvement. Elles permettent de décrire l'évolution du débit et de la surface libre en tout point du cours d'eau, à partir de deux équations différentielles qui lient les variables hydrauliques principales : la section mouillée et le débit (Cunge et al., 1980 ; Hervouet, 2007 ; Liggett, 1994).

L'équation de continuité : $\partial A/\partial t + \partial Q/\partial x = 0$ (1)

L'équation de quantité de mouvement $\partial Q/\partial t + \partial/\partial x\,(Q^2/A + gAh) = gA(S_0 - S_f)$ (2)

A est la section mouillée, Q le débit, h la hauteur d'eau, S_0 la pente du lit, S_f la perte de charge par frottement.

Dans le cadre d'une rupture de barrage, la modélisation doit intégrer la cinétique d'ouverture de la brèche, la topographie aval et les interactions avec les infrastructures. Une approche 1D peut suffire dans les vallées étroites, mais un modèle 2D est requis en cas de relief complexe ou de débordements latéraux. Les simulations fournissent des paramètres essentiels pour la gestion du risque : hauteurs maximales, vitesses locales et temps d'arrivée de l'onde. Leur fiabilité dépend fortement de la qualité des données (MNT, géométrie du chenal, conditions aux limites, paramètres hydrauliques) et de la définition des scénarios de brèche (partielle/totale, brutale/progressive). Parmi les outils disponibles, HEC-RAS, développé par l'USACE, est largement utilisé. Dans cette étude, la rupture hypothétique du barrage de Taksebt est analysée par une démarche combinant ArcGIS pour le traitement spatial et HEC-RAS pour la simulation hydraulique en aval.

4.2. Définitiondelagéométrieducoursd'eau

Pour la modélisation de la rupture, chaque section du lit a été définie par son profil en travers, les coefficients de rugosité de Manning, les pertes de charge localisées et la distance intersections. Le tronçon étudié de l'oued Aïssi couvre 17 km, depuis l'aval immédiat du barrage de Taksebt jusqu'à une zone inondable. Au total, 14 sections ont été établies à partir des profils en travers (Fig. 3) générés via ArcGIS à partir d'une image Raster, puis intégrés dans HEC-RAS. Les coefficients de Manning adoptés sont de 0,030 pour le lit mineur et 0,035 pour les berges. L'espacement retenu est de 170 m entre sections, avec un pas de temps de 2 minutes, garantissant la précision et la stabilité du calcul.

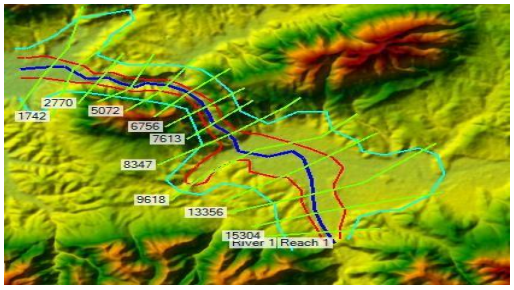


Fig.3.Créationdeprofil(crosssections)avecHECGeoRAS

Scénariodelarupturedubarrage

Le scénario retenu repose sur une rupture causée par une averse exceptionnelle, de 1000 ans, entraînant un dépassement du niveau de crête. Afin de simuler la propagation de l'onde de submersion en aval, un hydrogramme de crue a été introduit comme condition d'entrée dans le modèle. La simulation a été réalisée en régime non permanent.

Données hydrauliques : Conditions initiales et Conditions aux limites

Au début de la simulation, le débit dans le lit de l'oued est fixé à 40 m³/s. Cette valeur correspond au débit de base à l'instant initial, à t=0 avant le début de la crue. Ce scénario repose sur une rupture provoquée par surverse, à la suite d'un événement pluviométrique exceptionnel.
À l'amont, la condition limite introduite dans le modèle est un hydrogramme de crue correspondante à une averse extrême, dont la période de retour est estimée à 1000 ans. Cet hydrogramme permet de représenter l'évolution du débit entrant dans le réservoir jusqu'au moment critique. Il constitue l'entrée principale du modèle hydraulique (Fig .4).

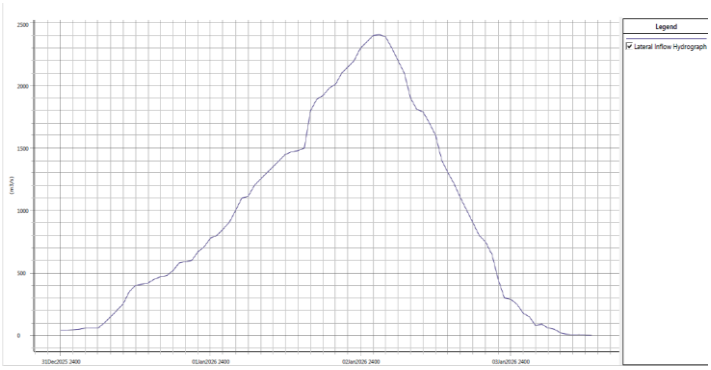


Fig.4.HydrogrammedeCrue-barrage Taksebt(T=1000ans)

Données de rugosité : Dans la simulation, les coefficients de rugosité de Manning ont été définis conformément aux recommandations de l'USACE (2020), avec des valeurs comprises entre 0,02 et 0,08 pour le lit mineur et entre 0,02 et 0,20 pour le lit majeur hors zones urbaines. Les coefficients de rugosité adoptés pour la simulation sont de 0,033 pour le lit mineur et de 0,050 pour les berges inondables. Ces valeurs ont été appliquées sur l'ensemble du tronçon de l'oued Aïssi modélisé, couvrant une distance de 17 km en aval du barrage de Taksebt.
Par ailleurs, les pertes de charge supplémentaires dues aux variations de géométrie du lit notamment les rétrécissements, élargissements ou obstacles ponctuels ont été intégrées dans le modèle. Les coefficients retenus sont de 0,10 pour les contractions et de 0,30 pour les expansions du lit.

5. RÉSULTATSETDISCUSSIONS

Un pas de temps réduit a été adopté pour mieux représenter la dynamique de l'onde de submersion. Les débits, hauteurs d'eau et vitesses ont été analysés en sept points de contrôle, et la (Fig. 5) montre l'étendue simulée de l'inondation avec HEC-RAS.

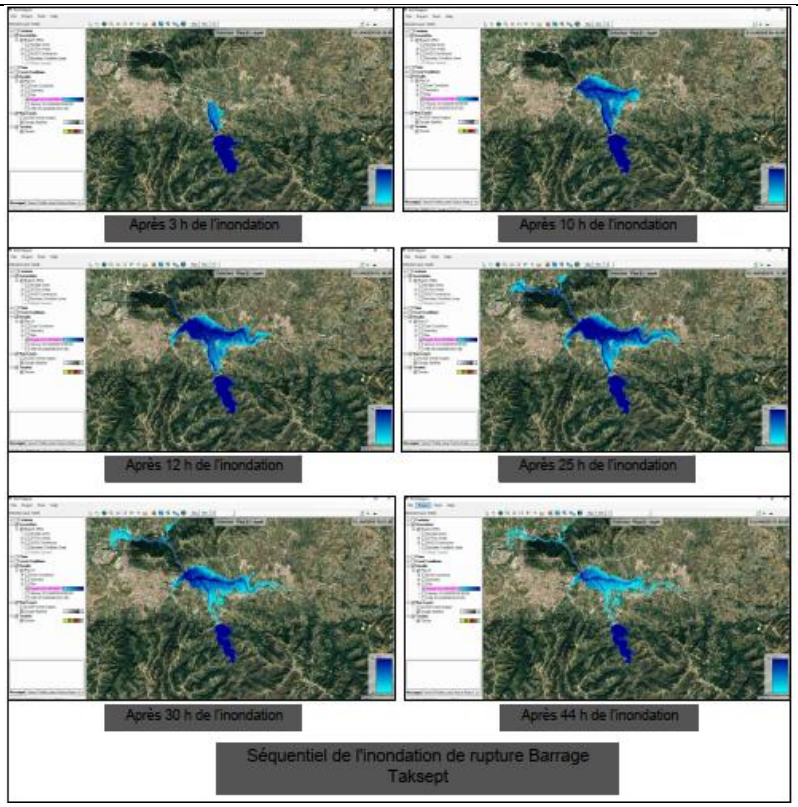


Fig.5. L'étenduedel'écoulementàl'avaldubarrage (HEC-RAS)

5.1. Élévation de la ligne d'eau

La hauteur d'eau obtenue par la modélisation hydraulique fournit une information essentielle pour la prévision et la gestion du risque d'inondation. Cette élévation varie selon la morphologie de la vallée : elle augmente dans les secteurs encaissés, où l'écoulement est contraint, et diminue dans les zones plus larges, où l'eau peut se répartir latéralement. La pente du lit joue également un rôle important dans l'évolution de cette ligne d'eau.

Le modèle mis en œuvre permet d'identifier la ligne d'eau maximale atteinte lors de la propagation de l'onde de rupture. Cette courbe traduit l'extension la plus importante que l'onde peut atteindre le long du lit de l'oued. D'après les résultats illustrés dans la (Fig. 6), on note une baisse rapide de la hauteur d'eau, passant de 20,6 m à 5,06 m peu après la rupture, avant une nouvelle hausse jusqu'à 15,7 m. Ces fluctuations sont directement liées aux caractéristiques géométriques et à la déclivité de l'oued Aïssi, qui influencent fortement le comportement de l'onde de submersion.

5.2. Vitesse d'écoulement

La figure 7 met en évidence les variations irrégulières de la vitesse d'écoulement le long du tronçon étudié de l'oued. Ces fluctuations s'expliquent principalement par l'effet de la pente longitudinale, qui influence fortement l'accélération ou le ralentissement local du flux. Toutefois, la géométrie des sections transversales et la présence de singularités naturelles (resserrements, élargissements, obstacles) contribuent également à cette irrégularité du régime d'écoulement.

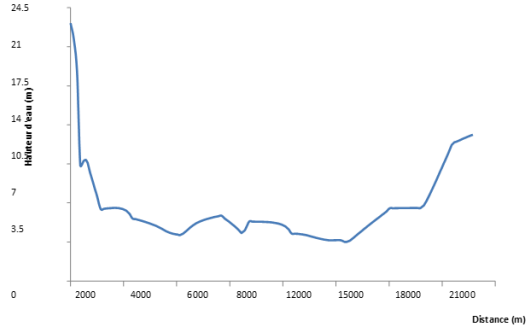


Fig.6. Hauteursd'eauà l'aval

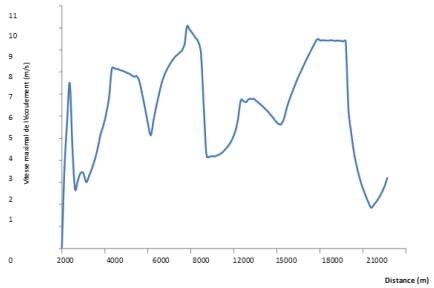


Fig.7.Vitessesmaximales àl'aval dubarrage

5.3. Zones d'inondation

Les zones d'inondation identifiées (Fig.8) correspondent aux secteurs où le débordement du lit de l'oued peut survenir en cas de rupture du barrage. L'ampleur et la fréquence de l'inondation varient selon la topographie locale et la dynamique de l'écoulement. Pour les délimiter, on s'appuie sur la largeur maximale atteinte par l'écoulement dans chaque section transversale simulée.

Les conséquences d'une rupture de barrage résultent de la libération soudaine d'un volume d'eau considérable, se propageant à grande vitesse. Cette situation génère un risque d'inondation comparable à celui d'une crue naturelle, mais avec des intensités souvent bien supérieures à proximité immédiate du barrage. Les hauteurs d'eau élevées et les vitesses importantes peuvent provoquer des dommages étendus, notamment sur les infrastructures, les habitations et les terrains situés en zone aval.

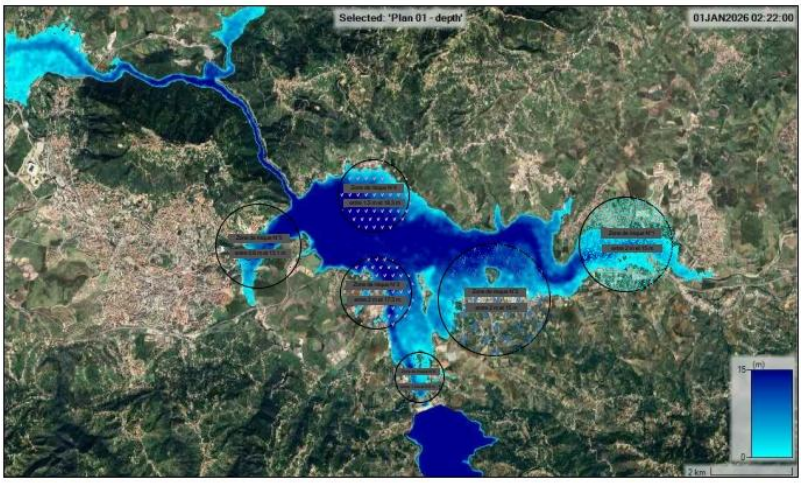


Fig .8.Carte d'inondation

5.4. Sensibilité des résultats

Sensibilité du débit en fonction du temps de formation de la brèche :

Afin d'évaluer l'influence du temps de formation de la brèche sur l'hydrogramme de rupture à la digue, plusieurs valeurs ont été testées, comprises entre 0,1 et 0,5 heure. Les résultats obtenus montrent des variations notables du débit de pointe et de la forme de l'hydrogramme selon la durée de rupture considérée. La figure 9, illustre l'évolution du débit en fonction du temps pour les différents scénarios analysés.

Sensibilité au coefficient de Manning

Afin d'évaluer l'influence de la rugosité sur les résultats de la modélisation hydraulique, un test de sensibilité a été réalisé en faisant varier le coefficient de Manning. Ce paramètre joue un rôle important dans le calcul des vitesses d'écoulement, des lignes d'eau et dans le routage de l'hydrogramme.

Trois valeurs ont été retenues pour ce test : n=0,05 n=0,07 et n=0,08. L'objectif est de mesurer l'impact de ces variations sur l'altitude de la ligne d'eau au niveau du barrage ainsi que sur les sections situées en aval. Les résultats obtenus mettent en évidence des écarts notables selon la valeur de rugosité choisie (Fig.10).

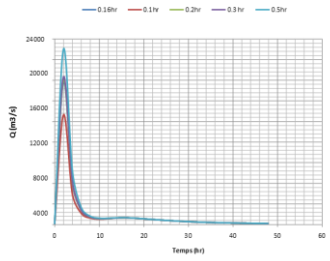


Fig. 9. Hydrogrammes de rupture pour différents temps de formation de brèche

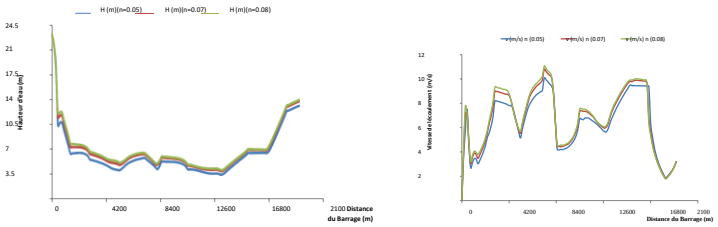


Fig. 10. Sensibilité -auteur d'eau et vitesse- au coef Manning

6. Conclusion

La configuration géologique du site du barrage de Taksebt joue un rôle déterminant dans le comportement de l'eau au niveau des fondations et des rives de l'ouvrage. Cette réalité impose la nécessité d'une étude détaillée des conséquences d'une éventuelle rupture. De telles analyses visent principalement à délimiter la zone géographique exposée au risque d'inondation, dans le but d'évaluer les impacts potentiels sur les populations, les infrastructures, les biens matériels, ainsi que sur les installations économiques en aval. Elles permettent également de concevoir des dispositifs d'alerte et des mesures d'urgence efficaces et adaptées. Les résultats issus de la simulation confirment qu'un risque important menace les zones situées à l'aval du barrage. Les figures précédentes, notamment celles représentant les hauteurs d'eau, les vitesses d'écoulement, les débits et la célérité de l'onde de crue, illustrent clairement la violence du phénomène. La pente variable du lit accentue localement les effets dynamiques, entraînant une inondation rapide et soudaine des zones basses. Ces constats soulignent l'urgence d'une planification rigoureuse des mesures de prévention et de protection dans la vallée de l'oued Aïssi.

REFERENCES

Allout, A., Bouafia, A., Rouabhia, A., and Bouali, H. (2023). "A comparative study of the dam stability at various stages using numerical modeling and in situ measurements: The case study of the Taksebt Dam, Tizi Ouzou, Algeria." Engineering, Technology & Applied Science Research, 13(2), 11756–11762.

Boudoukha, A. (2013). Rupture du barrage de Fergoug I : impact historique et perspectives pour la sécurité des barrages en Algérie.

Brunner, G. W. (2020). HEC-RAS River Analysis System User's Manual, Version 6.0. U.S. Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center (HEC), Davis, CA.

Cunge, J. A., Holly, F. M., and Verwey, A. (1980). Practical Aspects of Computational River Hydraulics. Pitman Publishing, London.

Elghani, R., Benkhaled, A., and Remini, B. (2016). “Numerical simulation of the dam break flow in a valley: Application to Boukerdane Dam in Algeria.” Larhyss Journal, 27, 177–192.

Gaagai, A., Remini, B., and Ghenim, A. N. (2020). “Failure simulation of Babar Dam–Algeria and its impact on the valley downstream section.” Journal of Water and Land Development, 44(I–III), 75–89.

Gaagai, A., Remini, B., Ghenim, A. N., and Benkhaled, A. (2022). “Modeling and risk analysis of dam-break flooding in a semi-arid montane watershed: A case study of the Yabous Dam.” Water, 14(5), 767.

Hervouet, J.-M. (2007). Hydrodynamics of Free Surface Flows : Modelling with the Finite Element Method. Wiley, Chichester, UK.

Hooshyaripor, F., Zahraie, B., and Kouchakzadeh, S. (2020). “A comparative study of dam-break flood wave modeling using different breach development equations.” Journal of Hydrology, 584, 124685.

ICOLD (International Commission on Large Dams). (2020). Bulletin on Dam Safety and Ageing. ICOLD, Paris.

Kundzewicz, Z. W., Kanae, S., Seneviratne, S. I., Handmer, J., Nicholls, N., Peduzzi, P., … and Sherstyukov, B. (2014). “Flood risk and climate change : Global and regional perspectives.” Hydrological Sciences Journal, 59(1), 1–28.

Leoul, S., and Kassahun, A. (2019). “Dam break flood modeling in mountainous terrain using HEC-RAS.” Water Practice & Technology, 14(1), 99–109.

Liggett, J. A. (1994). Fluid Mechanics. McGraw-Hill, New York.

Pandya, P., Kumar, S., and Patel, R. (2024). “Integrated assessment framework for dam-break simulations.” WIREs Water (in press).

Seddiki, M., Benkhaled, A., and Remini, B. (2013). “Break of dams and their impacts on the environment: Case of Djorf Torba Dam (Algeria).” Energy Procedia, 36, 303–312.

USACE (U.S. Army Corps of Engineers). (2020). HEC-RAS River Analysis System : User’s Manual, Version 6.0. Hydrologic Engineering Center (HEC), Davis, CA.

Wahl, T. L. (1998). “Uncertainty of breach predictions: A review.” Dam Safety, 15(2), 14–23.

Wang, Z., Zhang, H., and Zhu, Y. (2006). “The Banqiao Dam failure in China : The worst technological disaster in the world.” Journal of Hydroscience and Hydraulic Engineering, 27(2), 25–37.

Winarta, G. D., Soewondo, P., and Suripin. (2019). “Flood risk assessment due to dam failure using HEC-RAS and GIS : Case study in Jatiluhur Dam.” IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 311(1), 012033.

ETUDE DE LA DEGRADATION THERMIQUE D'UN COMPOSITE A BASE DE PVC/$CACO_3$

Nadia GALLOUZE[1*], Fatima ABDERRAHMANE[1], Nesrine LAICHE[1]

[1]Faculté des Sciences, Laboratoire de chimie, Université M'Hamed Bougara Boumerdes, Algérie

*Auteur correspondant : n_gallouze@yahoo.fr

Paper ID : 59

ABSTRACT

This work focuses on the thermal aging study of two plasticized pvc formulations, stabilized with a system based on calcium/zinc stearates and epoxidized soybean oil. The main objective is to evaluate the impact of the addition of calcium carbonate ($caco_3$) on the mechanical and thermal properties of the material during aging. One of the two formulations contains a $caco_3$ filler, the other does not.

Aging was carried out in an oven for 360 hours, with samples taken at 72, 144, 216, 288, and 360 hours. The samples were characterized by measuring hardness, elongation at break, stress at break, young's modulus, and glass transition temperature.

The results showed that both control formulations exhibited good initial behavior. However, a notable change was observed in all the properties studied in the samples that had undergone thermal aging, which is expected: a material exposed to high temperatures for a long period tends to become brittle, regardless of the effectiveness of the stabilization system used.

Finally, the formulation containing $caco_3$ can be considered an economically advantageous option.

KEYWORDS: PVC, Thermal Aging, Calcium Carbonate, Mechanical Properties, Thermal Properties, Stabilizers, Plasticizer.

RÉSUMÉ

Ce travail porte sur l'étude du vieillissement thermique de deux formulations de PVC plastifié, stabilisées par un système à base de stéarates de calcium/zinc et d'huile de soja époxydée. L'objectif principal est d'évaluer l'impact de l'ajout de carbonate de calcium ($CaCO_3$) sur les propriétés mécaniques et thermiques du matériau au cours du vieillissement. Une des deux formulations contient une charge de $CaCO_3$, l'autre en est dépourvue.

Le vieillissement a été réalisé dans une étuve pendant 360 heures, avec des prélèvements à 72, 144, 216, 288 et 360 heures. Les échantillons ont été caractérisés par la mesure de la dureté, de l'allongement à la rupture, de la contrainte à la rupture, du module de Young et de la température de transition vitreuse.

Les résultats ont montré que les deux formulations témoins ont un bon comportement initial. Toutefois, un changement notable a été observé dans toutes les propriétés étudiées des échantillons ayant subi le vieillissement thermique, ce qui est attendu : un matériau exposé à une température élevée pendant une longue période tend à se fragiliser, quelle que soit l'efficacité du système de stabilisation utilisé. Enfin, la formulation contenant du $CaCO_3$ peut être considérée comme une option économiquement avantageuse.

MOTS-CLES : PVC, vieillissement thermique, carbonate de calcium, propriétés mécaniques, propriétés thermiques, stabilisants, plastifiant.

1. INTRODUCTION

Grace à la versatilité et à l'adaptation de ses propriétés, le PVC est un des polymères couvrant tous les secteurs de l'activité économiques. C'est aussi toujours l'un des plus utilisés.

Cette diversité de propriétés et son aptitude à répondre favorablement à plusieurs exigences cumulées font du PVC un matériau de choix pour les secteurs du bâtiment, de l'emballage, de l'électricité et de l'électronique, des transports et de la santé.

Les 2/3 des applications du PVC ont une durée de vie supérieure à 15 ans. On estime aujourd'hui que dans certaines applications la longévité du PVC dépassera même les 80 ans. Pour cette raison, il est important de faire le bon choix des additifs qui n'ont pas d'impact négatif sur l'homme et sur l'environnement.

Dans les formulations, les additifs du PVC sont : les plastifiants, les stabilisants, les lubrifiants, les pigments, les charges, d'autres polymères modifiant la résilience, la thermorésistance, et de nombreux additifs spéciaux tels que des retardateurs de feu, des antimicrobiens, des filtres UV et des antistatiques pour des applications particulières des polymères facilitant la mise en œuvre (Hruska et al 2007).

Les additifs utilisés dans la fabrication du PVC ne sont pas liés par des liaisons covalentes à la chaîne principale du matériau. Cela peut entraîner leur libération et leur transfert dans l'environnement au fil du temps. Parmi eux, on trouve par exemple les métaux lourds ou les phtalates, qui confèrent aux produits finaux les propriétés physiques, chimiques et de stabilité nécessaire, mais qui présentent également des risques pour la santé humaine. De plus, la libération de chlorure d'hydrogène et d'autres substances toxiques lors de la production et de l'élimination du PVC peut causer des dommages environnementaux graves, notamment une contamination des eaux souterraines et une pollution marine. Des études ont montré que la présence de PVC dans les décharges et les sites d'élimination représente un risque important pour l'environnement (Giacomucci et al 2020; Lipik et al 2002; Mackuľak et al 2015).

Le poly (chlorure de vinyle) est l'un des polymères les moins chers et son prix peut être encore réduit par l'incorporation de charges. Le PVC utilise une grande quantité de charges minérales industrielles, principalement le carbonate de calcium (Ciullo, 1996).

Parmi les charges les plus courantes des charges particulaires sont les noirs de carbone et les carbonates de calcium. Ces charges ont surtout été utilisées au début dans le but de diminuer le prix de revient des formules, il est vite apparu, dans un certain nombre de cas, que l'ajout de charges pouvait en outre améliorer les propriétés des produits obtenus (Kausch et al. 2001).

Le carbonate de calcium (également connu sous le nom de craie) est le matériau de remplissage le plus couramment utilisé pour le PVC, ce matériau est extrait sous forme de minerai de calcite, broyé et classé dans une plage granulométrique particulière (S.G.Patrick, 2005).

Le PVC a une mauvaise stabilité à la chaleur, même à la chaleur de traitement. Lorsqu'il est décomposé thermiquement, il libère du gaz HCl et devient brun et fragile. Le gaz acide agit comme un catalyseur pour accélérer la dégradation. Le carbonate de calcium absorbe et neutralise cet acide et agit donc comme un stabilisateur à faible coût. C'est une solution majeure pour l'utilisation de ce minéral de préférence aux autres. Les grades broyés d'ultrafine, enduits ou non, donnent la meilleure stabilisation (Ciullo,1996).

Dans ce présent travail, notre objectif est d'étudier les performances de la combinaison d'additifs utilisés, à savoir l'huile de soja époxydée, les stéarates de calcium et de zinc ainsi que les carbonates de calcium. Les stéarates de calcium et de zinc sont employés comme stabilisants thermiques non toxiques, en remplacement des additifs au plomb ou au cadmium nocifs pour l'environnement. L'huile de soja époxydée, d'origine naturelle et sans effet toxique, agit comme plastifiant secondaire et stabilisant, tout en améliorant la souplesse du matériau. Le carbonate de calcium, utilisé comme charge, est considéré comme non toxique. Ces choix illustrent une volonté de limiter l'impact environnemental du PVC grâce à des additifs plus sûrs, renouvelables et respectueux des normes sanitaires.

2. METHODOLOGIE

2.1 Produits utilisés

Résine de PVC , Shintech 1200 (Japan) avec K-value 71,1. Stéarate de Ca-Zn de Betaquimica (Espagne). Acide stéarique de Betaquimica (Espagne). Di-2-Etylhexylphtalate (DEHP) de Plastimed 2001 (Tunisie). Huile de soja époxydée (HSE) (Algerie). Poudre de carbonate de calcium micronisé de Hermacarb 2FT (Tunisie).

2.2 Formulations de PVC

Deux formulations ont été préparées, dont les compositions sont présentées dans le tableau 1.

Tableau 1 : Composition des formulations 1 et 2

Produit	Teneurs en (%)	
	Formulation 1	Formulation 2
Résine de PVC	100	100
Stéarate de calcium/zinc	2	2
Di-2-Etylhexylphtalate (DEHP)	40	40
Huile de soja époxydée (HSE)	1	1
Acide stéarique	1	1
Carbonate de calcium	/	10

2.3 Mise en œuvre des formulations

Le PVC et les additifs ont été mélangés manuellement dans un grand récipient. Le mélange obtenu est introduit dans un mélangeur à deux cylindres (de marque Lescuyer), ces cylindres tournent à 25 tr/min à une température de 140 °C, pendant 5 minutes jusqu'à obtention d'un compound homogène sous forme de pate. Le compound obtenu est placé entre deux plateaux d'une presse de table (de marque Fontjine), sous une force de 300 KN à une température de 170 °C pendant 5 minutes, afin de façonner des plaques de forme carrée de (25 × 25) cm^2 et d'une épaisseur de 2mm. Ainsi les formulations sont prêtes pour utilisation.

2. 4 Vieillissement thermique

Les deux formulations 1 et 2, sous formes d'éprouvettes haltères, ont été suspendues verticalement dans une étuve ventilée à une température de 100 °C. Des prélèvements ont été effectués au bout de 72, 144, 216, 288 et 360 heures.

2. 5 Caractérisation

2.5.1 Essai de dureté Shore D

La dureté des échantillons de PVC a été mesurée à l'aide d'un duromètre portable types shore D, de marque Harteprufer DIN 35505 ISO R 868 shore D (Germany). La valeur de la dureté est la moyenne obtenue en cinq points différents sur une même plaque.

2.5.2 Essai de traction

L'allongement à la rupture et le module de Young ont été mesurés à l'aide d'une machine d'essai de traction de marque TESTEWELL ; type 112-10 KN (10KN) ; numéro de série 910097 ; norme NFENISO 7500-1 Janvier 2005.Cette machine est pilotée par ordinateur sous logiciel TESWinner 922. La vitesse d'étirement des éprouvettes haltères de type H2 est de 500 mm/min. Le résultat obtenu représente une moyenne obtenue sur cinq éprouvettes.

2.5.3 *Analyse enthalpique différentielle à balayage (DSC)*

Les mesures de températures vitreuses ont été réalisées avec l'analyseur enthalpique différentiel DSC 204 Phoenix® marque NETZSCH piloté par ordinateur avec le logiciel programme d'analyse NETZSCH TA. Les échantillons dont la masse varie entre 10 et 20 mg sont introduit dans des capsules en aluminium, sertir le creuset avec son couvercle, presser le couvercle du creuset, enlever le creuset vide (droite) et mettre le creuset avec l'échantillon sur l'emplacement de gauche, refermer les couvercles.

Le domaine de température considéré est compris entre 10°C et 140°C, la vitesse de chauffe a été fixée à 10°C/mm. Les essais ont été effectués sous atmosphère inerte (N_2) .

3. RESULTATS ET INTERPRETATIONS

3.1. Propriétés d'aspect

Deux observations ont été enregistrées sur les plaques de PVC des deux formulations respectives PVC et PVC/$CaCO_3$: avant et après dégradation thermique.

Avant dégradation thermique : les plaques de PVC de la formulation 1 sont transparentes et souples et les plaques de PVC de la formulation 2 sont souples et blanches, ce qui montre une bonne distribution de la charge de $CaCO_3$.

Après dégradation thermique : les changements d'aspect les plus remarquables pendant la durée de vieillissement thermique considérée sont les suivants : changement de coloration et durcissement.

3.2 Essai de dureté

Le tableau 2 représente les valeurs mesurées de la dureté shore D en fonction du temps de vieillissement thermique des deux formulations de PVC.

D'après les résultats obtenus, les duretés obtenues pour les témoins des deux formulations sont pratiquement les mêmes. D'après la littérature la présence de la charge dans la formulation de PVC conduit à l'augmentation de la dureté du polymère, chose qui n'est pas observée dans notre cas, ceci peut être dû à la faible quantité de la charge utilisée de 10 % . Une légère augmentation de la dureté est observée pour les deux formulations vieillies thermiquement. Cette augmentation pourrait être liée à une perte de plastifiant (DOP) ou à des modifications structurales subies par le polymère pendant le vieillissement.

Tableau 2 : Evolution de la dureté shore D en fonction du temps de vieillissement thermique des deux formulations de PVC

Temps (h)	Formulation 1	Formulation 2
Témoin	46.60	46,00
72	47,00	47.20
144	50.20	52.40
216	54.60	53.60
288	53.60	54,00
360	54.80	56.40

3.3 Essai de traction

Les figures 1 et 2 représentent respectivement, l'évolution de l'allongement et de la contrainte à la rupture des formulations 1 et 2 en fonction du temps de vieillissement thermique.

Il est à noter que les propriétés à la rupture sont très utilisées pour indiquer les limites d'utilisation du PVC plastifié (Verrier, 1992) et également pour connaitre l'état de dégradation d'un matériau et particulièrement l'allongement à la rupture qui est très sensible même à des changements infimes.

D'après la figure 1, les valeurs de l'allongement à la rupture des échantillons témoins des deux formulations sont légèrement différentes, une valeur de 369,9 % pour la formulation de PVC et 335,32 % pour la formulation PVC/$CaCO_3$, cette légère différence montre clairement l'effet de $CaCO_3$ qui baisse les propriétés mécaniques en traction.

Une baisse importante de l'allongement et de la contrainte à la rupture est enregistrée le long de vieillissement thermique pour les deux formulations. Il est à noter que l'allongement et la contrainte à la rupture ont baissé de façon continue depuis le premier prélèvement. Ceci montre la sensibilité du PVC aux températures élevées pendant des temps d'exposition importants.

D'après la littérature, cette baisse de propriétés en traction est liée aux scissions des chaines principales dues à la dégradation thermique du polymère (Decker, 1984).

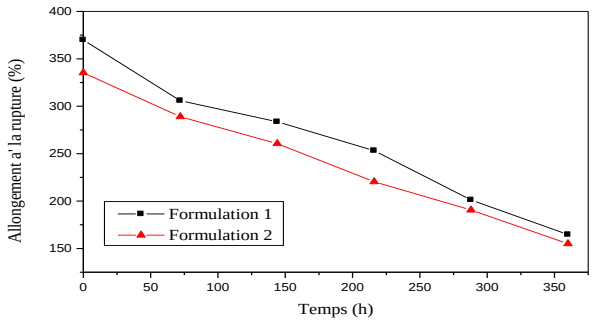


Figure 1 Evolution de l'allongement à la rupture des deux formulations 1 et 2

en fonction du temps de vieillissement thermique

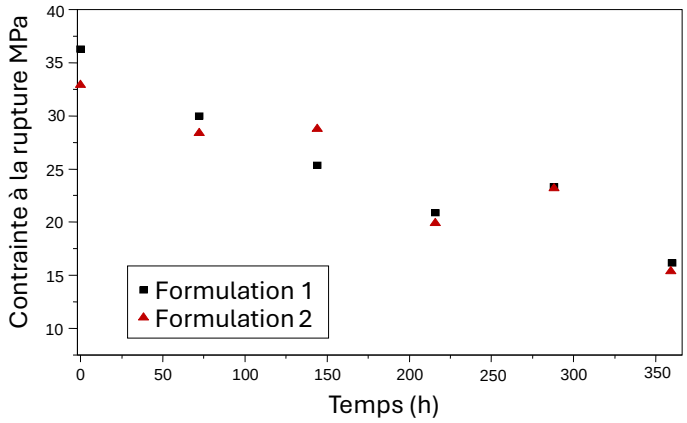


Figure 2 Evolution de la contrainte à la rupture des deux formulations 1 et 2

en fonction du temps de vieillissement thermique

3.4 Module de Young

D'après la figure 3, les valeurs du module de Young des échantillons témoins des deux formulations sont presque identiques.

Une augmentation du module de Young a été enregistrée le long du vieillissement thermique pour les deux formulations. Il est à noter que le module de Young baisse pour les formulations plastifiées à cause de la mobilité des chaines macromoléculaires et il augmente pour les formulations rigides à cause de la diminution de la mobilité des chaines macromoléculaires. D'après nos résultats, l'augmentation du module de Young montre clairement la transformation des formulations plastifiées en formulations rigides suite à la perte du plastifiant. D'après la littérature, la perte de plastifiant par évaporation est le principal mécanisme responsable de l'aspect rigide au dessue de 93 °C, en dessous de 93°C le phénomène de deshydrochloruration du PVC est observée.

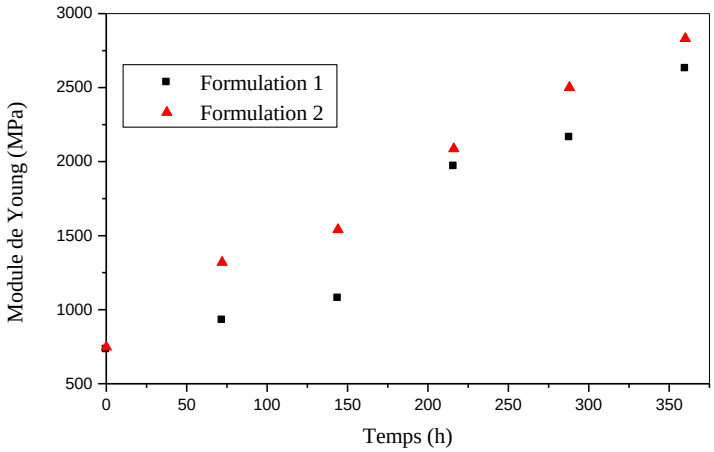


Figure 3 Evolution du module de Young des deux formulations 1 et 2

en fonction du temps de vieillissement thermique

3.5. Evolution de la température de transition vitreuse

Le tableau 3 regroupe les températures de transitions vitreuses (Tg) du PVC brut (résine), des témoins des formulations 1 et 2 ainsi que des échantillons des formulations 1 et 2 après 360 h de vieillissement thermique.

D'après les résultats obtenus, on voit que les températures de transitions vitreuses des deux formulations (PVC et PVC/ $CaCO_3$) qui n'ont pas subit de vieillissement sont moins élevées que celle de la résine dont Tg est de 86,1°C, ceci est dû à l'effet du plastifiant dont le rôle est d'abaisser la température de transition vitreuse. Plus la quantité de plastifiant introduite dans la formulation de PVC est importante plus la Tg diminue.

En comparant les Tg des deux formulations témoins avec les Tg des deux formulations après vieillissement thermique, on constate que les Tg ont légèrement augmenté. Cette légère augmentation pourrait être liée à la perte du plastifiant pendant le vieillissement thermique.

Tableau 3: Evolution de la température de transition vitreuse en fonction du temps pour les formulations 1 et 2

Echantillon	Température de transition vitreuse (°C)	
Résine	86,1	
Formulation	Formulation 1	Formulation 2
Témoins	18,6	15,2
360 h de vieillissement	22	17, 75

4.CONCLUSION

Le présent travail a porté sur l'étude du vieillissement thermique de deux formulations de PVC.

Les deux formulations contiennent les mêmes proportions d'additifs, la différence entre les deux c'est dans l'incorporation de 10% de la charge $CaCO_3$ dans l'une des deux formulations.

Après la mise en œuvre et exposition au vieillissement thermique pendant 360 h des deux formulations, les résultats de la caractérisation des échantillons sont résumés dans les points suivants :

Une légère augmentation de la dureté est observée ceci pourrait être liée à une perte de plastifiant (DOP) ou à des modifications structurales subies par le polymère pendant le vieillissement.

Une baisse importante de l'allongement et de la contrainte à la rupture est enregistrée ceci est liée aux scissions des chaines principales dues à la dégradation thermique du polymère. Une augmentation des valeurs du module d'Young ont été obtenues ce qui indique la transformation des formulations souples en transformations rigide ;

Les températures de transitions vitreuses des formulations sont faibles par rapport à celle du PVC brut, ceci traduit clairement le rôle du plastifiant qui abaisse considérablement la température de

transition vitreuse, tandis que la Tg de l'échantillon exposé au vieillissement thermique après 360h a légèrement augmenté, ce qui indique la perte de plastifiant pendant le vieillissement.

En conclusion, les deux formulations témoins ont montré un bon comportement, comme le confirment les résultats obtenus. La formulation PVC/$CaCO_3$ peut en outre être considérée comme une alternative économique. Toutefois, un changement significatif a été observé dans l'ensemble des propriétés des échantillons soumis au vieillissement thermique, ce qui reste attendu puisqu'une exposition prolongée à des températures élevées rend inévitablement le matériau plus fragile, quel que soit le stabilisant employé.

RÉFÉRENCES

Ciullo, P. A. (1996). **Industrial minerals and their uses – A handbook and formulary**. Noyes Publications.

Decker, C. (1984). **Degradation and stabilisation of PVC**. Owen.

Giacomucci, L., Raddadi, N., Soccio, M., Lotti, N., & Fava, F. (2020). Biodegradation of polyvinyl chloride plastic films by enriched anaerobic marine consortia. **Marine Environmental Research**, 158, 104949.

Hruska, Z., Guesnet, P., Salin, C., & Couchoud, J.-J. (2007). Poly(chlorure de vinyle). **Technique de l'ingénieur AM3325**, Vol 2.

Kausch, H.-H., Heymans, N., Plummer, C. J., & Decroly, P. (2001). Matériaux polymères : propriétés mécaniques et physiques. **Presses polytechniques et universitaires romandes**.

Lipik, V., Martsul, V., & Abadie, M. (2002). Dehydrochlorination of PVC compositions during thermal degradation.

Mackuľak, T., Takáčová, A., Gál, M., Marton, M., & Ryba, J. (2015). PVC degradation by Fenton reaction and biological decomposition. **Polymer Degradation and Stability**, 120, 226–231.

Patrick, S. G. (2005). **Practical guide to polyvinyl chloride**. Rapra Technology Limited.

Verrier, P. (1992). Plastifiant. **A 3231**, 1-12.

WATER TREATMENT CONTAMINATED BY HEAVY METALS USING RESTAURATION WASTES

Naima AZOUAOU*, Hassiba MOKADDEM and Zahra SADAOUI

Faculty of Mechanical and Processes Genius, Laboratory of Reaction Genius, University of Sciences and technology, Houari- Boumediene, USTHB, Algiers, Algeria.

Corresponding author: azouaou20@yahoo.fr

Paper ID: 139

ABSTRACT

The presentresearchaims to examine the possible use of an untreatedmixture fruit juice wastes (FJW) from restaurantsto removelead fromaqueous solution by adsorption. Batch kinetic and equilibriumexperimentswereperformed and the FJW's sorption efficiencywasinvestigated by contact time, adsorbent dose, initial pH and initial lead concentration. The equilibriumwasattained in lessthan60 min. Langmuir isothermprovided the best correlation for Pb^{2+} adsorption to FJW and showed favorable adsorption and a maximum adsorption capacity of 333.33 $mg.g^{-1}$wasfound. The experimentalknowledgewasused to investigate the mechanisms of adsorption and possible rate-controllingsteps for mass transfer and kineticmodels. Bothexternal mass transfer and intra-particle diffusion played an important role in the adsorption of lead and kinetics of adsorption followed the pseudo second order model. The resultssuggestthatFJW has high potential and canbeused as efficient and cost-effective adsorbent for removing Pb^{2+}.

KEY WORDS: Adsorption; Waste; Lead; Isotherm, Kinetics.

RÉSUMÉ

La présente recherche vise à examiner le potentiel d'un mélange de déchets de jus de fruits non traité (FJW) provenant des restaurants pour traiter une eau contaminée par le plomb par le procédé d'adsorption. Des expériences cinétiques et d'équilibre en mode batch ont été réalisés et l'efficacité de sorption du FJW a été étudiée en examinant le temps de contact, la masse de l'adsorbant, le pH initial de la solution et la concentration initiale du plomb. L'équilibre a été atteint en moins de 60 min. L'isotherme de Langmuir a fourni la meilleure corrélation pour l'adsorption du Pb^{2+} sur le FJW et a montré une adsorption favorable avec une capacité maximale d'adsorption de 333.33 $mg.g^{-1}$. Les données expérimentales ont été utilisées pour examiner les différents modèles cinétiques et élucider les mécanismes de transfert de masse intervenant durant le procédé d'adsorption. Le transfert de masse externe et la diffusion intra-particulaire contribuent simultanément dans l'adsorption du plomb et la cinétique d'adsorption est parfaitement décrite par le modèle de pseudo-second ordre. Les résultats suggèrent que le FJW a un grand potentiel vis- à -vis du plomb et peut être utilisé comme un adsorbant efficace et rentable.

MOTS-CLÉS : Adsorption; Déchet; Plomb; Isotherme, Cinétique.

1. INTRODUCTION

One of the most important environmental issues todayisgroundwater contamination. Among the wide range of contaminants affecting water resources, heavymetals are of particularconcern due to theirrelativelylow concentration toxicity and tendencytowards bioaccumulation (Olanipekun et al., 2014). Lead, the metalincluded in thisstudy, isrecognized to beamong the mosttoxic contaminants to

the ecosystem. Severalcommonmethods have been used to eliminateheavymetal ions fromindustrial effluent. Adsorption isknown as verydesirable in terms of itsremovalefficiencyfromdilute solutions. Actually, thereis a increasingdemand to findfairly effective, lowcost and readilyavailableadsorbents for lead adsorption, particularly if the adsorbents are wastes.Within the framework of the circulareconomy and the preservation of the environment, itis more thanimperative to recoverfoodwastewhichisrejected in very large quantities and whichconstitutes an alternative to landfills.The presentresearch has been performed to demonstrate the potential for lead adsorption onuntreatedmixture of fruit juice wastes(FJW) from restaurantsThe purpose of thisstudywas to find an untreatedwaste, very abundant everywhere especially in Algeria, with a better maximum adsorption capacitythatcanbeused in fixedbed and next in pilot scale stage.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Preparation of the adsorbent

The mixture of wastesused in thisstudywasfruit juice wastes (FJW), itwas first dried at ambient air, grounded, afterthis, washedwith water, dried at 105°C and finallysieved.

2.2. Preparation of the metal solution

By dissolving lead nitrate ($Pb(NO_3)_2$), fromBiochem, in distilled water, the lead solution isprepared. The initial concentration ranges between 10 and 500 mg.L^{-1}. The solution 's initial pH isadjustedusing a solution of HNO_3 or NaOH.

2.3. Metal adsorption experiments

The adsorption experimentswereconducted at room temperature in batch mode. In the lead solution, agiven mass of adsorbent wasadded and the entiretywasagitatedduring a certain time. The samples, filteredthroughfilterpaper (Double Boxing Rings 102), werecarried out at quite time intervals. The lead analysiswasperformedusing an atomic absorption spectrophotometer (PERKIN ELMER, A 800) witha 217 nm wavelength, a 0.5 slit and an air-C_2H_2 style flame.

At equilibrium, the amount of metaladsorbedwasdetermined by the following expression:

$$\boldsymbol{q_e = (C_0 - C_e)V/m} \qquad (1)$$

Where m is the adsorbent mass (g), V is the solution volume (L), Co is the initial metal concentration (mg. L^{-1}), Ceis the concentration of the metaladsorbed at equilibrium (mg. L^{-1}) and qeis the quantity of metaladsorbed at equilibrium (mg of adsorbent Pb. g^{-1}). Weused the following expression for the estimation of the lead rate adsorption (Re):

$$\boldsymbol{R_e(\%) = (C_0 - C_r)100\ /C_0} \qquad (2)$$

Where $C_r$is the residual concentration of lead in the solution (mg.L^{-1}).

2.4. Calculation of adsorption isothermsparameters

Tests concerning the adsorption equilibriumstudywereperformedusing 1 L of lead solution for metal concentrations rangingfrom 10 to 500 mg. L^{-1}. The fastequilibriumbetweenmetaladsorbed to the adsorbent (qe) and metalremaining in solution (Ce) isformedduring the adsorption process. The isotherms data weredefined by the equations of Langmuir (3), Freundlich (4) and Dubinin-Radushkevich (D-R) (6):

$$q_e = q_{max}\frac{bC_e}{1+bC_e} \quad (3)$$

$$q_e = K_f C_e^n \quad (4)$$

Where (b, qmax) and (K_F, n) are empirical constants of Langmuir and Freundlich isotherms, respectively, thatwillbecalculatedfrom the linearforms of Equations (3) and (4). The isothermalequation of Langmuir isvalid for surface monolayer sorption containing a finitenumber of identical sorption sites. It is possible to explain the essential characteristics of the Langmuir isotherm in terms of a dimensionless constant separation factor, R_L, defined by:

$$R_L = \frac{1}{(1+bC_0)} \quad (5)$$

R_L values implythat the type of isotherm of Langmuir is irreversible (R_L = 0), favorable (0 < R_L< 1), linear (R_L = 1) or unfavorable (R_L> 1). The Dubinin-Radushkevich (D-R) does not presumeahomogeneous surface or constant sorption potential, it is more general than the Langmuir isotherm. The D – R equationis:

$$q_e = q_{max}\exp\left(-B\left[RT\ln\left(1+\frac{1}{C_e}\right)\right]^2\right) \quad (6)$$

Where B is a constant related to the energy of adsorption, the gas constant is R (8.314 J.mol^{-1} .K^{-1}), and the absolute temperature is T (K). The constant B (mol^2 .kJ^{-2}) gives the mean free energy E (kJ .mol^{-1}) of sorption per sorbate molecule when it is transfer redfrominfinityinto the solution to the surface of the solid and can be calculated using the linear form of equation (6).

2.5. Adsorption kinetics

Metal adsorption kinetics on vegetable waste are primarily regulated by three stages, including diffusion processes(Dursun and Tepe., 2011). Adsorbate (metal) istransported onto the surface of the sorbent from the limitation layer (film diffusion). Adsorbate transfer from the surface to intraparticular active sites (intraparticular diffusion), adsorbate is taken up by the active sites on the adsorbent's surface. The last step is called an equilibrium reaction and is assumed to be quick, while the other steps, either singly or in combination, determine the rate.

2.5.1. Intraparticular mass transfer diffusion model

The rate of intraparticular diffusion is a function of $t^{1/2}$ in Weber and Morris' model, and can be calculated using the equation below.(Weber and Morris., 1963; Choy et al., 2004).

$$q_t = k_{id}t^{1/2} + C \quad (7)$$

k_{id} (mg.g^{-1}.min$^{-1/2}$) is the intraparticle diffusion rate constant, q_t metal adsorbed to the adsorbent at t time (mg.g^{-1}) and C (mg.g^{-1}) is the thickness of the boundary layer.

2.5.2. Pseudo-first order model

The pseudo-first order model used is Lagergren's, which is given by the equation:

$$\frac{dq}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad (8)$$

Where $k_1$is the pseudo-first order (min^{-1}) velocity constant.

2.5.3. Pseudo-second order model

Ho and Wang (Ho and Wang., 2004)proposed a pseudo-second ordervelocitylawin 1995, which shows thatvelocityisdependent on adsorption capacity in the solid phase but not on the concentration of the adsorbedmaterial. It isexpressed as follows:

$$\frac{dq}{dt} = k_2(q_e - q)^2 \quad (9)$$

k_2 is the pseudo-second order velocity constant ($g.mg^{-1}.mn^{-1}$).

3. RESULTS AND DISCUSSIONS

3.1. Effect of operating parameters

3.1.1. Effect of contact time

The effect of contact time was investigated. Figure 1depicts a fast initial adsorption rate of lead until60 minutes, afterwhich the adsorption rate became nearly constant. The difference in adsorption extent may be attributed to the fact that all sites on the sorbent's surface were initially empty and the solute concentration gradient was relatively high. As a result, the amount of lead species up takes decreases as contact time increases, whichisdependent on the number of vacant sites on the surface of FJW decreasing. According to the findings, the equilibrium time is60 minutes.

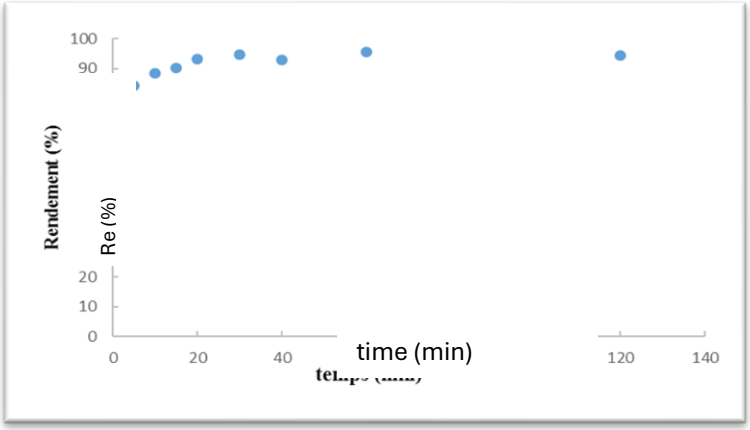


Figure. 1 : Effect of contact time on the rate of adsorption of lead.

$[Pb^{2+}]_0$=100mg/L,V=1L,m=6g, pHi= 4,T=22°C, ω=500tr/min.

3.1.2. Effect of adsorbent dose

Adsorbent dose is a crucial parameter for determining the mostcost-effective way to use adsorbents in heavy metal removal. By varying the dose of FJW between 0.5 and 9 $g.L^{-1}$while holding all other variables constant. Figure 2depicts the findings. The best percent removal of metal ions was 99.92 % as the dose of FJW was 0.5 $g.L^{-1}$. The contribution of additional dose will be a littleless. These findings are consistent with those described in the literature for metal ion sorption by various biological materials (Azouaou *et al.*, 2010, 2022). Based on these results, the optimum adsorbent dose is 0.5 $g.L^{-1}$.

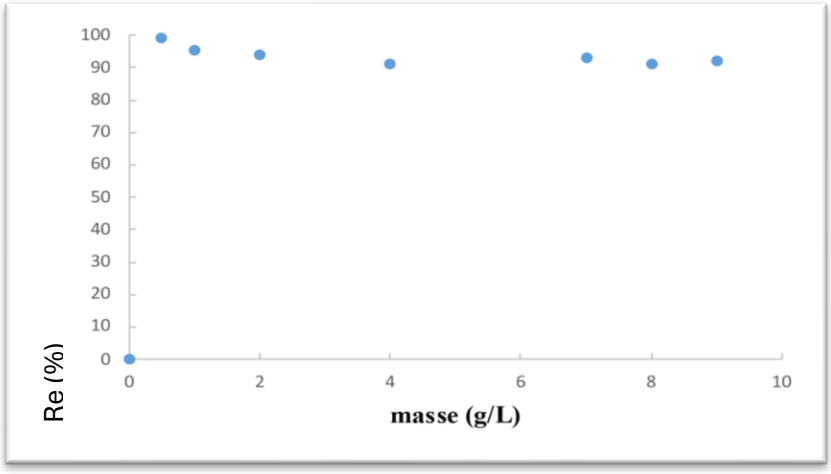


Figure. 2 : Effect of the adsobent dose of FJW on the rate of adsorption of lead.

$[Pb^{2+}]_0$=100mg/L,V=1L,m=[0.5g-9g],pHi= 4,T=22°C, ω=500tr/min.

3.1.3. Effect of initial solution pH

The pH of the aqueous phase controls metal speciation as well as the dissociation of active functional sites on the sorbent. The pH was varied from 2 to 4. The obtained results are shown in figure 3. It can see that the initial pH of the solution does not have a great influence on the lead removalefficiency in the range [2-4], which means that the adsorbent charge does not have a great influence on the lead removal efficiency, probably the predominant mechanismis ion exchange.

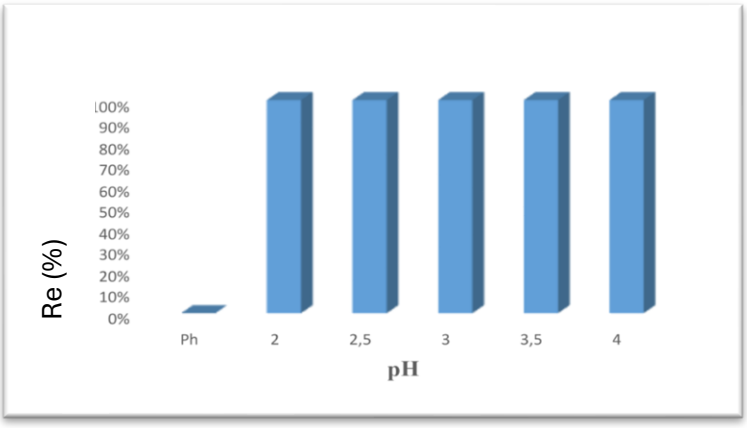


Figure. 3 : Effect of the initial pH on the rate of adsorption of lead.

$[Pb^{2+}]_0$=100mg/L,V=1L,m=0.5g,pHi=[2-4],T=22°C, ω=500tr/min.

3.1.4. Effect of the initial concentration of lead

The effect of the initial concentration wasstudied in the range [10 – 500 mg/l]. The results shown in Figure 4, indicate that the removal efficiency increases within creasing initial concentration for concentrations below 100 mg/l, thisisexplained by the fact that vacant sites are still available. For concentrations above 100 mg/l the removal efficiency decreases within creasing initial concentration (saturation of the adsorbent).

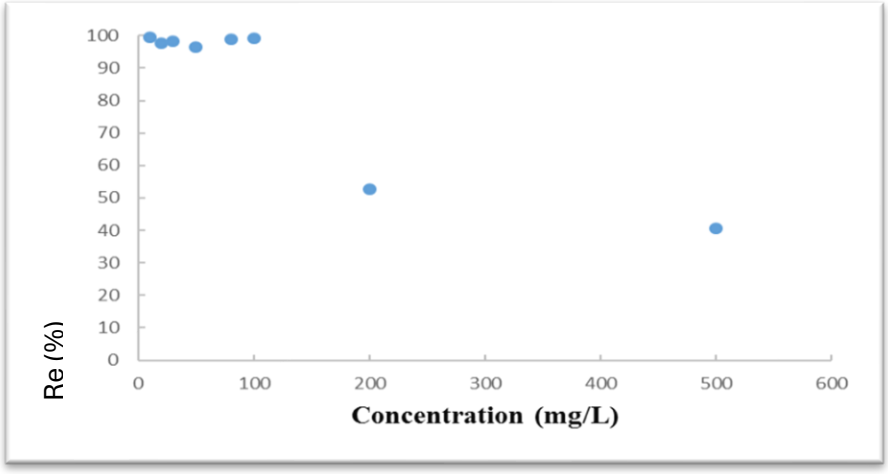


Figure. 4 : Effect of initial lead concentration on the amount of adsorbed lead at equilibrium.

V=1L,m=0.5g,pHi= 4,T=22°C,ω=500 tr/min.

3.2. Adsorption isotherms

The various constants were determined and described in Table 1.

Table 1 : Isotherm constants for lead adsorption onto the MW.

Models	Constants	
Langmuir	q_m(mg/g)	333.33
	b(L/g)	0.361
	r^2	0.9997
	R_L	0.052
Freundlich	K_f	66.247
	N	0.3275
	$_r2$	0.6484
D-R	q_m(mg/g)	118.735
	B	6.10^{-8}
	E(kJ/moles)	3.162
	$_r2$	0.622

The correlation coefficients show that the Langmuir isothermis a good model for the sorption mechanism. The highestamount of lead absorbed was found to be333.33mg.g^{-1}.The value of the dimension less parameter $R_L$indicates that the adsorption is favorable ($0 < R_L < 1$) and the value of the free energy estimated from the DR model E< 8 kJ.mol^{-1}indicatingthat adsorption processis of physical nature.

3.3. Kinetic study

The plots of $q_t$against $t^{1/2}$ (data not shown) showedthatthe plot hasamultilinearity, suggestingthat a few stepsoccurred. The linear plots of the second portion did notpassthrough the

origin, this indicates that there is some degree of boundarylayer control, and italso shows thatintraparticle diffusion is not just a rate-controllingstep (table 2).

Table.2 : Intraparticle diffusion rate constants (K_{id}).

T(C°)	k_{int}(mg/g,$min^{1/2}$)	C(mg/g)	r^2
22	0.5112	9.8699	0,9934

Table 3 summarizes the experimental and measured parameters of the pseudo first-order and pseudo second-ordermodels. The r^2 values for the pseudo second-order model are close to unity, and the calculatedqe values agreewellwith the experimental values, demonstrating that the pseudo second-order kinetics model can approximate Pb (II) ions uptake through FJW.

Table 3. Kinetic constants for lead adsorption onto the FJW.

		Pseudo first order			Pseudo second order		
qeexp(mg/g)	T(C°)	k_1(min^{-1})	qe(mg/g)	r^2	k_2(g/mg,min)	qe(mg/g)	r^2
12.52	22	0.0089	7.40	0.69	0.0843	12.65	0,9957

4. CONCLUSION

This study demonstrated the high capacity of an untreated mixture of natural fruit juice wastes (FJW) for removing lead from aqueous solution, which is widely available in Algeria, highlighting its potential for effluent treatment processes. The results showed that adsorption occurred quickly at first, then eventually progressed to equilibrium, whichwasreachedin60 minutes. The effect of adsorbent dosage, initial pH of the solution andinitial concentration of Pb(II) on the removal of lead has been investigated. The adsorption mechanismis a function of adsorbent concentration and metal ion concentration; the best parameters discovered were: adsorbent dose = 0.5g, pH= 4, and ambient temperature (22 °C). The adsorption phenomenon was expressed using the Langmuir, Freundlich, and Dubinin–Radushkevich models. The Langmuir model was found to have abetter match than the others. The maximum adsorption capacity was found to be 333.33 $mg.g^{-1}$, and the adsorption mechanismwasfound to be favorable and of physical nature. Adsorption kinetics were also tested and the pseudo second-order model wasfound to be the best match for the adsorption of lead on to FJW. The findings suggest that FJW can be used as a low-cost, effective, and simple adsorbent for removing Lead from aqueous solutions without any additional treatment.

REFERENCES

Azouaou, N.,Mokaddem,H., Allalou, O., Boudechiche, N., Sadaoui, Z. (2022).Synergisticeffect of cafeterias and domesticwastesfor the removal of lead fromaqueous solution, ReactionKinetics, Mechanisms and Catalysis, 135, pages 403–424.

Azouaou, N., Sadaoui, Z., Djaafri, A., Mokaddem, H.. (2010). Adsorption of cadmium from aqueous solution onto untreated coffee grounds: Equilibrium, kinetics and thermodynamics. J. Hazard. Mater. 184, 126–134.

Choy, K.K.H., Porter, J.F., Mckay, G. (2004). Intraparticle diffusion in single and multicomponent acid dye adsorption from wastewater onto carbon. Chem. Eng. J. 103, 133–145.

Dursun, A.Y., Tepe, O. (2011). Removal of Chemazol Reactive Red 195 from aqueous solution by dehydrated beet pulp carbon. J. Hazard. Mater. 194, 303–311.

Ho, Y.S., Wang, C.C.(2004). Pseudo-isotherms for the sorption of cadmium ion onto tree fern. Process Biochem. 39, 761–765.

Olanipekun, O., Oyefusi, A., Neelgund, G.M., Oki, A.(2014). Adsorption of lead over graphite oxide. Spectrochim. Acta - Part A Mol. Biomol. Spectrosc. 118, 857–860.

Weber, W.J., Morris, J.C.(1963). Kinetics of adsorption on carbon from solution. J. Sanit. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng. 89, 31–60

VALORIZING INVASIVE *ACACIA DEALBATA*: BIOCHAR AS A SUSTAINABLE ADSORBENT FOR IBUPROFEN REMOVAL

Nedjoua BELMOUHOUB*[1], Hamida HAMDI[1], Allaeddine KHELLOUF[2], et Abdelmalek CHERGUI[1]

[1] Département de Génie de l'Environnement, Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement / École Nationale Polytechnique, Alger, Algérie

[2] Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Laboratoire Associé en Écosystèmes Marins et Aquaculture / Université de Béjaïa, Béjaïa, Algérie

*Auteur correspondant : nedjoua.belmouhoub@g.enp.edu.dz

Paper ID:132

RÉSUMÉ

La contamination des eaux par les résidus pharmaceutiques, notamment l'ibuprofène, représente une problématique environnementale majeure. Cette étude évalue le potentiel d'un biochar dérivé *d'Acacia dealbata*, une espèce invasive, pour l'élimination de l'ibuprofène dans l'eau. La biomasse a été activée chimiquement au chlorure de zinc ($ZnCl_2$), puis traitée thermiquement à 500 °C afin d'obtenir un biochar (AD-B). L'adsorption en batch a été réalisée en comparant l'efficacité du biochar sous forme libre, encapsulé dans des billes d'alginate ou des billes d'alginate vierges. Le biochar libre a permis d'éliminer 53,7 % de l'ibuprofène après 2 heures d'agitation, et 65,9 % après 24 heures. La forme encapsulée (AD-B/Alg) a atteint 23,1 % après 2 heures et 60,4 % après 24 heures. Les billes d'alginate dépourvues de biochar ont montré une faible capacitée d'élimination, de 8,3 %. Ces résultats confirment l'efficacité du biochar préparé à partir d'*Acacia dealbata*, ainsi que la faisabilité de son encapsulation pour des applications pratiques de traitement de l'eau, en accord avec les principes de durabilité et d'économie circulaire.

MOTS-CLÉS:contamination pharmaceutique, biochar, *Acacia dealbata*, encapsulation, adsorption, traitement de l'eau.

Abstract

Water contamination by pharmaceutical residues, particularly ibuprofen, represents a major environmental issue. This study evaluates the potential of a biochar derived from *Acacia dealbata*, an invasive species, for the removal of ibuprofen from water. The biomass was chemically activated with zinc chloride ($ZnCl_2$) and thermally treated at 500 °C to obtain biochar (AD-B). Batch adsorption experiments were conducted to compare the efficiency of the biochar in its free form, encapsulated in alginate beads, and with alginate beads alone. The free biochar removed 53.7 % of ibuprofen after 2 hours of agitation and 65.9 % after 24 hours. The encapsulated form (AD-B/Alg) achieved 23.1 % removal after 2 hours and 60.4 % after 24 hours. Alginate beads without biochar showed a low removal capacity of 8.3 %. These results confirm the effectiveness of biochar derived from *Acacia dealbata* and the feasibility of its encapsulation for practical water treatment applications, consistent with the principles of sustainability and circular economy.

KEYWORDS: pharmaceutical contamination, biochar, *Acacia dealbata*, encapsulation, adsorption, water treatment.

1. INTRODUCTION

La présence de résidus pharmaceutiques dans les milieux aquatiques constitue une problématique environnementale majeure. L'ibuprofène (IBP), un anti-inflammatoire non stéroïdien couramment utilisé, est l'un des composés les plus fréquemment détectés dans les eaux usées. En raison de sa très faible biodégradabilité, il est peu retenu par les stations d'épuration classiques, qui présentent des taux d'élimination très variables, allant de 20 à 90 % (Petrie et al., 2015). Ainsi, même en cas de performance optimale, des concentrations résiduelles supérieures au seuil de toxicité chronique pour les organismes aquatiques (1 μgL^{-1}) peuvent persister dans les effluents (Schwaiger et al., 2004). De plus, la demi-vie hydrique de l'ibuprofène, comprise entre 2 et 20 jours, combinée à des rejets continus, favorise son accumulation dans l'environnement (López-Serna et al., 2012).

Face à cette problématique, les matériaux biosourcés issus de déchets végétaux constituent une solution à la fois économique et durable pour l'élimination de ces micropolluants (Osman et al., 2023). Cette approche est particulièrement prometteuse avec les biomasses végétales lignocellulosiques, dont les études récentes ont démontré les capacités d'adsorption exceptionnelles vis-à-vis de l'ibuprofène. Par exemple, des poudres de graines de *Moringa oleifera* ont permis d'éliminer jusqu'à 85 % de ce polluant en solution aqueuse après seulement 4 heures de contact. Cette efficacité remarquable est attribuée à leur richesse en protéines cationiques et en groupes fonctionnels actifs, facilitant les interactions avec les molécules organiques (Al-Kindi et Al-Haidri, 2021). D'autres travaux ont confirmé ce potentiel avec des biochars issus de feuilles de *Ginkgo biloba* ou de *Platanes*, affichant des taux d'abattement dépassant 95 % (Su et al., 2025; Yang et al., 2022). Ces résultats soulignent l'intérêt de ces ressources renouvelables pour le traitement des eaux contaminées par des résidus pharmaceutiques persistants.

L'*Acacia dealbata*– espèce ligneuse originaire d'Australie – est parmi les biomasses sous-valorisées. Largement naturalisée dans les régions méditerranéennes, notamment en Algérie, elle est aujourd'hui considérée comme une plante exotique envahissante. En raison de sa forte capacité de dissémination, cette espèceperturbe les écosystèmes en concurrençant la flore locale et en modifiant la composition des sols (Sakhraoui et al., 2019; Web-1). Cependant, bien que ses feuilles et tiges soient riches en composés bioactifs tels que les polyphénols, flavonoïdes et alcaloïdes (Correia et al., 2022 ; Paula et al., 2023), aucune étude n'a jusqu'à présent exploité son potentiel comme biosorbant pour la dépollution hydrique.

Le présent travail vise à la valorisation d'*Acacia dealbata*en biosorbant pour la dépollution hydrique selon une approche d'économie circulaire innovante,en transformant son caractère invasif, qui constitue un risqueécologique important, en une ressource fonctionnelle. La biomasse a été convertie en biochar pour le traitement des eaux. Il a été démontré que l'utilisation des alginates pour l'encapsulation du biochar facilite sa récupération et sa réutilisation après traitement, tout en améliorant sa stabilité en milieu aqueux(Wang et al., 2019).

L'objectif de ce travail est d'évaluer la performance d'adsorption du biochar d'*Acacia dealbata*, libre ou encapsulé, pour l'élimination de l'ibuprofène en solution aqueuse.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODE

2.1. Préparation de biochar

Les feuilles et les tiges de la plante *Acacia dealbata* ont été collectées dans la région de Bouzaréah (nord de l'Algérie). La biomasse a d'abord été soigneusement lavée à l'eau du robinet et

rincée à l'eau distillée afin d'éliminer les impuretés, puis séchée pendant 24 heures dans un four à 105 °C. Ensuite, les échantillons ont été broyés, puis tamisés à l'aide d'un tamis de 105 µm pour obtenir une granulométrie homogène.

L'activation chimique a été réalisée en préparant une solution de chlorure de zinc ($ZnCl_2$) dans de l'eau distillée, selon un ratio massique de 1:1 ($ZnCl_2$/biomasse). Le mélange a été agité pendant 4 heures à 70 °C, puis séché à 110 °C jusqu'à évaporation complète. Une activation thermique a ensuite été effectuée à 500 °C pendant 2 heures. Le biochar obtenu a été lavé à plusieurs reprises avec de l'eau distillée jusqu'à atteindre un pH neutre (pH ≈ 6), puis séché à 105 °C(Djebri et al., 2021). Ces deux procédés sont représentés schématiquement dans la Figure 1.

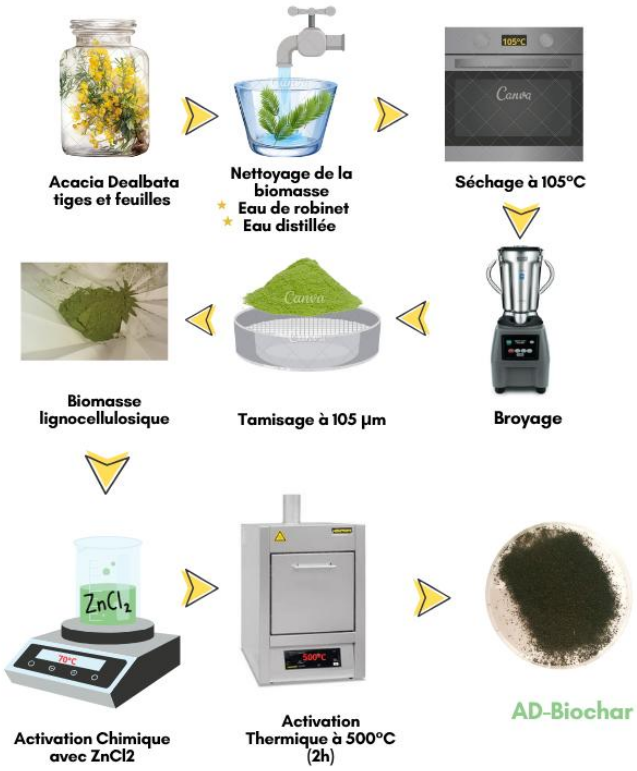


Figure 49: Préparation du biochar à partir des feuilles et des tiges d'*Acacia dealbata*

2.2. Préparation des billes d'alginate

La synthèse des billes composites d'alginate, à base de biochar, a été réalisée par la méthode de réticulation.Le biochar a été encapsulé dans une matrice d'alginate selon un rapport massique alginate/biochar de3:1. Une solution d'alginate a été préalablement préparée en dissolvant 1,5 g d'alginate de sodium dans 50 mL d'eau tiède (~40 °C), puis homogénéisée avec 0,5 g de biochar activé à l'aide d'un agitateur mécanique pendant 30 minutes afin d'obtenir une suspension uniforme.

Le mélange obtenu a été introduit goutte à goutte dans une solution de chlorure de calcium ($CaCl_2$) à 3 % (m/V), entraînant la formation de billes par gélification ionique. Les billes formées ont été soigneusement rincées à l'eau distillée afin d'éliminer l'excès de $CaCl_2$, puis conservées au réfrigérateur jusqu'à leur utilisation. Le biochar activé et la suspension homogène avant et après encapsulation sont présentés sur la Figure 2.

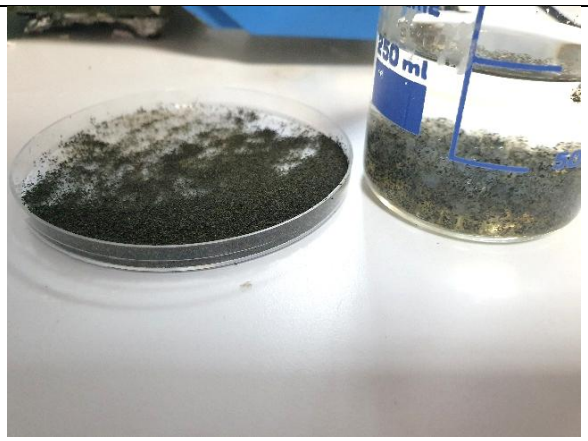


Figure 50: Biochar activé d'*Acacia dealbata* (gauche) et billes d'alginate encapsulant le biochar (droite).

2.3. Caractérisation du bioadsorbant

La microscopie électronique à balayage (MEB) de table JCM-7000 de 4e génération de la marque JEOL, a été utilisée pour analyser la morphologie et la taille des particules de l'échantillon.

2.4.Étude sur l'adsorption par batch d'ibuprofène

Une solution mère d'ibuprofène (20 mg·L^{-1}) a été préparée en dissolvant 20 mg d'ibuprofène dans un mélange eau/éthanol (2 % V/V), puis complétée à 1000 mL avec de l'eau distillée. La solution a ensuite été conservée à l'abri de la lumière.

Des solutions étalons, de concentrations comprises entre 1,0 et 10 mg·L^{-1}, ont été préparées par dilution de la solution mère. L'adsorption en batch a ensuite été réalisée pour évaluer l'efficacité de différents matériaux dans l'élimination de l'ibuprofène. Trois formes d'adsorbants ont été testées : le biochar libre(AD-B), le biochar encapsulé dans l'alginate(AD-B/Alg)et les billes d'alginate sans bioadsorbant (billes vierges).

Les suspensions ont été agitées en continu, et deux prélèvements ont été effectués respectivement à 2 heures et à 24 heures. Les échantillons ont ensuite été filtrés à l'aide de filtres-seringue en polyester (PET) de porosité 0,45 µm, puis analysés par spectrophotométrie UV-Visible (SHIMADZU UVmini-1240V) à une longueur d'onde de 222 nm.Les conditions expérimentales sont présentées dans le Tableau 1.

Tableau 11: Les conditions expérimentales d'adsorption

Paramètre	Valeur
Masse de bioadsorbant	0.5g
Volume d'IBP	125 mL
pH ajusté	4
Température	Ambiante
Vitesse d'agitation	200 rpm

Le pourcentage d'élimination de l'ibuprofène par le biochar préparé a été calculé à l'aide de l'équation (1) :

$$R\% = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \times 100 \quad (15)$$

Où :

C_0 : est la concentration initiale de l'ibuprofène (mg L^{-1}),

C_t : est la concentration de l'ibuprofène à un temps donné t (mgL^{-1}).

3. RESULTAT ET DISCUSSION

3.1. Caractérisation morphologique de biochar par MEB

L'analyse par MEB du biochar activé d'*Acacia dealbata*(AD-B), illustrée à la Figure 3, révèle une morphologie hétérogène et une porosité hiérarchisée. La surface, composée de particules anguleuses et fracturées, typique des biomasses ligneuses (Ioannidou&Zabaniotou, 2007), maximise la surface externe. Simultanément, le traitement au $ZnCl_2$ a permis de former un réseau tridimensionnel de micro-, méso- et macropores, visible à fort grossissement (Figure 3b) (Chen et al., 2019). Cette architecture améliore l'accessibilité aux sites actifs et optimise la capacité d'adsorption, améliorant ainsi la capacité d'adsorption de l'ibuprofène(Mestre & Carvalho, 2009).

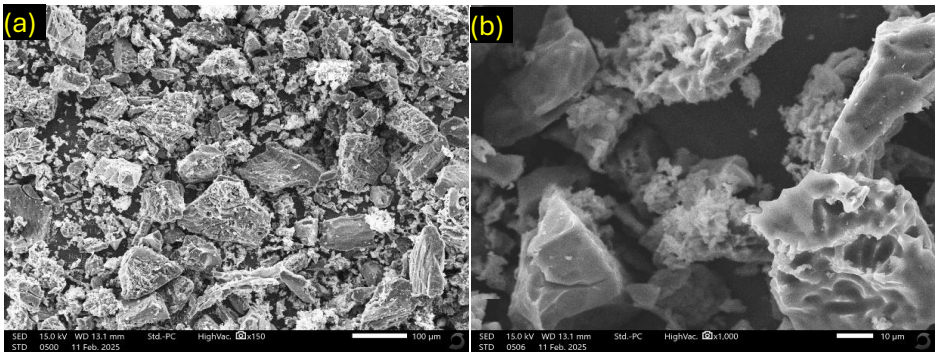


Figure 51:Images MEB du biochar d'*Acacia dealbata* activé au $ZnCl_2$ à deux échelles (a) 100 µm et (b) 10 µm.

3.2. Résultat d'adsorption de l'ibuprofène

Les rendements d'élimination de l'ibuprofène par le biochar dérivé d'*Acacia dealbata*, sous forme libre, encapsulée, ainsi que par les billes d'alginate vierges, sont présentés dans la Figure 4.

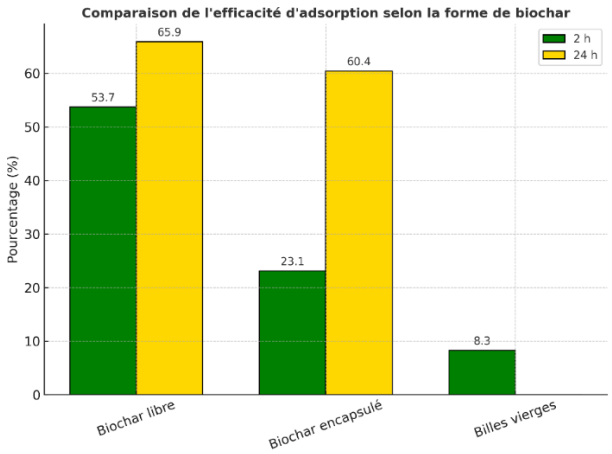


Figure 52:Taux d'élimination de l'ibuprofène selon la forme d'adsorbant(libre, encapsulé)

L'efficacité du biochar dérivé d'*Acacia dealbata* (AD-B) dans l'élimination de l'ibuprofène a été évaluée en conditions batch. Le biochar libre a permis d'atteindre une efficacité d'adsorption de 53,7 % après 2 heures, et de 65,9 % après 24 heures. Lorsqu'il est encapsulé dans des billes d'alginate (AD-B/Alg), l'efficacité était plus faible à court terme (23,1 % à 2 heures), mais a augmenté pour atteindre 60,4 % après 24 heures. Ce comportement reflète une cinétique d'adsorption plus lente mais continue, probablement en raison de la diffusion progressive de l'adsorbat à travers la matrice d'alginate (Ngah et Fatinathan, 2010).

En revanche, les billes d'alginate vierges, sans biochar, ont montré une efficacité très faible (8,3 % à 2 heures), ce qui confirme que l'adsorption est principalement assurée par le biochar. Ce résultat valide le rôle essentiel du matériau carboné dans la rétention de l'ibuprofène, tandis que l'alginate seul contribue peu à l'élimination.

Ce comportement cinétique, marqué par une adsorption plus rapide pour le biochar libre et plus lente mais tout aussi efficace pour la forme encapsulée, suggère un mécanisme principalement physique (physisorption). L'activation au $ZnCl_2$ génère une porosité hiérarchisée riche en microet mésopores, favorable aux interactions de type Van der Waals, π-π et hydrophobes entre les anneaux aromatiques de l'ibuprofène et la surface carbonée (Chen et al., 2019 ; Osman et al., 2023).

Toutefois, l'absence de données spectroscopiques complémentaires (IR, XPS) ou de mesures thermodynamiques ne permet pas de confirmer de manière formelle la nature exacte des interactions ; la physisorption reste donc une hypothèse raisonnable à valider par des analyses ultérieures.

Évaluation comparative du biochar d'*ACACIA DEALBATA*avec d'autres adsorbants pour l'élimination de l'ibuprofène

Le Tableau 2 présente une comparaison des rendements d'élimination de l'ibuprofène obtenus avec le biochar *d'Acacia dealbata*, sous forme libre ou encapsulée dans l'alginate, par rapport à divers biosorbants récemment rapportés dans la littérature. Les principales conditions expérimentales (pH acide, température de 25 °C) sont indiquées pour chaque matériau, afin de permettre une évaluation cohérente des performances d'adsorption.

Tableau 12:Rendements d'élimination de l'ibuprofène - comparaison entre biochar d'*Acacia dealbata*(libre ou encapsulé) et d'autresadsorbants biosourcés récents.

ADSORBANT	RENDEMENTD'ELIMINATION (%)	C_0 IBP(MG L^{-1})	T (H)	PH	M/V (G L^{-1})	REFERENCE
Biochar AD-B/Alg activée	60,4	20	24	4	3,3	CE TRAVAIL
Biochar poudreAD-B activé	65,9	20	24	4	3,3	CE TRAVAIL
Granulés Fe–C/Alginate	46,7	100	8	3	5,0	(YU & PEI, 2021)
Alg-zirconium/biochar de dattes activé vapeur	85,7	10	24	3	1.0	(CHAKRABORTY & HALDER, 2020)
Biochar activé de coquille de noix (WSAB)	**80,0**	50	24	4	1,0	(PATEL & AL., 2022)
Biochar de feuilles de platane	96,3	2	24	2	1,0	(YANG & AL., 2022)

4.CONCLUSION

Cette étude démontre le potentiel du biochar issu d'*Acacia dealbata*pour l'adsorption de l'ibuprofène présent dans l'eau. Sous sa forme libre, le biochar affiche une efficacité notable, avec un taux d'adsorption atteignant 53,7 % après 2 heures et 65,9 % après 24 heures.

L'encapsulation de ce biochar dans des billes d'alginate présente une avancée significative pour une application à grande échelle. En effet, cette méthode transforme la poudre de biochar en un matériau structuré, facilitant ainsi sa séparation de la phase aqueuse après traitement et prévenant le colmatage des systèmes, ce qui constitue un avantage majeur pour les procédés industriels en continu.

Ces résultats proposent une stratégie à double bénéfice : ils offrent une voie de valorisation pour une biomasse invasive, *Acacia dealbata*, tout en apportant une solution pour le traitement des eaux contaminées par des résidus pharmaceutiques. Cette approche s'inscrit dans une logique de gestion écologique et de développement de procédés durables. Les perspectives futures se concentreront sur l'optimisation des paramètres d'encapsulation et des conditions opératoires afin d'améliorer l'efficacité globale du système.

RÉFÉRENCES

Ahmad, M., Lee, S. S., Dou, X., Mohan, D., Sung, J.-K., Yang, J. E., & Ok, Y. S. (2014). Effects of pyrolysis temperature on soybean stover- and peanut shell-derived biochar properties and phosphate adsorption in aqueous solution. *Bioresource Technology, 118,* 536–544.

Al-Kindi, G. Y., & Al-Haidri, H. A. (2021). The removal of ibuprofen drugs residue from wastewater by *Moringa oleifera* seeds. *Journal of Ecological Engineering, 22(1),* 83–94.

Chakraborty, P., & Halder, G. (2020). Ibuprofen sorptive efficacy of zirconium caged date seed derived steam activated alginate beads in a static bed column. *RSC Advances, 10*(40), 24106–24118.

Chen, W., Meng, J., Han, X., Lan, Y., Zhang, W., & Yang, X. (2019). Biochar activation with $ZnCl_2$ improves its environmental application: Characterization and adsorption of organic pollutants. *Science of the Total Environment, 648,* 1238–1246.

Correia, R., Duarte, M. P., Maurício, E. M., Brinco, J., Quintela, J. C., Gomes da Silva, M., & Gonçalves, M. (2022). Chemical and functional characterization of extracts from leaves and twigs of *Acacia dealbata*. *Plants, 11(18),* 2404.

Djebri, A., Sadaoui, Z., Belmedani, M., Domergue, L., & Trari, M. (2021). Removal efficiency of pharmaceutical drugs (Mebeverine hydrochloride, MEB) by an activated carbon prepared from date stems. *Environmental Science and Pollution Research, 28,* 29256–29268.

Ioannidou, O., &Zabaniotou, A. (2007). Agricultural residues as precursors for activated carbon production—A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews, 11(9),* 1966–2005.

Lua, A. C., Yang, T., & Guo, J. (2004). Effects of pyrolysis conditions on the properties of activated carbons derived from pistachio-nut shells. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 72(2),* 279–287.

Mestre, A. S., & Carvalho, A. P. (2009). An environment friendly micro-porous activated carbon for removal of pharmaceuticals from water. *Journal of Hazardous Materials, 170(2–3),* 1132–1145.

Ngah, W. S. W., &Fatinathan, S. (2010). Adsorption of Cu(II) ions from aqueous solution using chitosan beads, chitosan–GLA beads and chitosan–alginate beads. *Chemical Engineering Journal, 143(1–3),* 62–72.

Ngernyen, Y., Petsri, D., Sribanthao, K., Kongpennit, K., Pinijnam, P., Pedsakul, R., & Hunt, A. J. (2023). Adsorption of the non-steroidal anti-inflammatory drug (ibuprofen) onto biochar and magnetic biochar prepared from chrysanthemum waste of the beverage industry. *Environmental Science and Pollution Research, 30(6),* 15018–15031.

Osman, A. I., Ayati, A., Farghali, M., Krivoshapkin, P., Tanhaei, B., Karimi-Maleh, H., Krivoshapkina, E., Taheri, P., Tracey, C., Al-Fatesh, A., Ihara, I., Rooney, D. W., &Sillanpaä, M. (2023). Advanced adsorbents for ibuprofen removal from aquatic environments: A review. *Environmental Chemistry Letters, 21,* 2897–2944.

Patel, M., Chaubey, A. K., Pittman, C. U., Jr., & Mohan, D. (2022). Aqueous ibuprofen sorption by using activated walnut shell biochar: Process optimization and cost estimation. *EnvironmentalScience:Advances, 1,* 530–545.

Paula, V., Pedro, S. I., Campos, M. G., Delgado, T., Estevinho, L. M., & Anjos, O. (2022). Special bioactivities of phenolics from *Acacia dealbata* L. with potential for dementia, diabetes and antimicrobial treatments. *Plants, 11(21),* 2877.

Sakhraoui, N., Metallaoui, S., Chefrour, A., &Hadef, A. (2019). La flore exotique potentiellement envahissante d'Algérie : première description des espèces cultivées en pépinières et dans les jardins. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de l'Afrique du Nord, 110,* 81–95.

Su, Q., Ren, F., Zhang, Y., Wang, Y., Cao, S., Li, Z., Shen, Y., Li, H., Su, Y., Wang, Y., & Liang, J. (2025). Adsorption of ibuprofen using biomass carbon derived from one-step pyrolysis of ginkgo leaves. *Industrial Crops and Products, 215,* 120739.

Wang, B., Wan, Y., Zheng, Y., Lee, X., Liu, T., & Yu, Z. (2019). Alginate-based composites for environmental applications: A critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 49,* 318–356.

Yang, X., Zhang, X., Ngo, H. H., Guo, W., Huo, J., Du, Q., Zhang, Y., Li, C., & Yang, F. (2022). Sorptive removal of ibuprofen from water by natural porous biochar derived from recyclable plane tree leaf waste. *Journal of Water Process Engineering, 49,* 102627.

Yu, D., & Pei, Y. (2021). Removal of ibuprofen by sodium alginate–coated iron-carbon granules combined with the ultrasound and Fenton technologies: Influencing factors and degradation intermediates. *Environmental Science and Pollution Research, 28,* 51171–51184.

Web-1:https://algerianativeplants.net/html/plante-algerie-plante-introduite.php, consulted 25 June 2025

ADVANCEMENTS IN WATER QUALITY INDEX MODELS: FROM CLASSICAL INDICES TO INTELLIGENT SYSTEMS

Noussaiba IKHLEF[1]*, Hamza BOUGUERRA[2],Salah Eddine TACHI[2]

[1]HydraulicsDepartment, Laboratoire de Recherche des Sciences de l'Eau, National PolytechnicSchool, 10 Avenue Hassen Badi BP 182, El Harrach 16200, Algiers – Algeria.

[2] Department of Geology, Faculty of Earth Sciences, Water Resources and Sustainable Development Laboratory, Badji Mokhtar Annaba University, BP 12, Annaba 23000, Algeria.

Corresponding author: **noussaiba.ikhlef@g.enp.edu.dz**

Paper ID: 147

ABSTRACT

Water quality is a critical aspect of environmental health, yet it faces increasing threats from both natural and anthropogenic activities. To address the challenges of monitoring and managing water quality, Water Quality Index (WQI) models have emerged as essential tools. These models simplify complex water quality datasets into a single, comprehensible value, enabling efficient decision-making for water resource management.

Despite their usefulness, classical models such as NSF-WQI and CCME-WQI laid foundational frameworks but suffer from limitations, such as rigidity in parameter selection, lack of adaptability to local conditions, and potential oversimplification. In recent decades, advancements in computational tools, particularly Artificial Intelligence (AI) and Machine Learning (ML), have opened new frontiers for developing more dynamic and accurate WQI models.

This review aims to provide a comprehensive analysis of WQI models, beginning with classical methods and progressing toward the integration of intelligent systems. We explore their principles, methodologies, applications, and limitations, and conclude with a perspective on the future of intelligent WQI systems.

KEYWORDS: Water Quality Index (WQI), Machine Learning, Water Resources, Environmental Monitoring.

1. INTRODUCTION

Water quality monitoring plays a critical role in safeguarding public health, supporting agricultural productivity, and maintaining ecosystem integrity. In the face of escalating pressures such as industrialization, population growth, and climate change, the demand for accurate, scalable, and easily interpretable water quality assessment tools has become increasingly urgent (Abbasi&Abbasi, 2012; Tyagi et al., 2013). These challenges necessitate comprehensive approaches to evaluate the condition of aquatic ecosystems and ensure sustainable water resource management.

Since the 1960s, the Water Quality Index (WQI) has emerged as a powerful tool to synthesize complex and heterogeneous water quality data into a single numerical value or categorical rating, providing decision-makers with an accessible summary of water body status (Brown et al., 1970; Said et al., 2004).Classical WQI models, such as the National Sanitation Foundation WQI (NSF-WQI) and the Canadian Council of Ministers of the Environment WQI (CCME-WQI), have been widely applied across the globe for monitoring surface and groundwater systems (Lumb et al., 2006; Cude, 2001).

These models typically involve a sequence of parameter selection, normalization, weighting, and aggregation offering the benefits of simplicity and communicability.

However, traditional WQIs are not without limitations. They often rely on expert-defined weights, neglect spatial and temporal dynamics, and may oversimplify complex biogeochemical interactions (Sánchez et al., 2007; Boyacioglu, 2007). Moreover, their fixed frameworks may not be sufficiently adaptable to diverse ecological contexts, such as wetlands, arid zones, or heavily polluted catchments (Pesce&Wunderlin, 2000). As such, their applicability may be compromised in non-conventional hydrological systems or under rapidly changing environmental conditions.

Recent research has sought to address these limitations by developing modified or site-specific WQIs, incorporating additional parameters (microbiological, heavy metals), and integrating advanced tools such as Geographic Information Systems (GIS), Remote Sensing, and dynamic modeling techniques (Tyagi et al., 2013; Yidana et al., 2020). Furthermore, the rise of Artificial Intelligence (AI) and Machine Learning (ML) has given rise to intelligent WQI models capable of learning from data patterns and improving prediction accuracy over time (Gazzaz et al., 2012; Gholami et al., 2020). These intelligent systems allow for the development of hybrid indices that not only retain the communicability of classical WQIs but also enhance flexibility, sensitivity, and robustness.

This review presents a comprehensive overview of the evolution of WQI models, tracing their development from classical statistical frameworks to state-of-the-art intelligent and hybrid systems. Emphasis is placed on their conceptual underpinnings, methodological improvements, practical applications, and the emerging role of AI-driven techniques in the field of water quality monitoring and hydraulic environmental management.

2. HISTORICAL FOUNDATIONS OF WQI MODELS

The concept of a Water Quality Index (WQI) originated in the 1960s as a response to the growing need for simplified, communicable tools to evaluate and compare water quality across regions and time. The earliest known attempt was by Horton (1965), who proposed a straightforward arithmetic mean of selected water quality parameters, including dissolved oxygen (DO), pH, and temperature. This early model represented a pivotal shift in water quality assessment transforming raw analytical data into a single index value accessible to both experts and non-specialists (Horton, 1965).

Building upon this foundation, the National Sanitation Foundation (NSF) in the United States introduced a more sophisticated model in the early 1970s. The NSF-WQI, developed by Brown et al. (1970), employed a weighted arithmetic mean of nine core parameters: DO, fecal coliforms, pH, biochemical oxygen demand (BOD), temperature, phosphates, nitrates, turbidity, and total solids. Each parameter was assigned a sub-index and a relative weight based on its importance to overall water quality, making the index more adaptable to decision-making processes. The NSF-WQI became one of the most widely used WQI models worldwide due to its simplicity, standardization, and public appeal (Brown et al., 1970; Cude, 2001).

The uniform appearance will assist the reader to read paper of the proceedings. It is therefore suggested to authors to use the example of this file to construct their papers. This particular example uses an Americanletter format with 25 mm margins left, right, top and bottom. Subsequent efforts sought to overcome the rigidity of early indices by developing more flexible and region-specific frameworks. One notable advancement was the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME-WQI), introduced in the late 1990s. Unlike its predecessors, CCME-WQI allows users to define their own parameters and thresholds, making it highly adaptable to

different ecological and regulatory contexts (CCME, 2001; Lumb et al., 2006). It calculates the index using three dimensions: the number of parameters exceeding standards (Scope – F1), the frequency of exceedance (Frequency – F2), and the extent of deviation (Amplitude – F3). This approach enables a more nuanced evaluation of water quality variability over time and space.

In parallel, the Oregon Water Quality Index (OWQI) was developed by the Oregon Department of Environmental Quality to reflect local environmental and regulatory priorities. It incorporates eight water quality parameters and places particular emphasis on parameters that are important in the Pacific Northwest, such as seasonal temperature variation and nutrient loading (Cude, 2001).

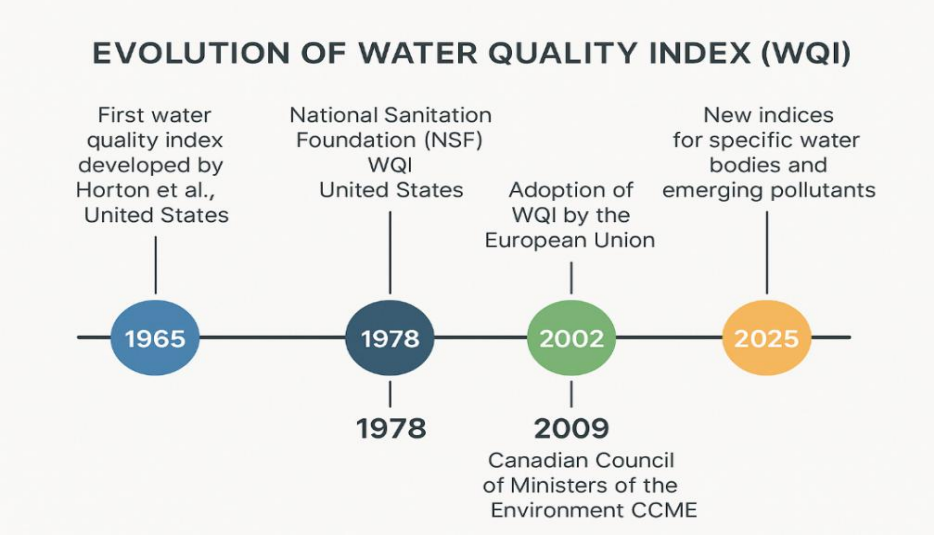


Figure 1: Historical foundations of WQI models

3. Conceptual Framework of Water Quality Indices

Water Quality Indices (WQIs) are composite indicators that synthesize multiple water quality parameters into a single dimensionless value, thereby enabling a holistic assessment of the condition of a water body. These indices are essential in environmental management, as they condense complex physicochemical and microbiological data into a simplified form that is interpretable by policymakers, engineers, and the general public (Abbasi&Abbasi, 2012; Tyagi et al., 2013).

The general structure of WQI development comprises four fundamental steps: parameter selection, data normalization, weight assignment, and aggregation into a final index value (Sutadian et al., 2016). Each of these steps has methodological implications that affect the sensitivity and reliability of the resulting index.

3.1. Parameter selection

The first step involves selecting representative parameters that reflect the quality and usability of water. These typically include physical parameters (e.g., temperature, turbidity), chemical parameters (e.g., pH, dissolved oxygen [DO], electrical conductivity, nitrates, phosphates), and microbiological indicators (e.g., fecal coliforms, E. coli) (Sánchez et al., 2007; Lumb et al., 2006). The choice of parameters is generally influenced by the intended use of the water (e.g., potable, irrigation, recreation) and local pollution concerns. In classical models like the NSF-WQI, nine core parameters were selected based on expert consensus (Brown et al., 1970), whereas more flexible indices like CCME-WQI allow users to define relevant parameters contextually.

3.2. Data normalization

Given that the parameters used have different units and ranges, normalization is essential to bring them to a common scale. A widely used method is the transformation of raw parameter values into sub-index scores on a scale from 0 to 100, where 100 represents ideal quality (Tyagi et al., 2013). The normalization function varies by parameter and may be linear, logarithmic, or based on regulatory thresholds. This allows for meaningful comparisons and aggregation.

3.3. Weight assignment

The relative importance of each parameter is expressed through weights (wi), typically determined via expert elicitation, policy standards, or multivariate analysis (Sutadian et al., 2016). In the NSF-WQI, for example, DO is given the highest weight (0.17), reflecting its ecological significance. However, this approach introduces a level of subjectivity, and some modern WQIs seek to minimize it through data-driven methods such as principal component analysis (PCA) or machine learning algorithms (Gazzaz et al., 2012; Gholami et al., 2020).

3.4. Aggregation

Once normalized and weighted, the sub-indices are aggregated to compute the final WQI score. The weighted arithmetic mean is the most common method, as expressed by the general formula:

$$WQI = \frac{\sum_{i=1}^{n} w_i \, q_i}{\sum_{i=1}^{n} w_i} \qquad (16)$$

Where:

w_i: weight assigned to the i^{th} parameter

q_i: normalized (sub-index) value of the i^{th} parameter

n: total number of parameters

Some indices use geometric means or multi-factor formulas (e.g., the CCME-WQI, which uses Scope, Frequency, and Amplitude) to better capture variability and threshold exceedances (Lumb et al., 2006; CCME, 2001).

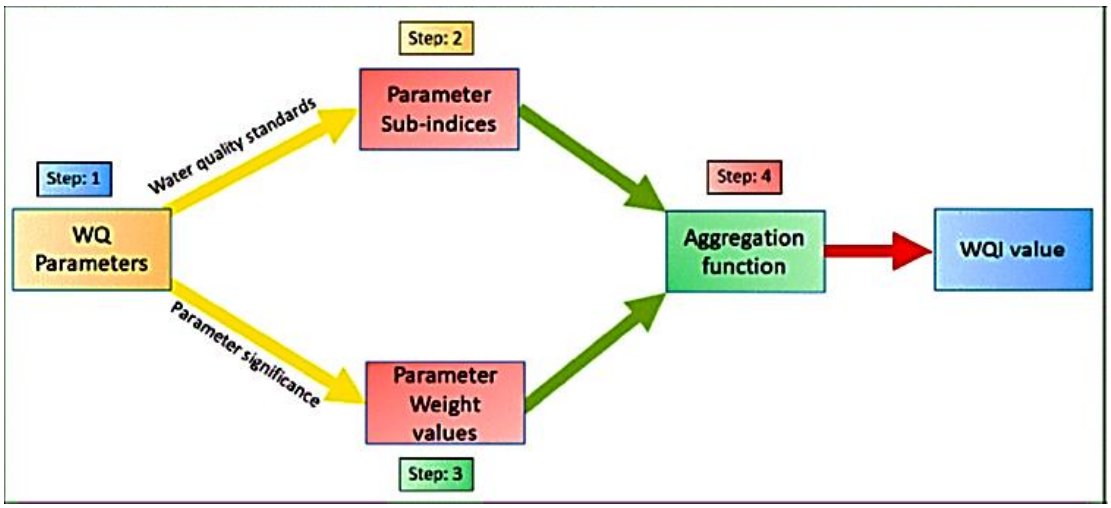


Figure 2: Conceptual Framework of Water Quality Index (WQI) Models

Despite their usefulness, classical WQI formulations often neglect spatio-temporal variability, nonlinear parameter interactions, and emerging pollutants (Said et al., 2004). Furthermore, the static nature of weighting and aggregation can limit the adaptability of traditional indices in rapidly changing or complex environments. These limitations have led to a growing interest in intelligent models that incorporate learning algorithms and dynamic decision-making processes, which are explored in later sections.

4. CONVENTIONAL WATER QUALITY INDEX (WQI) MODELS

Several conventional WQI models have been developed and widely used in water quality assessment across different regions and contexts. The most notable among them are listed below:

4.1. Horton Water Quality Index

Horton's Water Quality Index, developed in the 1960s, is one of the earliest WQI models. It uses a simple arithmetic mean of selected parameters, such as DO, pH, and temperature, to assess water quality. Despite its simplicity, Horton's index has been widely used in various regions to monitor surface water quality (Horton, 1965).

4.2. National Sanitation Foundation Water Quality Index (NSF-WQI)

The NSF-WQI, developed in the 1970s, is one of the most widely used WQI models globally. It incorporates nine key water quality parameters: dissolved oxygen (DO), fecal coliform, pH, biochemical oxygen demand (BOD), temperature, total phosphates, nitrates, turbidity, and total solids. Each parameter is assigned a weight based on its perceived impact on water quality, and the final index is calculated using a weighted average (Brown et al., 1970). The NSF-WQI has been applied in various regions, including the United States, Europe, and Asia, to assess the health of rivers, lakes, and reservoirs (Abbasi&Abbasi, 2012).

4.3. Canadian Council Of Ministers Of The Environment Wqi (CCME-WQI)

The CCME-WQI is a flexible model that evaluates water quality based on three factors: scope (the number of variables that do not meet water quality objectives), frequency (the number of times objectives are not met), and amplitude (the extent to which objectives are exceeded). This model is particularly useful for assessing water quality in diverse environments, as it allows users to select parameters relevant to their specific needs (CCME, 2001). The CCME-WQI has been widely adopted in Canada and other countries for monitoring surface water quality (Lumb et al., 2011).

4.4. Oregon Water Quality Index (OWQI)

The Oregon Water Quality Index (OWQI) was developed by the Oregon Department of Environmental Quality in the United States to evaluate water quality trends over time. It focuses on eight parameters—temperature, DO, BOD, pH, total solids, nitrates, phosphates, and fecal coliforms—and uses a logarithmic transformation of sub-index scores to reduce skewness. Unlike NSF-WQI, the OWQI does not assign differential weights but instead emphasizes seasonal and regional variations in water quality conditions (Cude, 2001).

4.5. British Columbia Water Quality Index (BCWQI)

The BCWQI is similar to the CCME-WQI but is tailored to the specific water quality objectives of British Columbia, Canada. It evaluates water quality based on the same three factors

(scope, frequency, and amplitude) but incorporates additional parameters relevant to the region's unique environmental conditions (Saffran et al., 2001).

4.6. Weighted Arithmetic Water Quality Index (WAWQI)

The WAWQI is a simple yet effective model that assigns weights to various water quality parameters based on their perceived impact on overall water quality. The final index is calculated using a weighted arithmetic mean, making it easy to interpret and apply. This model has been used in various regions, including India and Brazil, to assess the health of rivers and lakes (Banerjee & Srivastava, 2009).

4.7. Universal Water Quality Index (UWQI)

The UWQI is a generalized index designed to be applicable across various regions and water types. It incorporates a wide range of water quality parameters, including physical, chemical, and biological indicators, to provide a comprehensive assessment of water quality. The UWQI has been used in both developed and developing countries to monitor and manage water resources (Sutadian et al., 2016).

4.8 Dinius Water Quality Index

The Dinius Water Quality Index focuses on recreational water uses and includes parameters relevant to human health and aesthetics, such as fecal coliform, turbidity, and pH. This model is particularly useful for assessing the suitability of water bodies for recreational activities, such as swimming and boating (Dinius, 1987).

4.9 Smith's Water Quality Index

Smith's Water Quality Index emphasizes the ecological health of water bodies, incorporating parameters that affect aquatic life, such as DO, BOD, and nutrient concentrations. This model has been used in New Zealand and other regions to assess the impact of pollution on aquatic ecosystems (Smith, 1990).

4.10. Irrigation Water Quality Index (IWQI)

The Irrigation Water Quality Index (IWQI) proposed by Meireles et al. (2010) is a specialized WQI designed to assess the suitability of water for irrigation purposes. It integrates key parameters affecting soil and crop health, including electrical conductivity (EC), sodium adsorption ratio (SAR), pH, bicarbonate (HCO_3^-), and chloride (Cl^-). The IWQI has been widely applied in semi-arid and arid region.

Table 11:Comparative Overview of Major Conventional Water Quality Index (WQI) Models

Model Name	Key Parameters	Region/ Application	Strengths	Limitations
Horton WQI	DO, pH, temperature, turbidity	USA (historical use)	First WQI model; simple and communicable	Equal weights; limited parameters; outdated
NSF-WQI	DO, fecal coliform, pH, BOD, temperature, nitrates, phosphates, turbidity,	Widely used globally (USA, Asia, Africa, etc.)	Standardized, easy to apply, public-friendly	Fixed weights and parameters; not site-specific

	solids			
CCME-WQI	User-defined parameters and thresholds	Canada and international applications	Flexible, adaptable to different standards	Sensitive to frequency of threshold violations; complex F1-F3 computation
OWQI	DO, BOD, pH, total solids, temperature, nitrates, phosphates, fecal coliforms	Pacific Northwest, USA	Region-specific; good for temporal monitoring	No weighting; less generalizable
BCWQI	Adapted from CCME-WQI	British Columbia, Canada	Locally tailored thresholds; government supported	Region-specific; limited international use
WA-WQI	Variable (commonly TDS, pH, DO, EC, BOD, nitrates, etc.)	India, Middle East, parts of Africa	Flexible; easy to compute; widely adopted in developing countries	Subjective weights; sensitive to extreme values

4.11. Transition from Conventional to Machine Learning Approaches

While conventional WQI models such as NSF and CCME have been widely adopted due to their simplicity and transparency, they remain limited by fixed parameter sets, subjective weighting schemes, and challenges in accommodating emerging pollutants. These constraints often restrict their adaptability to diverse ecological or regulatory contexts. In this regard, machine learning (ML) presents an opportunity to extend and enhance classical methods. ML models can dynamically learn parameter relevance, integrate heterogeneous datasets, and capture nonlinear interactions that traditional arithmetic formulations overlook.

5. MACHINE LEARNING-BASED WQI MODELS

The integration of machine learning (ML) into Water Quality Index (WQI) modeling represents a transformative step in environmental monitoring. While classical indices are based on fixed parameters, predefined weights, and arithmetic aggregation, ML-based models leverage data-driven algorithms to uncover nonlinear interactions and dynamic trends. This transition not only improves predictive capacity but also addresses some of the long-standing limitations of conventional WQIs. However, the adoption of ML introduces new concerns regarding model transparency, data intensity, and transferability.

5.1. Artificial Neural Networks (ANN)

Artificial Neural Networks (ANN) are widely used in water quality modeling due to their ability to model complex nonlinear relationships between water quality parameters and the overall index. ANNs consist of interconnected layers of nodes that process input data and generate output predictions. These models have been applied in various regions to predict WQI values based on historical water quality data (Maier & Dandy, 2000).

5.2. Support Vector Machines (SVM)

Support Vector Machines (SVM) are powerful classification tools that have been applied to water quality assessment. SVMs work by finding the optimal hyperplane that separates data points into different classes, making them particularly useful for classifying water quality into categories such as "good," "moderate," and "poor" (Dibike et al., 2001).

5.3. Random Forest (RF)

Random Forest (RF) is an ensemble learning method that operates by constructing multiple decision trees and combining their predictions. RF models are highly effective for both classification and regression tasks in water quality modeling, as they can handle high-dimensional data and provide robust predictions (Breiman, 2001).

5.4. Decision Trees (DT)

Decision Trees (DT) are straightforward models that split data into branches based on input features to predict outcomes. DTs are easy to interpret and have been used in various water quality studies to classify water bodies based on their WQI values (Quinlan, 1986).

5.5. K-Nearest Neighbors (KNN)

K-Nearest Neighbors (KNN) is a non-parametric method used for classification by comparing the proximity of data points. KNN models have been applied in water quality assessment to classify water bodies based on their similarity to known examples (Cover & Hart, 1967).

5.6. Gradient Boosting Machines (GBM)

Gradient Boosting Machines (GBM) are ensemble techniques that build models sequentially to reduce prediction errors. GBM models have been used in water quality studies to improve the accuracy of WQI predictions by combining the strengths of multiple weak learners (Friedman, 2001).

5.7. Extreme Gradient Boosting (XGBoost)

Extreme Gradient Boosting (XGBoost) is an optimized version of GBM, known for its efficiency and performance in classification tasks. XGBoost models have been applied in water quality studies to predict WQI values with high accuracy (Chen &Guestrin, 2016).

5.8. Naïve Bayes (NB)

Naïve Bayes (NB) is a probabilistic classifier based on Bayes' theorem, assuming independence between predictors. NB models have been used in water quality assessment to classify water bodies based on their WQI values (John & Langley, 1995).

5.9. Deep Learning Models

Deep Learning Models, such as Convolutional Neural Networks (CNNs) and Recurrent Neural Networks (RNNs), are advanced neural network architectures capable of capturing intricate patterns in large datasets. These models have been applied in water quality studies to predict WQI values based on complex, high-dimensional data (LeCun et al., 2015).

5.10. Hybrid Models

Hybrid Models combine multiple machine learning algorithms to enhance prediction accuracy and robustness. For example, a hybrid model might combine ANN and SVM to leverage the strengths of both approaches. Hybrid models have been used in water quality studies to improve the accuracy of WQI predictions (Zhang et al., 2018).

Table 12:Comparative of Machine Learning-Based WQI Models.

Model Type	Key Features	Advantages	Challenges
ANN	Nonlinearrelationships, layerednodes	Handlescomplex data	Requires large datasets, "black box" nature
SVM	Optimal hyperplane for classification	Effective for categorical WQI labels	Sensitive to parametertuning
Random Forest	Ensemble of decisiontrees	Robust to outliers, high accuracy	Computationally intensive
XGBoost	Optimized gradient boosting	High performance, handles missing data	Complex to interpret
HybridModels	Combines multiple algorithms (e.g., ANN + SVM)	Improvedaccuracy and robustness	Increasedcomplexity

5.11. Comparative Performance of ML Algorithms

Artificial Neural Networks (ANNs) have been widely employed for WQI prediction due to their ability to approximate nonlinear processes (Gazzaz et al., 2012). They often outperform classical indices in accuracy but function as “black-box” systems, limiting interpretability. Support Vector Machines (SVMs) provide strong classification performance in smaller datasets,but they are highly sensitive to parameter tuning and lack intuitive interpretability (Zhang et al., 2018). Random Forests (RF) and ensemble methods such as XGBoost combine high predictive performance with some level of transparency, since they can rank variable importance and reduce overfitting risks (Gholami et al., 2020). Hybrid approaches, including ANN–SVM or RF–GIS integrations, have demonstrated particular promise by combining the predictive strength of ML with spatial or domain-specific knowledge (Khalil et al., 2022).

5.12. Review of Recent Studies (2020–2025)

Between 2020 and 2025, there has been a significant increase in the use of machine learning (ML) techniques for Water Quality Index (WQI) assessment. This trend reflects growing recognition of the limitations of conventional models, including fixed parameter sets and insufficient adaptability to complex or changing environments. A systematic review by Uddin et al. (2021) emphasized the need to harmonize parameter selection and address uncertainty to improve WQI robustness and comparability.

Hybrid ML models, such as the ANN–SVM framework evaluated by Zhang et al. (2018), have shown high predictive accuracy for WQI estimation, effectively capturing nonlinear relationships among water quality variables. These approaches are increasingly applied in diverse environmental contexts, particularly in regions with complex pollution dynamics.

Recent studies from Malaysia and India further highlight the benefits of integrating ML with geospatial and remote sensing data. For instance, Khalil et al. (2022) implemented a real-time monitoring system in Malaysia, while Kumar and Patel (2023) demonstrated the utility of ML-GIS integration for irrigation water management.

5.13. Critical Challenges

Despite these advances, several challenges persist. First, ML models often require extensive, high-quality datasets for training, which limits their applicability in developing regions where monitoring infrastructures are weak. Second, generalizability remains a major obstacle: models trained in one hydrological or ecological setting may fail to perform well when transferred to another (Uddin et al., 2021). Third, transparency and interpretability continue to be debated, particularly since decision-making in water governance demands models that are explainable to policymakers. Finally, issues such as overfitting and computational costs remain significant, underscoring the need for rigorous cross-validation and independent dataset testing (Rahman et al., 2022).

6. CASE BASED CONTRAST OF TRADITIONAL VS. ML-BASED WQI MODELS

Practical comparisons between classical and machine learning (ML)-based Water Quality Index (WQI) models highlight both the strengths and limitations of each approach. For example, El-Chérif et al. (2021) assessed groundwater quality in Algeria using both traditional WQI formulations and several ML algorithms, including ANN, SVM, and Random Forest. While classical indices provided transparent and standardized assessments, they proved less effective when parameter datasets were incomplete. In contrast, ML models achieved higher predictive accuracy (lower RMSE and MAE) and demonstrated robustness in capturing nonlinear relationships among variables, particularly when full datasets were available. However, their performance declined in data-reduced scenarios, underscoring their dependency on high-quality inputs.

Similarly, a recent study in Bangladesh compared 14 ML algorithms against conventional indices for river water quality prediction (Rahman et al., 2025). Results showed that ANN and Random Forest significantly outperformed classical WQIs in accuracy and adaptability, yet concerns over interpretability, computational demands, and potential overfitting remained evident. These findings confirm that while ML-based models enhance precision and flexibility, they cannot fully replace traditional indices, which remain valuable for their simplicity and communicability to policymakers.

Overall, case studies illustrate that ML approaches are best positioned as complements rather than substitutes for conventional WQIs. Hybrid frameworks that combine the interpretability of classical indices with the predictive power of ML offer the most promising pathway, addressing reviewer concerns about transparency, generalizability, and data requirements.

7. CHALLENGES AND FUTURE DIRECTIONS IN WQI MODELING

Despite considerable progress in the development of Water Quality Index (WQI) models, several critical challenges remain. One major issue is the lack of standardization across ecological and geographical contexts, which hampers model comparability and global applicability.

Many existing indices fail to account for emerging pollutants such as **pharmaceutical residues, pesticides, and microplastics**, which are increasingly relevant to both public health and ecosystem integrity. Additionally, persistent uncertainty in sub-index formulation, parameter weighting, and aggregation techniques reduces model transparency and decision-making reliability (Uddin et al., 2021).

To overcome these limitations, future research should prioritize the following directions:

Development of standardized WQI frameworks that align with international guidelines (e.g., WHO, 2021) to ensure comparability across regions;

Integration of advanced technologies, including **machine learning**, **remote sensing**, and **real-time sensors**, to improve predictive capacity and monitoring efficiency (Zhang et al., 2018);

Incorporation of ecological and hydraulic quality metrics, such as habitat integrity and flow regimes, to capture broader ecosystem functions;

Creation of open-source and modular WQI toolkits, adaptable to local data availability and regional water quality challenges (UN Water, 2022);

Enhanced data collection and sharing infrastructures, particularly in low-resource settings, to reduce spatial and temporal data gaps;

Customization of WQI models for regional conditions, such as salinity stress in arid regions or industrial pollution in urban watersheds (Al-Omran et al., 2015).

These strategic directions aim to promote more **resilient, flexible, and globally transferable WQI systems**, better equipped to support sustainable water management and policy development under changing environmental conditions.

8. CONCLUSION

Water Quality Index (WQI) models are key tools for simplifying complex water data and supporting water resource management. While classical models such as NSF-WQI and CCME-WQI have laid the groundwork for standardized assessment, they remain limited in adaptability and responsiveness to evolving environmental challenges. The integration of Artificial Intelligence, Machine Learning, and geospatial technologies has led to more flexible and accurate WQI models, enabling real-time monitoring and better decision-making.

Despite these advancements, challenges persist, including the lack of standardized methods, limited data availability, and the need for models tailored to regional conditions. Addressing these issues is essential for developing robust, transferable, and intelligent WQI systemsintegrating advanced technologies that can support sustainable water management and contribute to global water security

REFERENCES

Abbasi, T., &Abbasi, S. A. (2012). Water-Quality Indices. Elsevier.

Abrahao, R., Carvalho, M., & Da Silva, N. L. (2007). Use of index analysis to evaluate the water quality of a stream receiving industrial effluents. Water SA.

Al-Omran, A. M., Alharbi, O. M. L., Elmaghraby, S. E., & Nadeem, M. E. A. (2015). Water quality assessment in arid regions: A case study from Saudi Arabia. Journal of Arid Environments.

Banerjee, T., & Srivastava, R. K. (2009). Application of water quality index for assessment of surface water quality surrounding integrated industrial estate–Pantnagar. Water Science and Technology.

Bhargava, D. S. (1983). Water quality index for Indian rivers. Ecological Modelling.

Boyacioglu, H. (2007). Development of a water quality index based on a European classification scheme. Water SA, 33(1), 101–106.

Breiman, L. (2001). Random Forests. Machine Learning, 45(1), 5–32.

Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., & Tozer, R. G. (1970). A Water Quality Index—Do We Dare? Water and Sewage Works, 117(10), 339–343.

Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). (2001). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: CCME Water Quality Index 1.0 User's Manual.

Chen, T., &Guestrin, C. (2016). XGBoost: A scalable tree boosting system. Proceedings of the 22nd ACM SIGKDD Conference, 785–794.

Cover, T., & Hart, P. (1967). Nearest neighbor pattern classification. IEEE Transactions on Information Theory, 13(1), 21–27.

Cude, C. G. (2001). Oregon water quality index: A tool for evaluating water quality management effectiveness. Journal of the American Water Resources Association, 37(1), 125–137.

Dinius, S. H. (1987). Design of an index of water quality. Journal of the American Water Resources Association, 23(5), 833–843.

El-Chérif A., Boulanouar A., and Hani A. (2021). Comparative analysis of machine learning algorithms for groundwater quality index prediction in Illizi region, Algeria. Applied Water Science, 11, 152–165.

European Commission. (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy.

Friedman, J. H. (2001). Greedy function approximation: A gradient boosting machine. Annals of Statistics, 29(5), 1189–1232.

Gazzaz, N. M., Yusoff, M. K., Aris, A. Z., Juahir, H., &Ramli, M. F. (2012). Artificial neural network modeling of the water quality index for Kinta River (Malaysia) using water quality variables as predictors. Marine Pollution Bulletin, 64(11), 2409–2420.

Gholami, H., Kalantar, B., &Melesse, A. M. (2020). A novel hybrid artificial intelligence approach for the prediction of water quality index. Journal of Hydrology, 582, 124460.

Horton, R. K. (1965). An index number system for rating water quality. Journal of the Water Pollution Control Federation, 37(3), 300–306.

John, G. H., & Langley, P. (1995). Estimating continuous distributions in Bayesian classifiers. Proceedings of the Eleventh Conference on Uncertainty in Artificial Intelligence, 338–345.

Johnson, R., & Kumar, S. (2019). Impact of anthropogenic activities on water quality: A review. Environmental Science and Pollution Research, 26(9), 8092–8112.

Khalil, A. N. M., Ahmed, N., &Yusop, Z. (2022). Integration of remote sensing and WQI modeling for water quality monitoring in Malaysia. Remote Sensing of Environment, 271, 112902.

Kumar, R., & Patel, A. (2023). Spatial-temporal prediction of water quality using machine learning and GIS. Journal of Environmental Management, 337, 117661.

Kumar, S., Malik, A., & Singh, A. (2020). Challenges in water quality monitoring and management: A review. Journal of Environmental Management, 255, 109889.

LeCun, Y., Bengio, Y., & Hinton, G. (2015). Deep learning. Nature, 521(7553), 436–444.

Lumb, A., Sharma, T. C., &Bibeault, J. F. (2011). A review of genesis and evolution of water quality index (WQI) and some future directions. Water Quality, Exposure and Health, 3(1), 11–24.

Lumb, A., Halliwell, D., & Sharma, T. (2006). Application of CCME water quality index to monitor water quality: A case study of the Mackenzie River Basin. Environmental Monitoring and Assessment, 113, 411–429.

Maier, H. R., & Dandy, G. C. (2000). Neural networks for the prediction and forecasting of water resources variables: A review of modelling issues and applications. Environmental Modelling & Software, 15(1), 101–124.

Oberholster, P. J., & Ashton, P. J. (2008). State of the Nation Report: South African Water Quality. Water Research Commission Report No. TT 318/08.

Pesce, S. F., &Wunderlin, D. A. (2000). Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía River. Water Research, 34(11), 2915–2926.

Quinlan, J. R. (1986). Induction of decision trees. Machine Learning, 1(1), 81–106.

Rahman M., Uddin M., and Karim S. (2025). Comparative analysis of machine learning models for predicting water quality index in Dhaka's rivers, Bangladesh. Environmental Monitoring and Assessment, 197, Article 245.

Saffran, K., Cash, K., & Hall, K. (2001). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: CCME Water Quality Index 1.0 User's Manual. Environment Canada.

Said, A., Stevens, D. K., &Sehlke, G. (2004). An innovative index for evaluating water quality in streams. Environmental Management, 34(3), 406–414.

Sánchez, E., Colmenarejo, M. F., Vicente, J., Rubio, A., García, M. G., Travieso, L., &Borja, R. (2007). Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. Ecological Indicators, 7(2), 315–328.

Smith, D. G. (1990). A better water quality indexing system for rivers and streams. Water Research, 24(10), 1237–1244.

Sutadian, A. D., Muttil, N., Yilmaz, A. G., &Perera, B. J. C. (2016). Development of river water quality indices—A review. Environmental Monitoring and Assessment, 188(1), 58.

Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., &Dobhal, R. (2013). Water quality assessment in terms of water quality index. American Journal of Water Resources, 1(3), 34–38.

Uddin, M. G., Nash, S., &Olbert, A. I. (2021). A review of water quality index models and future perspectives. Environmental Modelling & Software, 139, 105034.

UNEP. (2010). African Water Quality Index: A Tool for Water Resources Management. United Nations Environment Programme.

UN Water. (2022). The United Nations World Water Development Report 2022: Groundwater: Making the Invisible Visible. UNESCO.

WHO. (2021). Guidelines for Drinking-water Quality (4th ed.). World Health Organization.

Wu, Z., Zhang, Y., Shen, Z., Chen, L., & Liu, R. (2018). Assessing river water quality using water quality index in Lake Taihu Basin, China. Science of the Total Environment, 612, 914–922.

Yidana, S. M., Banoeng-Yakubo, B., &Akabzaa, T. (2020). Spatio-temporal modeling and mapping of groundwater quality using GIS and WQI. Groundwater for Sustainable Development, 11, 100429.

Zhang, D., Zhang, X., Zhou, X., & Li, Y. (2018). Prediction of water quality using hybrid machine learning models. Journal of Hydrology, 563, 434–445.

ÉVALUATION DE L'IMPACT DU BASSIN VERSANT DE BOUNAMOUSSA SUR LA QUALITÉ DE L'EAU A L'AIDE D'ARCGIS.

Ouahiba BENSARI*[1], Meriem CHETIBI[1], et Jazia ARRAR[1,2]

[1]Laboratoire de Recherche Science de l'Eau (LRS-Eau), Ecole Nationale Polytechnique, Alger, Algérie.

[2] Laboratoire des Sciences et Technique de l'Environnement (LSTE), Ecole Nationale Polytechnique, Alger, Algérie.

*Auteur correspondant : ouahiba.bensari@g.enp.edu.dz

Paper ID : 13

ABSTRACT

This study is part of an assessment of the impact of the Bounamoussa watershed on the water quality of the Cheffia dam. To this end, we developedmaps of the Constantinois-East and Bounamoussa coastal watersheds (slopes, altitudes, contour lines, precipitation, soil types, and land use) using ArcGIS software. Heavy precipitation, combined with the low permeability of the soils, increases surface runoff, which promotes the transport of pollutants to the dam. Land use, mainly dominated by agriculture and urbanization, also increases the pollutant load. However, the low topography of the watershed reduces the flow intensity, and wetlands in this basin contribute to pollution reduction.

KEYWORDS: Water quality, ArcGIS, Hydrology, Topography, Wetlands, Watershed, Thematic map.

RÉSUMÉ

Cette étude s'inscrit dans le cadre de l'évaluation de l'impact du bassin versant de Bounamoussa sur la qualité de l'eau du barrage de Cheffia. Pour cela, nous avons élaboré, à l'aide du logiciel ArcGIS, des cartes du bassin versant des côtiers Constantinois-Est et de Bounamoussa (pentes, altitudes, courbes de niveau, précipitations, pédologie, occupation du sol). Les fortes précipitations, combinées à la faible perméabilité des sols, intensifient le ruissellement de surface, ce qui favorise le transport des polluants vers le barrage. L'occupation du sol, dominée par l'agriculture et l'urbanisation, augmente également la charge polluante. Cependant, la faible topographie du bassin réduit l'intensité des écoulements, et la présence de zones humides dans ce bassin contribuent à la réduction de la pollution.

MOT- CLÉS :Qualité de l'eau, ArcGIS, Hydrologie, Topographie, Zones humides, Bassin versant, Carte thématique.

1. INTRODUCTION

Le bassin versant constitue une unité hydrologique clé dans l'étude des mécanismes de transport et de diffusion des polluants vers les ressources en eau. Il représente un système hydrologique intégré où s'exercent diverses interactions entre les composantes naturelles et anthropiques. Ses caractéristiques physiques et morphologiques, telles que la pente, le type de sol et l'occupation du sol, jouent un rôle important dans la dynamique du ruissellement et du transfert des polluants. Ces caractéristiques, combinées, peuvent menacer la qualité des eaux de surface, d'où l'importance de l'analyse du bassin versant pour une gestion durable des ressources en eau.

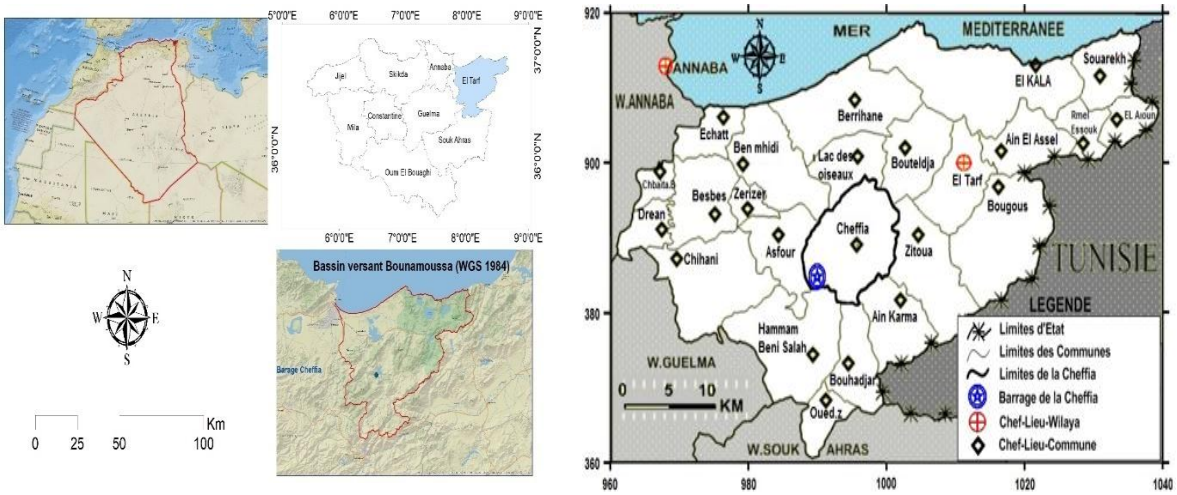
L'objectif de cette étude est d'évaluer les caractéristiques du bassin versant des côtiers constantinois, en mettant particulièrement l'accent sur son sous-bassin de Bounamoussa, à l'aide du logiciel ArcGis.Cette analyse vise à déterminer dans quelle mesure ces bassins versants influencent la qualité de l'eau, de manière favorable ou défavorable.

2. METHODOLOGIE

2.1. Présentation de la zone d'étude

La zone d'étude appartient au bassin versant des côtiers Constantinois-Est et couvre une superficie de 2 868,34 km². Elle est située entre les longitudes 7°94' et 8°31' Est, et les latitudes 36°38' et 36°69' Nord (figure 1). Il convient de souligner qu'une portion de ce bassin, englobant notamment la plaine d'Aïn El-Karma, s'étend également sur le territoire tunisien.

Le barrage de Cheffia se trouve à une distance de 40 kilomètres au sud-est de la ville d'Annaba, et à 42 kilomètres au sud-ouest de la ville d'El Tarf. Il est localisé sur les territoires relevant des communes de Cheffia et de la daïra de Bouteldja (figure 1).Occupant une superficie de 1 000 hectares, le barrage est bordé au nord par les communes de Cheffia et Asfour, à l'ouest par la commune d'Asfour, au sud par celles de Hammam Béni Salah et Bouhadjar, et à l'est par la commune de Cheffia.



(a) (b)

Figure 53 : La localisation géographique (a) bu bassin versant de Bounamoussa ,(b) barrage de la Cheffia (Derradji, 2016)

Dans le cadre de cette étude, nous avons utilisé le logiciel ArcGIS afin de produire des cartes thématiques représentant les principales caractéristiques du bassin versant de Bounamoussa, notamment la topographie, l'hydrologie, la pédologie, l'occupation du sol et la couverture végétale. L'objectif est d'évaluer leur impact potentiel sur la qualité de l'eau du barrage de Cheffia, ressource stratégique pour la région.

Cette approche s'inscrit dans la continuité de plusieurs travaux récents qui ont montré la pertinence de l'analyse spatiale appliquée aux bassins versants. Par exemple, Bouden et al. (2020) ont étudié la relation entre les changements d'occupation du sol et leurs impacts sur la qualité de l'eau dans le bassin côtier de la Mitidja (Algérie), confirmant que l'urbanisation et l'intensification agricole exercent une pression directe sur les ressources en eau. Plus récemment, une étude de Liu et al. (2025), a démontré que la topographie, combinée aux dynamiques d'occupation du sol, influence

significativement les processus hydrologiques et, par conséquent, la vulnérabilité des ressources hydriques aux pollutions diffuses.

Ainsi, l'intégration des SIG dans notre démarche ne constitue pas seulement un outil descriptif, mais un support analytique permettant de relier les caractéristiques physiques du bassin versant aux risques de dégradation de la qualité de l'eau.

Le bassin versant de Bounamoussa constitue un sous-bassin du bassin versant des CôtiersConstantinois-Est. Ainsi, les caractéristiques physiques et hydrologiques de ce grand bassin influencent directement le fonctionnement et l'état environnemental du sous-bassin de Bounamoussa.Par conséquent, notre étude prend en considération les caractéristiques des deux bassins versants afin d'obtenir une analyse plus complète.

Nous avons élaboré l'ensemble des cartes relativesau bassin versant des Côtiers Constantinois-Est et de Bounamoussa.

Les cartes des altitudes et des pentes ont été déterminées à partir du Modèle Numérique de Terrain (MNT), qui fournit une représentation numérique du relief terrestre (figures 2 et 3, respectivement).

La carte des précipitations a été produite à partir des données CHIRPS (Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data) pour la période 1981–2024(figure 4).

Quant à la pédologie, nous avons téléchargé la carte pédologique de l'Afrique depuis le site de la FAO, puis l'avons reprojetée sur le bassin versant de Bounamoussa à l'aide du logiciel ArcGIS (figure 6).

Pour l'occupation du sol, nous avons utilisé la carte téléchargée depuis la plateforme Esri | Sentinel-2 Land Cover Explorer, que nous avons projetée et traitée à l'aide du logiciel ArcGIS (figure 7).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Topographie

La topographie du bassin versant, en particulier l'altitude et la pente, constitue un facteur déterminant dans le ruissellement et le transport des polluants. Elle permet d'identifier les zones sensibles à la pollution et de modéliser les écoulements d'eau et de contaminants, facilitant ainsi la prévision de leur propagation et la planification de mesures de protection adaptées pour préserver la qualité de l'eau. Comme l'ont montré plusieurs études récentes, la distribution spatiale des altitudes et des pentes joue un rôle clé dans la vulnérabilité des ressources hydriques, en particulier dans les bassins versants méditerranéens soumis à des pressions anthropiques croissantes (Benhamiche et al., 2020 ; Zhang et al., 2024).

La figure 2 présente la carte des altitudes du bassin versant des Côtiers Constantinois-Est et de Bounamoussa.

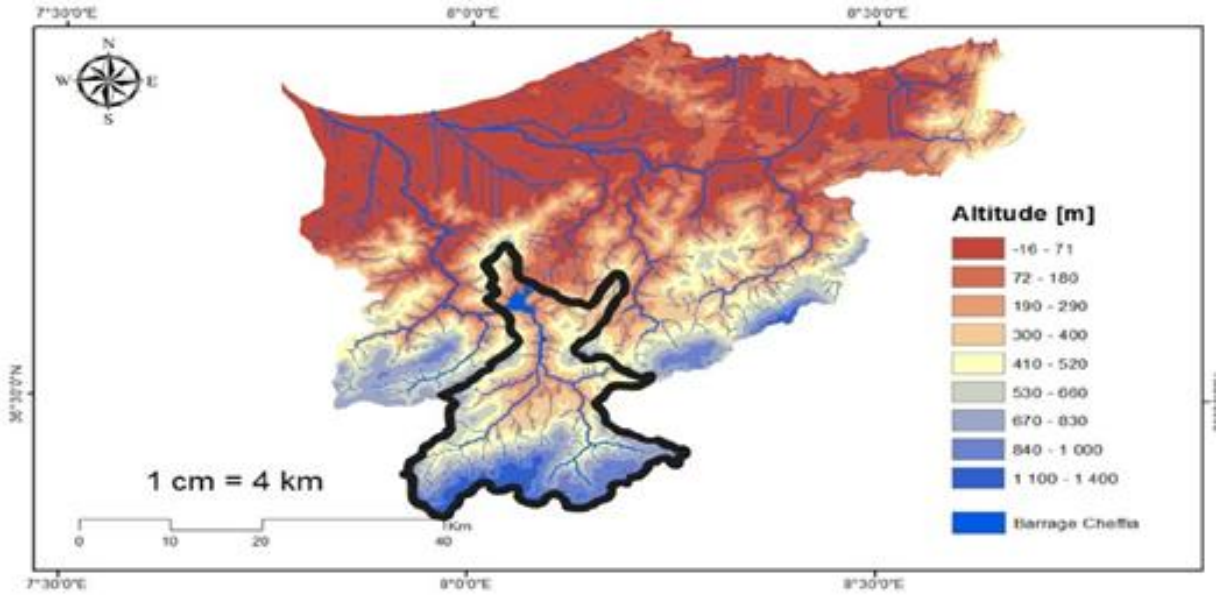


Figure 54 : Carte des altitudes du bassin versant des Côtiers Constantinois-Est et de Bounamoussa.

Nous avons calculé la surface de chaque classe d'altitude à l'aide d'ArcGIS (tableau 1).

Tableau 13 : Répartition des surfaces en fonction des altitudes pour le bassin des Côtiers Constantinois-Est.

Altitude (m)	Surface (%)	Surface (km²)
-16 – 72	34,43	987,671
72 – 180	15,82	453,772
190 – 290	12,37	355,05
300 – 400	11,9	341,55
410 – 520	8,99	257,91
530 – 660	6,89	197,72
670 – 830	5,1	146,5
840 – 1000	3,15	90,39
1100 – 1400	1,31	37,74

Le tableau 1 illustre la répartition des surfaces en fonction de l'altitude. On observe une diminution progressive des surfaces avec l'augmentation de l'altitude, indiquant que la majorité du bassin versant se situe à des altitudes relativement basses. Ce type de configuration accentue généralement les phénomènes de ruissellement, surtout lorsque l'occupation du sol est marquée par l'agriculture intensive ou l'urbanisation, ce qui rejoint les constats établis par des travaux récents sur la relation entre topographie et qualité de l'eau (Gupta et al., 2022 ; Li et al., 2023).

Le tableau 2 présente la classification des pentes du bassin versant des Côtiers Constantinois-Est. Cette classification a été élaborée en s'appuyant sur le modèle proposé par Alemayehu et al. (2019).

Tableau 14 :Classification des pentes du bassin versant selon Alemayehu et al. (2019)

Pente (°)	Classe
0 – 1,15	Plat / très faible
1,15 – 2,86	Douce
2,86 – 4,57	Modérée
4,57 – 8,53	Forte
8,53 – 16,70	Très forte
> 16,70	Extrêmement raide

La figure 3 illustre la carte des pentes du bassin versant. Cette répartition montre une variabilité spatiale qui influence fortement les phénomènes hydrologiques : les zones à faible pente tendent à retenir l'eau plus longtemps, favorisant l'accumulation de polluants issus des activités agricoles et urbaines. Cette rétention peut également accroître le risque d'infiltration de contaminants vers les nappes phréatiques. À l'inverse, les zones à forte pente accélèrent l'écoulement, ce qui favorise l'érosion des sols et le transfert rapide de polluants vers les cours d'eau. Ces dynamiques croisées, bien documentées dans des contextes similaires (Benhamiche et al., 2020 ; Li et al., 2023), soulignent l'importance d'une approche spatiale intégrée.

Enfin, une limite spécifique à notre étude doit être soulignée : cette analyse repose uniquement sur des données SIG et ne prend pas en compte des mesures de terrain (débits, qualité de l'eau, taux d'érosion), ce qui peut réduire la précision de l'évaluation. Une intégration future de données in situ améliorerait la robustesse et la fiabilité de nos résultats.

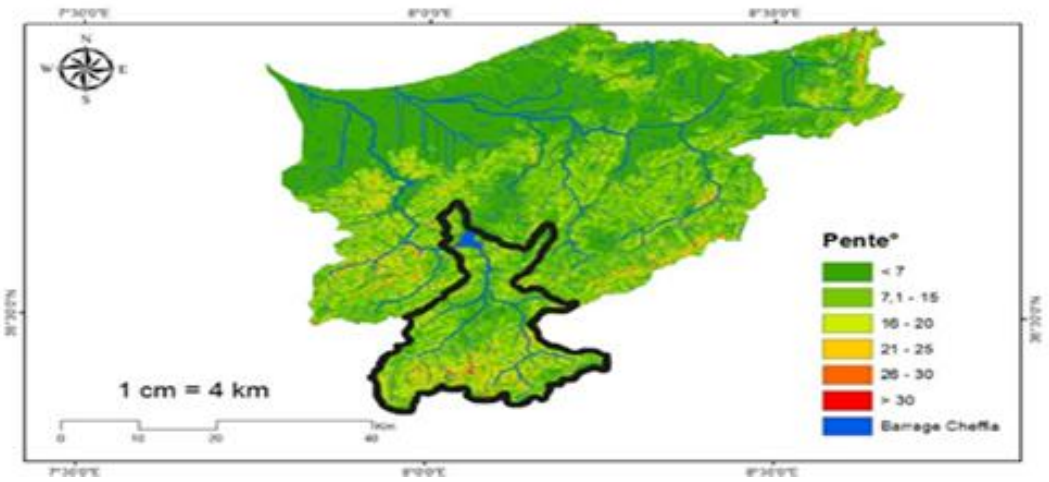


Figure 3 : Carte des pentes du bassin versant des Côtiers Constantinois-Est et de Bounamoussa.

Hydrologie

L'hydrologie englobe les précipitations et le réseau hydrographique ainsi que leur influence sur la pollution des bassins versants.

3.2. Précipitation

Les précipitations influencent la pollution dans un bassin versant en favorisant le ruissellement sur les surfaces imperméabilisées et les zones à fortes pentes ce qui entraine le transport de polluants vers les cours d'eau. Elles jouent également un rôle majeur dans la recharge des nappes phréatiques et dans la variabilité saisonnière de la qualité de l'eau, en accentuant la concentration des nutriments et des contaminants lors des épisodes pluvieux intenses (Zhang et al., 2023).

Les précipitations intenses peuvent également provoquer l'érosion des sols, favorisant ainsi le transfert de sédiments et de substances polluantes. Cette dynamique est particulièrement critique dans les zones méditerranéennes, comme le nord-est de l'Algérie, où les épisodes pluvieux sont souvent irréguliers mais violents (Benhamiche et al., 2022).

La Figure 4 représente la carte des précipitations mensuelles moyennes du bassin des Côtiers Constantinois-Est et de Bounamoussa. Elle montre que ce bassin se situe dans une zone de précipitations moyennes à fortes, ce qui favorise le transport des polluants par ruissellement.

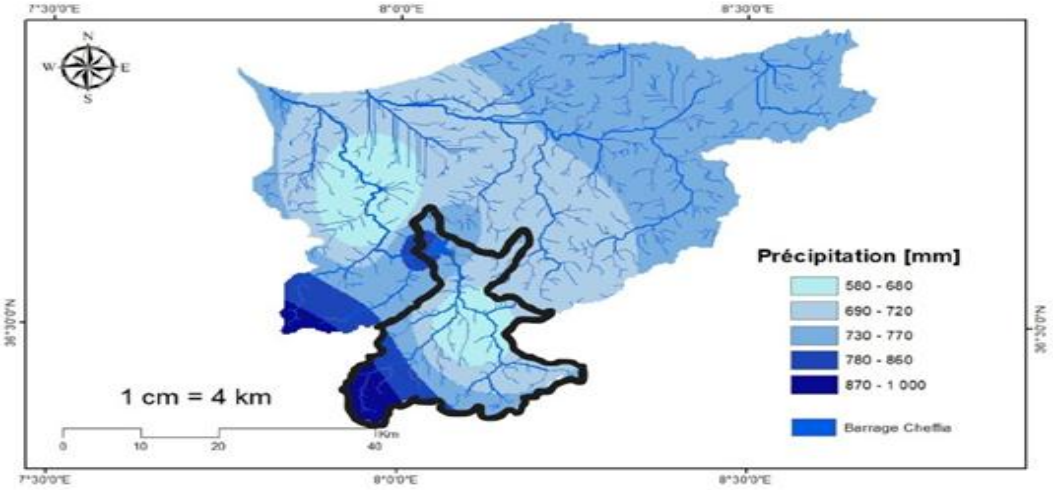


Figure 4 :Carte des précipitations mensuelles moyennes du bassin versant des Côtiers Constantinois-Est et de Bounamoussa (1981 à 2024).

3.3. Réseau Hydrographique

La carte hydrographique (figure 5) permet de localiser précisément les cours d'eau et les zones humides, qui constituent les principaux milieux récepteurs de la pollution. Elle met en évidence le réseau de drainage, indiquant les trajectoires d'écoulement de l'eau à travers le bassin versant, et fournit ainsi des informations sur les voies potentielles de transport des polluants. Un réseau hydrographique dense accroît la connectivité hydrologique, favorisant le transfert rapide des contaminants, alors qu'un réseau plus fragmenté peut limiter la dispersion mais accroît le risque d'accumulation locale (Hosseini et al., 2021).

En superposant les informations relatives aux sources de pollution (industries, agriculture, assainissement, etc.) au réseau hydrographique, la carte permet également d'identifier les zones à risque d'accumulation de la pollution. De plus, la proximité des zones agricoles et urbaines aux principaux exutoires constitue un facteur aggravant, comme démontré dans plusieurs études récentes en Méditerranée (Alemayehu et al., 2019 ; Chabaca et al., 2021).

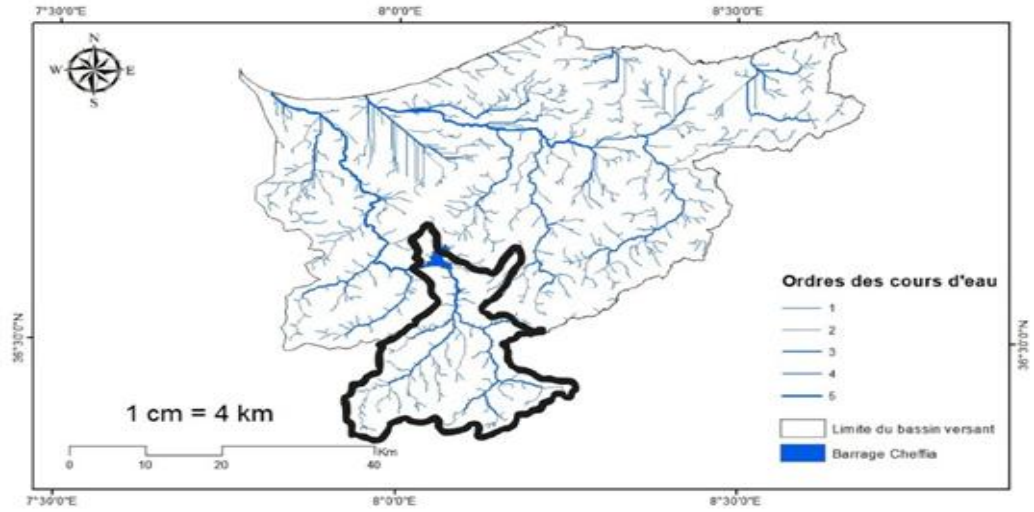


Figure 5 :Carte hydrographique du bassin versant des Côtiers Constantinois-Est et de Bounamoussa

3.4. Pédologie

La pédologie est essentielle pour l'étude de la pollution du sol, car elle permet d'analyser la répartition des polluants et leurs interactions avec le sol. En examinant les caractéristiques physiques et chimiques du sol, elle aide à comprendre le déplacement, l'accumulation, la dégradation des polluants, ainsi que leur absorption par les plantes.

D'après la carte pédologique (figure 6), la zone est composée de cambisols calciques, de luvisols glaïques, de vertisols chromiques et de vertisols péliques. Selon la carte mondiale des sols (FAO-UNESCO, 1975), ces types de sols, caractérisés par une perméabilité généralement faible et une forte susceptibilité au ruissellement, favorisent le transport des polluants vers les cours d'eau lors d'épisodes pluvieux intenses.

Toutefois, l'utilisation de la carte FAO-UNESCO de 1975 constitue une limite méthodologique, car elle ne reflète pas les dynamiques récentes liées à l'évolution des sols sous l'effet du changement climatique et des pratiques agricoles intensives. Des études plus récentes (Jones et al., 2020 ; Panagos et al., 2022) insistent sur l'importance de prendre en compte la variabilité spatiale et temporelle de la structure des sols pour évaluer plus finement leur rôle dans le transfert des contaminants.

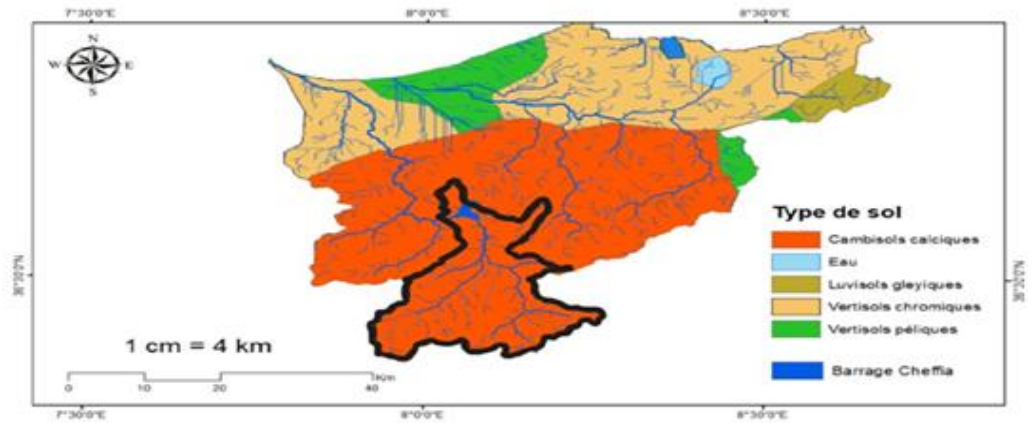


Figure 6 :Carte pédologique du bassin versant des Côtiers Constantinois-Est et de Bounamoussa.

3.5. Occupation du sol

La carte d'occupation du sol permet de cartographier les différentes activités humaines telles que l'agriculture, l'industrie ou encore les zones urbanisées. Elle constitue un outil essentiel pour évaluer l'impact de l'aménagement du territoire sur les dynamiques hydrologiques et la qualité de l'eau, notamment dans un contexte de changements rapides d'occupation du sol. Cette cartographie aide à localiser les sources potentielles de pollution et à évaluer leur proximité avec les cours d'eau.

D'après la carte d'occupation des sols (figure 7), on observe une forte présence de zones agricoles, ce qui peut poser problème en raison de l'utilisation de produits chimiques tels que les engrais et les pesticides, susceptibles de contaminer le sol et les ressources en eaux. Des études récentes confirment que l'intensification agricole, combinée au ruissellement, favorise le transfert de nutriments (azote, phosphore) et de produits phytosanitaires vers les eaux de surface, contribuant à l'eutrophisation et à la dégradation de la qualité de l'eau (Giri & Qiu, 2016 ; Tong et al., 2020).

Ces substances peuvent être transportées vers les cours d'eau par ruissellement, drainage ou infiltration. Ainsi, le mode de transfert hydrique joue un rôle déterminant dans le transport et la dispersion des contaminants dans l'environnement.

Par ailleurs, la présence de zones urbanisées est également préoccupante, car les rejets issus de ces zones peuvent contribuer significativement à la pollution des cours d'eau. Les surfaces imperméabilisées favorisent l'accumulation de polluants atmosphériques, d'hydrocarbures et de métaux lourds, qui sont ensuite lessivés lors des épisodes pluvieux (Zhao et al., 2019).

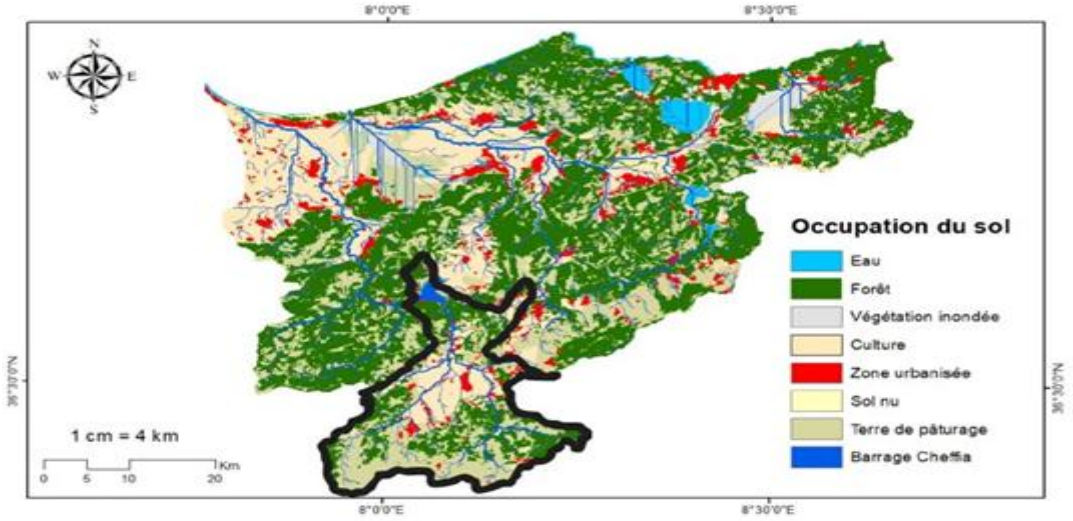


Figure 7 :Carte d'occupation du sol du bassin versant des Côtiers Constantinois-Est et de Bounamoussa.

3.6. Couverture végétale

Le bassin versant des Côtiers Constantinois-Est comprend plusieurs zones humides répertoriées dans la liste Ramsar. À cet effet, nous avons élaboré une carte (figure 8), à partir d'images Google Earth, illustrant les zones humides présentes dans le bassin versant, conformément aux données de la convention de Ramsar. Ces écosystèmes, reconnus d'importance internationale, jouent un rôle de régulation hydrologique et écologique. La présence de ces zones humides joue un rôle fondamental dans la filtration et l'épuration naturelle de l'eau. Elles agissent comme des zones tampons qui réduisent l'impact du ruissellement, favorisent l'infiltration et limitent l'érosion. Elles

retiennent les sédiments et les polluants, absorbent les nutriments en excès et favorisent la dégradation des produits chimiques nocifs. De plus, elles constituent des réservoirs de biodiversité et participent à l'atténuation des effets du changement climatique en stockant du carbone (Mitsch & Gosselink, 2015 ; Ramsar Convention, 2021). Ces processus contribuent de manière significative à l'amélioration de la qualité de l'eau dans le bassin versant de Bounamoussa.



Figure 8 : Les zones humides du bassin versant des Côtiers Constantinois-Estselon la liste Ramsar.

4. CONCLUSION

Le bassin versant de Bounamoussa exerce une influence significative sur la qualité de l'eau du barrage de Cheffia, tant de manière positive que négative. En effet, les fortes précipitations combinées à la faible perméabilité des sols favorisent le ruissellement et le transfert des polluants vers le barrage. Par ailleurs, l'occupation du sol, marquée par une prédominance de zones agricoles et urbanisées, accentue cette dynamique de pollution diffuse.

Cependant, certains facteurs limitent ce transfert de contaminants. La topographie relativement peu inclinée du bassin versant tend à réduire l'intensité des écoulements de surface, tandis que la présence de zones humides joue un rôle important dans la rétention et l'épuration naturelle des polluants, agissant ainsi comme de véritables filtres écologiques. Ces services écosystémiques renforcent la résilience du bassin face aux pressions anthropiques.

Afin d'évaluer de manière plus complète et précise l'impact réel du bassin versant sur la qualité de l'eau, il est recommandé de compléter l'analyse de ses caractéristiques par une campagne de prélèvements sur l'ensemble de la zone d'étude, accompagnée d'analyses physico-chimiques et microbiologiques de l'eau. L'intégration de ces données empiriques dansdes approches de modélisation hydrologique et de qualité de l'eau, telles que SWAT (Soil and Water Assessment Tool, un modèle largement utilisé pour simuler l'impact de l'occupation du sol et des pratiques de gestion sur les ressources en eau, les sédiments et la qualité de l'eau) ou HSPF (Hydrological Simulation Program—FORTRAN, un modèle permettantde simuler à long terme la quantité et la qualité des eaux de surface en tenant compte des processus hydrologiques et polluants), permettrait de simuler différents scénarios d'occupation du sol et de changement climatique. Cette approche combinée permettrait non seulement de mieux comprendre les dynamiques de la pollution, mais également de quantifier concrètement l'impact du bassin versant sur la qualité de l'eau et d'orienter la mise en place de stratégies de gestion durable.

RÉFÉRENCES

Alemayehu, T., Fazzini, M., & Brugnara, Y. (2019). Topographic and land use/land cover effects on hydrological response of watersheds in Ethiopia. *Environmental Systems Research, 8*(1), 1–15.

Benhamiche, M., Boudoukha, A., & Chenchouni, H. (2022). Impact of rainfall variability on surface water quality in Mediterranean semi-arid regions: Case of northeastern Algeria. *Environmental Monitoring and Assessment, 194*(6), 421. https://doi.org/10.1007/s10661-022-10174-3

Benhamiche, S., et al. (2020). Impact de la topographie sur la qualité de l'eau dans les bassins versants méditerranéens.

Chen, D., Elhadj, A., Xu, H., Xu, X., & Qiao, Z. (2020). A study on the relationship between land use change and water quality of the Mitidja watershed in Algeria based on GIS and RS. *Sustainability, 12*(9), 3510.

Chabaca, M., Kherici, N., & Boudoukha, A. (2021). Land use impacts on water quality in Mediterranean watersheds: Case of the Seybouse basin, Algeria. *Environmental Challenges, 5*, 100268. https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100268

Derradji, E. F. (2016). Qualité, gestion et protection des eaux du barrage de Cheffia (Nord-Est algérien). In *Le 5ème Colloque international du réseau "Eaux & Climats"*. Fès, Maroc.

FAO-UNESCO. (1975). *Carte mondiale des sols, 1:5000000, vol. 1. Légende*. Unesco Paris.

Giri, S., & Qiu, Z. (2016). Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: A review. *Journal of Environmental Management, 173*, 41–48. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.029

Gupta, R., et al. (2022). Lien entre la topographie, l'occupation du sol et la vulnérabilité hydrologique.

Hosseini, S., et al. (2021). Revue des classifications de pente modernes intégrant le changement climatique et l'occupation du sol.

Hosseini, S. A., Najafi, A., & Fohrer, N. (2021). Assessing watershed vulnerability to diffuse pollution using hydrological connectivity and land use change scenarios. *Science of the Total Environment, 791*, 148367. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148367

Jones, A., Breuning-Madsen, H., Brossard, M., Dampha, A., Deckers, J., Dewitte, O., Gallali, T., Hallett, S., Jones, R., Kilasara, M., Le Roux, P., Micheli, E., Montanarella, L., Spaargaren, O., Thiombiano, L., Van Ranst, E., Yemefack, M., & Zougmoré, R. (2020). *Soil Atlas of Africa*. Luxembourg: European Commission, Publications Office of the European Union.

Li, D., et al. (2023). Influence combinée de la topographie et des pratiques anthropiques sur le ruissellement et la pollution de l'eau.

Liu, H., Yan, H., & Guan, M. (2025). Evaluating the effects of topography and land use change on hydrological signatures: a comparative study of two adjacent watersheds. *Hydrology and Earth System Sciences, 29*, 2109–2132.

Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2015). *Wetlands* (5th ed.). Wiley.

Panagos, P., Ballabio, C., Poesen, J., Lugato, E., Scarpa, S., Montanarella, L., & Borrelli, P. (2022). Advances in soil erosion modelling: A new ensemble approach. *Science of the Total Environment, 806*(Part 1), 150478. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150478

Ramsar Convention. (2021). *Global Wetland Outlook: Special Edition 2021*. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.

Sheng, T. C. (1993). *Guide pratique d'aménagement des bassins versants - Étude et planification*.

Tong, S. T. Y., Sun, Y., & Ranatunga, T. (2020). Impact of land use and climate change on water quality in urban watersheds. *Science of the Total Environment, 735*, 139539. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139539

Zhang, L., et al. (2024). Effets du climat et des usages du sol sur la stabilité hydrologique via la topographie.

Zhang, Y., Li, H., & Wang, J. (2023). Impacts of extreme precipitation events on nutrient transport and water quality: A review of watershed-scale studies. *Hydrological Processes, 37*(4), e14891. https://doi.org/10.1002/hyp.14891

Zhao, Y., Tang, C., & Xu, H. (2019). Urban land use change and its impact on surface water quality: A case study in China. *Ecological Indicators, 104*, 631–639. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.045

ArcGIS Living Atlas. (2023). **Land Cover Explorer**. https://livingatlas.arcgis.com/landcoverexplorer/#mapCenter=31.20320%2C29.94069%2C11&mode=step&timeExtent=2017%2C2023&year=2023

Climate Hazards Center. (n.d.). **CHIRPS: Rainfall Estimates**. https://www.chc.ucsb.edu/data/chirps

FAO. (n.d.). **Soil Maps and Databases: FAO-UNESCO Soil Map of the World**. https://www.fao.org/soils-portal/data-hub/soil-maps-and-databases/faounesco-soil-map-of-the-world/en/

STUDY OF FIXATION OF ORGANIC POLLUTANTS ON SILICIC MATERIALS.

Oumaima DIFALLAH[1],Hadj HAMAIZI[*2],
[1]Department Materials Engineering, Laboratory of Materials Chemistry / University of Science and Technology of Oran – Mohamed-Boudiaf., Oran, Algeria
[2] Department chemistry, laboratoryof Materials Chemistry / University Oran1, Oran, Algeria
*Corresponding author: oumaimazohra.difallah@gmail.com
Paper ID : 112

ABSTRACT

The adsorption behavior of light organic compounds, including acetone, 1-propanol, and carbon dioxide, was systematically investigated using mesoporous silica materials synthesized from long-chain non-ionic surfactants and silica precursors such as tetraethyl orthosilicate (TEOS), as well as modified Na-X and Li-A zeolites. The structural and textural characteristics of the synthesized materials were analyzed using powder X-ray diffraction (XRD), nitrogen adsorption–desorption isotherms, and scanning electron microscopy (SEM). Adsorption measurements carried out at 298 K using a volumetric technique revealed high sorption capacities for the target compounds, primarily governed by the porous architecture of the adsorbents. Furthermore, a kinetic adsorption model was developed to describe the uptake behavior of volatile organic compounds (VOCs) on template-free mesoporous silica, exhibiting excellent correlation with the experimental data.

KEYWORDS: Nonionic Surfactant, Mesoporous Silica, Adsorption, Kinetics.

1. INTRODUCTION

This study addresses the adsorption kinetics of light organic compounds on a series of silica-based materials with different textural parameters. The primary objective is to evaluate the adsorption behavior of mesostructured silica and assess its potential as an adsorbent for light hydrocarbons, particularly carbon dioxide (C1), acetone, and 1-propanol (C3). Volatile organic compounds (VOCs), mainly originating from the evaporation of organic solvents, account for approximately 40 vol.% of atmospheric pollutants. Various treatment methods have been proposed, as reported by Caroll and Ruddy[1]. Among these, adsorption followed by desorption—either for reuse or destruction—remains one of the most effective strategies for air purification.

Adsorption efficiency is largely determined by the physicochemical properties of both the adsorbate and the adsorbent[2]. Consequently, selecting an appropriate adsorbent is crucial[3]. Several studies have highlighted the influence of pore size, surface chemistry, pore structure, and morphology of adsorbents on VOC uptake[4–6]. However, most research has been limited to evaluating one or two types of structurally similar materials, while systematic investigations on the impact of pore architecture across different materials remain scarce. Kosuge et al.[7] reported the effect of pore morphology in mesoporous silica on VOC adsorption/desorption. More recently, research efforts have increasingly emphasized the identification of adsorbents with high stability and regeneration capacity. Besides mesoporous silica, other porous materials such as zeolites have also been proposed as efficient candidates for VOC removal[8–10].

Ordered mesoporous materials, first reported in the early 1990s by Kresge et al.[11] and Beck et al.[12], are generally synthesized using surfactants as structure-directing agents and inorganic precursors. The

cooperative interaction between the organic template and inorganic framework leads to the formation of ordered hybrid mesophases. Among these, non-ionic surfactant-templated mesostructures, such as MSU-X obtained from di-block copolymers CnH2n+1-(EO)x, have been extensively studied[13–16]. These materials exhibit pore diameters up to 10 nm and wall thicknesses around 3 nm. The wormhole-like channel architecture is particularly attractive for adsorption applications, since branching enhances accessibility to the internal framework surface. Furthermore, hexagonal mesoporous silica (HMS) wormhole structures, similar to MSU-X, possess small particle sizes (<200 nm), which provide complementary mesoporosity and improve molecular transport toward active sites, as shown by Zhang et al.[17].

In the present work, we aim to deepen the understanding of the role of textural properties (micro- and mesoporosity) on the adsorption of acetone, 1-propanol, and carbon dioxide. To this end, we synthesized spherical and hexagonal ordered mesoporous silica using di-block copolymer surfactants CnH2n+1-(EO)x as templates, with tetraethyl orthosilicate and zeolites as silica sources. The adsorption behavior of these volatile organic compounds was systematically investigated at room temperature.

2. EXPERIMENTAL

2.1 Chemical materials

Microporous zeolites 3A (Li-A; CAS No. 12736-96-8) and 13X (Na-X; CAS No. 63231-69-6) were obtained from Zeochem AG (Switzerland). Prior to use, the commercial zeolites were calcined in air at 823 K for 6 h in order to remove residual organic impurities and subsequently employed as silica sources.

Polyoxyethylene (20) oleyl ether (C16EO20, Brij® 98) was supplied by ACROS Organics. Polyoxyethylene (40) nonylphenyl ether, branched (C15EO40, IGEPAL® CO-890), polyoxyethylene (150) dinonylphenyl ether, branched (C24EO150, IGEPAL® DM-970), polyethylene glycol tert-octylphenyl ether (Triton™ X-100), and tetraethyl orthosilicate (Si (OC2H5)4, TEOS) were purchased from Sigma-Aldrich (USA). The nomenclature and chemical formulas of all surfactants used are summarized in Table 1.

Deionized water and hydrochloric acid (HCl, 1 mol·L^{-1}) were employed in all syntheses. The HCl solution was freshly prepared by dilution of concentrated hydrochloric acid (37%, fuming; Sigma-Aldrich).

Volatile organic compounds, namely acetone (M = 58.08 g·mol^{-1}, T_b = 56–57 °C) and 1-propanol (M = 60.10 g·mol^{-1}, T_b = 97–98 °C), were obtained from Sigma-Aldrich. High-purity carbon dioxide (99.99%) was supplied by Air Liquide (France) and used for adsorption experiments on sorbent materials at ambient temperature.

2.2. Synthesis of sorbents

A straight forward synthesis protocol involves mixing an aqueous solution of the surfactant with a 1 mol·L^{-1} HCl solution under constant stirring for 1 h. Tetraethyl orthosilicate (TEOS) is then added to the mixture and the system is maintained under stirring for 24 h at room temperature. Subsequently, the mixture is heated at 373 K for 48 h in the absence of stirring. The resulting precipitated solid is recovered by filtration, washed thoroughly with demineralized water, and dried at 353 K.

As an example, 2 g of Brij®98 dissolved in 30 g of demineralized water was stirred for 10 min prior to the addition of 120 mL of 1 mol·L^{-1} HCl solution. TEOS (9 g) was then introduced into this homogeneous solution and stirred vigorously for 24 h. The mixture was subsequently transferred into a sealed vessel and heated at 373 K for 48 h. The precipitated product was collected by filtration, washed, and dried. Calcination of the obtained fine white powder was performed in a tubular furnace under air at 823 K. The heating program involved a ramp of 10 K·min^{-1} with an intermediate plateau at 373 K for 1 h, followed by a second plateau at 823 K for 6 h. The furnace was then cooled to room temperature at a rate of ~5 K·min^{-1}.

For zeolite-based syntheses, the aluminosilicate framework of both 3A (Li-A) and 13X (Na-X) zeolites was subjected to acid treatment with concentrated HCl prior to surfactant addition. Specifically, 2 g of Brij®98 was dispersed in 60 mL of deionized water under moderate magnetic stirring for 10 min. Subsequently, 60 mL of 1 mol·L^{-1} HCl was added dropwise under the same stirring conditions for 1 h. This mixture was divided into two equal portions, each of which was separately combined with either 1 g of Li-A (3A) zeolite or 1 g of Na-X (13X) zeolite under vigorous stirring for 20 h at room temperature. The resulting suspensions were then subjected to a hydrothermal treatment at 393 K for 72 h, leading to the formation of two distinct solid phases. These were recovered by filtration, washed, and dried at 373 K. Stepwise calcination in air up to 823 K for 6 h yielded fine white powders for both zeolite types.

2.3Analysisofadsorbents

Small-angle X-ray diffraction (XRD) measurements were carried out on an Ultima-IV high-resolution X-ray powder diffractometer equipped with a Cu Kα radiation source (λ = 0.15418 nm). The diffraction patterns were recorded over a 2θ angular range of 0.5–20°, with a scanning rate of 0.5° min^{-1}, in order to investigate the periodicity and ordering of the mesostructured materials. The acquired data were processed using X'PERTPLUS© software, which enabled both the integration of the diffraction spectra and the indexing of reflections, thereby allowing the calculation of the average pore-to-pore distances.

Nitrogen adsorption–desorption isotherms were obtained at 77 K using an ASAP 2020 automated surface area and porosity analyzer (Micromeritics). Prior to the measurements, the samples were carefully degassed under vacuum at 673 K for 4 h to eliminate physisorbed impurities and ensure clean surface conditions. The specific surface areas were determined according to the Brunauer–Emmett–Teller (BET) method, applied to the linear region of the adsorption isotherm within the relative pressure range of P/P_0 = 0.05–0.35. The total pore volumes were estimated from the nitrogen uptake at a relative pressure close to saturation ($P/P_0 \approx 0.99$), which corresponds to the filling of mesopores and macropores.

The pore size distribution and the average pore diameters were calculated from the desorption branch of the nitrogen isotherms by applying the Barrett–Joyner–Halenda (BJH) model. The Halsey equation was employed to account for multilayer adsorption effects in all samples, ensuring a more accurate description of the textural parameters.

Morphological features and particle size of the synthesized materials were further characterized by field-emission scanning electron microscopy (FE-SEM, JEOL JSM-6340F), operated at an acceleration voltage in the range of 20–30 kV. This technique provided direct insights into the surface architecture, particle homogeneity, and the overall microstructural characteristics of the final products

.

Table1: Physico-chemical properties of surfactantse thers type commercialized under the designation IGEP®CO-890, IGEPAL®DM-970, Triton™ X-100 and Brij® 98

Commercial designation	Nomenclature	Chemical formula	Molarweight/g.mol^{-1}	HLB (*)
IGEPAL®DM-970	Polyoxyethylene (150) nonyl phenyl ether	di-[C_9H_{19}]$_2$-C_6H_3-(EO)$_{150}$-OH	6946	19
IGEPAL® CO-890	Polyoxyethylene (40) nonylphenyl ether	C_9H_{19}-C_6H_4-(OC_2H_4)$_{40}$-OH	1982	17
Brij®98	Polyoxyethylene (20) oleyl ether	$C_{18}H_{35}$-(OC_2H_4)$_{20}$-OH	~1149	15.3
Triton™X-100	Polyoxyethylene (10) nonyl cyclohexyl éther	$C_{14}H_{21}$-(OC_2H_4)$_{10}$-OH	~625	13.5

(*) hydrophilic-lyophilic balance

2.4Adsorptionof VOCs

Adsorption of acetone and 1-propanol was investigated by thermogravimetric analysis (TGA) in dynamic mode using a SETARAM TGA92. Approximately 100 mg of powdered sample was activated at 623 K for 1 h (heating rate: 5 K·min^{-1}) under nitrogen, cooled to 298 K, and then exposed to the adsorptive gas until mass stabilization. Regeneration was performed at 623 K under nitrogen.

The same procedure was applied to evaluate the adsorption capacity of silica materials after 150 min of exhaust gas exposure. CO_2 isotherms were measured at 273 K on an ASAP 2020 (Micromeritics) using ~300 mg of sample, previously degassed under vacuum at 673 K for 4 h. Measurements were carried out with 99.999% CO_2 over 5–760 mmHg. Maximum uptake (Qm) was derived from the Langmuir model using a molecular cross-sectional area of 0.17 nm² per CO_2 molecule.

A general kinetic model was developed to describe CO_2 adsorption on pure silica at 0 °C. Parameters were estimated by least-squares fitting, and model accuracy was confirmed by correlation coefficients (R^2) between experimental and calculated values. Adsorption capacities predicted by the model were consistent with those obtained from Langmuir fits of VOC adsorption at 298 K.

3.RESULTS AND DISCUSSION

The XRD patterns obtained for the calcined samples exhibit a single broad diffraction peak within the 2θ range of 0.5–3° (Figure 1). This feature is indicative of a poorly ordered mesostructure, lacking long-range periodicity, and is typically associated with mesostructured materials possessing worm-like pore networks [18]. Based on these results, it can be inferred that the majority of the synthesized silica-based materials are mesostructured; however, the pore system corresponds to a worm-like arrangement, where pores are uniform in diameter but do not exhibit spatial ordering. In contrast, the TEOS/Brij98 sample displays two well-defined reflections that can be indexed to the (100) and (200) planes, characteristic of a 2D hexagonal mesostructure. For the 13X/Brij98 system, the mesostructure undergoes complete transformation, becoming amorphous as a result of the combined effect of acidic treatment and surfactant incorporation. This is reflected by the appearance of a single, intense diffraction peak at 2θ = 1.5°. Such behavior strongly suggests that the aluminum framework of the zeolite was fully dissolved during the synthesis, in agreement with observations

reported in previous studies [19–21]. Considering that the principal XRD reflection can be attributed to the pore-to-pore correlation distance, the corresponding values were estimated to be 43 Å for the modified zeolite and approximately 54 Å for the TEOS-derived silica, assuming in both cases a cubic arrangement of the mesostructure (Table 2)

Table2: Texturaland structural parameters of material scalcinedat 550°C und erairfor 6hours. *used with3 0g H_2O;120mlHCl;9g TEOS. **used with 1g of Na-X zeolite. [a] *d* value of characteristic reflection of the calcined products. [b]Calculated at P/P°=0.99; [c]Porediameter calculated from desorption branch with BJH method. [d]Calculated from t = D$_{pore}$ –Ø.

Designation	Surfactantmass* (durationofsynthesisat27 3K)	D [a]/A° pore-pore	S g^{-1} BET	Vp[b]/$cm^3.g^{-1}$ m^2.	Ø [c]/Å	WallThickness [d]/Å
TEOS/DM-970	2 g DM-970 (48h)	70.6	748	0.48	43.0	27.6
TEOS/CO-890	2 g CO-890 (48h)	54.8	664	0.65	35.8	19.0
TEOS/Brij98	2 g Brij98 (48h)	54.4	760	0.56	43.8	10.6
13X/Brij98	2 g Brij98** (48h)	103.8	431	0.77	71.3	32.5

Table 3 The values of the kinetic constants and characteristic parameters, together with the correlation coefficient (R^2), demonstrate that the theoretical model provides a good fit for most of the kinetic data. Moreover, higher rate constants are observed for the modified zeolites, with the pseudo-order of the kinetics being consistent with the preferential adsorption of light organic molecules on the studied materials."

Sample	n	k (mg.min/g)	R^2	Q_m(mg/g)	Q_{pred}(mg/g)	Err%
Acetone						
TEOS/CO-890	1.964	5.1810^{-5}	0.997	600	630	5.00
TEOS/Brij98	2.143	0.0810^{-5}	0.995	450	422	6.22
1-propanol						
TEOS/CO-890	1.985	3.0510^{-5}	0.994	520	548	5.31
TEOS/Brij98	2.116	1.3410^{-5}	0.982	300	262	12.6
Carbon dioxide						
TEOS/CO-890	1.551	2.6910^{-4}	0.996	150	144	0.04
TEOS/Brij98	1.648	2.1910^{-4}	0.975	200	202	0.01
TEOS/Triton	1.855	2.3010^{-4}	0.990	250	246	0.02
Zeol-13X	1.661	5.6210^{-4}	0.994	260	284	8.41
13X/Brij98	1.140	11.810^{-4}	0.988	108	142	31.5
3A/Brij98	1.140	7.4610^{-4}	0.980	700	846	17.3

4.CONCLUSIONS

Spherical mesoporous silica particles were synthesized through the use of non-ionic surfactants as structure-directing agents, with tetraethylorthosilicate and various zeolites employed as silica precursors. Comprehensive textural characterization confirmed that the obtained materials possess a high specific surface area and well-developed mesoporous structures, with particularly large pore sizes in the samples derived from zeolites 13X and 3A. These zeolite-based systems exhibited significantly higher mesoporosity compared to those obtained from conventional precursors. The adsorption performance of the synthesized materials was evaluated with acetone, 1-propanol, and carbon dioxide at 298 K, revealing superior uptake capacities. Furthermore, a kinetic analysis of the adsorption processes for the organic compounds was conducted, and the proposed model provided an excellent fit to the experimental data, highlighting its reliability for describing adsorption behavior in these mesoporous systems.

.ACKNOWLEDGMENT

This research was conducted within the framework of the CNEPRU project at Oran University, with financial support from the Ministry of Higher Education and the General Directorate of Scientific Research and Technological Development (DGRSDT). The authors also gratefully acknowledge the University of Almería for carrying out the characterization analyses reported in this work

.REFERENCES

1. RuddyEN,CarrollLA.SelectthebestVOCcontrolstrategy.

ChemicalEngineering.Progress.1993;89(7):28-35.

2. Braeuer P, Salem M, Harting P, Quitzsch K. Calculation ofsingle adsorption isotherms from gravimetrically measuredbinary gas mixture adsorption isotherms on activated carbonat high pressures. *Separation and Purification Technology*.1997;12(3):255-263.

3. KhanFK,GhosalAK.RemovalofVolatileOrganicCompoundsfrom polluted air. *Journal of Loss Prevention in the ProcessIndustries*.2000;13(6):527-545.

4. Guillemot M, Mijoin J, Mignard S, Magnoux P.Adsorption ofTetrachloroethyleneonCationicXandYZeolites:Influenceof Cation Nature and of Water Vapor. *Industrial & EngineeringChemistry Research*. 2007;46(13):4614-4620.

5. Kosuge K, Kubo S, Kikukawa N, Takemori M. Effect of porestructureinmesoporoussilicasonVOCdynamicadsorption/desorption performance. *Langmuir*. 2007;23(6):3095-3102.

6.Piwonski I, Zajac J, Jones DJ, Rozière J, Partyka S, Plaza S.Adsorption of [60] Fullerene from Toluene Solutions onMCM-41Silica:AFlowMicrocalorimetricStudy.*Langmuir*.2000;16(24):9488-9492.

7. TongWY,KongDJ,LiuZC,GuoYL,FangDY.SynthesisandCharacterizationofZSM-5/Silicalite-1Core-ShellZeolitewithaFluoride-ContainingHydrothermalSystem.*ChineseJournalof Catalysis*. 2008;29(12):1247-1252.

8.SerranoDP,CallejaG,BotasJA,GutierrezFJ.AdsorptionandHydrophobic PropertiesofMesostructuredMCM-41andSBA-

15MaterialsforVolatileOrganicCompoundRemoval.*Industrial&EngineeringChemistryResearch*.2004;43 (22):7010-7018.

9. Hu Q, Li JJ, Hao ZP, Li LD, Qiao SZ. Dynamic adsorption ofvolatile organic compounds on organofunctionalized SBA-15 materials. *Chemical Engineering Journal*. 2009;149

10.Wang J, Xu F, Xie WJ, Mei ZJ, Zhang QZ, Cai J, et al. Theenhanced adsorption of dibenzothiophene onto cerium/nickel-exchangedzeoliteY.*JournalofHazardousMaterials*.2009;163(2-3):538-543.

11.Kresge CT, Leonowicz ME, RothWJ,Vartuli JC, Beck JS. Orderedmesoporous molecular sieves synthesized by a liquid-crystaltemplate mechanism. *Nature*. 1992;359:710-712.

12.Beck JS, Vartuli JC, Roth WJ, Leonowicz ME, Kresge CT,Schmitt KD, et al. A new family of mesoporous molecularsieves prepared with liquid crystal templates.*Journal oftheAmericanChemicalSociety*.1992;114(27):10834-10843.

13.RyooR,KimJM,ShinHJ,LeeJY.Synthesisandhydrothermalstabilityofadisorderedmesoporousmolecularsieve.*Studiesin Surface Science and Catalysis*. 1997;105:45-52.

14.BagshawSA,ProuzetE,PinnavaiaTJ.TemplatingofMesoporousMolecularSievesbyNonionicPolyethyleneOxideSurfactants.*Science*.1995;269(5228):1242-1244.

15.HuoQ,MargoleseDI,StuckyGD.SurfactantControlofPhasesinthe Synthesis of Mesoporous Silica-Based Materials. *Chemistryof Materials*. 1996;8(5):1147-1160.

16.Richer R, Mercier L. Direct Synthesis of Functional MesoporousSilicabyNeutralpHNonionicSurfactantAssembly:FactorsAffectingFrameworkStructureandComposition.*Chemistryof Materials*. 2001;13(9):2999-3008.

17.Zhang W, Pauly TR, Pinnavaia TJ. Tailoring the Frameworkand Textural Mesopores of HMS Molecular Sieves throughan Electrically Neutral (S°I°)Assembly Pathway. *Chemistryof Materials*. 1997;9(11):2491-2499.

18.LagergrenSY.Zurtheoriedersogenanntenadsorptiongelöster

stoffe.*Handligar*.1898;24(4):1-39.

19.LopesECN,AnjosFSC,VieiraEFS,CestariAR.AnalternativeAvramiequationtoevaluatekineticparameters oftheinteractionof Hg(II) with thin chitosan membranes. *Journal of Colloidand Interface Science*. 2003;263(2):542-547.

20.PaulyTR,PinnavaiaTJ.PoreSizeModificationofMesoporousHMS Molecular Sieve Silicas with Wormhole FrameworkStructures. *Chemistry of Materials*. 2001;13(3):987-993.

21.TaoY,KanohaH,HanzawaY,KanekoK.Templatesynthesisand characterization of mesoporous zeolites. *Colloids andSurfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*.2004;241(1-3):75-80.

OPTIMISATION DE L'ELIMINATION DE L'AMOXICILLINE PAR PLAN EXPERIMENTAL FACTORIEL

Rima BENHAMAID*[1], Chahinez TCHEKIKEN[1] et Jazia ARAR[1]

[1]Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement, Ecole Nationale Polytechnique d'Alger, Algérie

*Auteur correspondant : **rima.benhamaid@g.enp.edu.dz**

Paper ID : 112

ABSTRACT

This study optimized amoxicillin degradation in artificial polluted water via a Fenton-like process using factorial design. The developed model showed excellent fit ($R^2 > 0.999$), with statistical tests confirming coefficient significance and overall model relevance. All three studied factors significantly and positively influenced degradation. Crucially, synergistic interactions between these factors were identified, leading to enhanced removal efficiency. This approach successfully determined the optimum conditions for maximizing amoxicillin degradation, highlighting the process's effectiveness and the importance of synergistic effects.

KEYWORDS: Pharmaceutical pollutants, Fenton-like, Optimization, Amoxicillin.

RÉSUMÉ

Cette étude a optimisé la dégradation de l'amoxicilline dans l'eau polluée synthétiquement via un processus de type Fenton-like en utilisant une conception factorielle. Le modèle développé a montré un excellent ajustement (R^2> 0,999), avec des tests statistiques confirmant la signification du coefficient et la pertinence globale du modèle. Les trois facteurs étudiés de manière significative et ont influencé positivement la dégradation. De manière cruciale, des interactions synergiques entre ces facteurs ont été identifiées, conduisant à une efficacité d'élimination accrue. Cette approche a déterminé les conditions optimales pour maximiser la dégradation de l'amoxicilline, ainsi l'efficacité du processus et l'importance des effets synergiques.

MOTS-CLÉS: Polluants Pharmaceutiques, Fenton-like, Optimisation, Amoxicilline.

ABRÉVIATIONS : AMX : Amoxicilline ; TCO : Total Organique Carbone; ZVI:Zero Valent Iron.

1. INTRODUCTION

La présence d'antibiotiques dans le milieu aquatique est devenue une préoccupation majeure à l'échelle mondiale. Parmi ces substances, l'amoxicilline, un antibiotique largement utilisé, est fréquemment détectée dans les eaux usées et les milieux naturels(Kümmerer 2009).

Ce contaminant émergent favorise le développement de résistances bactériennes et perturbent les écosystèmes aquatiques. Face à cette problématique, il devient crucial de mettre au point des méthodes de dépollution efficaces et durables(Aksu Demirezen et al. 2019).

L'objectif de cette étude est d'évaluer l'efficacité d'un procédé d'oxydation avancée (AOP) de type « Fenton-like » pour l'élimination de l'amoxicilline en milieu aqueux. Ce procédé utilise le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) comme oxydant et le fer zéro-valent (ZVI) comme catalyseur, à température ambiante.

L'objectif principal est d'optimiser ce procédé en évaluant l'impact de plusieurs paramètres clés, à savoir le pH initial de la solution, le ratio massique ZVI/$TCO_{théorique}$, et le ratio molaire H_2O_2/AMX. Une approche de conception factorielle à trois facteurs et deux niveaux a été employée pour explorer les interactions entre ces variables et déterminer les conditions optimales pour une dégradation maximale de l'amoxicilline.

2. MATERIEL ET METHODES

Pour cette investigation, l'amoxicilline a été utilisé à une concentration initiale de 100 mg/L. Toutes les solutions ont été préparées avec de l'eau ultra-pure.

Les expériences ont été menées dans une série de réacteurs en verre d'une capacité de 250 ml. Chaque réacteur était équipé d'un dispositif d'agitation magnétique pour assurer une homogénéisation constante du mélange réactionnel. Afin de prévenir toute interférence due à la lumière, les réacteurs ont été soigneusement recouverts de papier d'aluminium. Le volume initial de la solution dans chaque réacteur était de 150 ml.

Une conception factorielle complète à trois facteurs et deux niveaux a été adoptée pour optimiser le processus de dégradation de l'amoxicilline.

2.1. Procedure experimentale

La procédure expérimentale a débuté par la préparation des solutions d'amoxicilline à la concentration désirée. Ensuite, les quantités requises de H_2O_2 et de ZVI ont été ajoutées aux réacteurs, conformément aux ratios déterminés par la conception expérimentale. Le pH initial de chaque solution a été ajusté avec précision avant le début de la réaction en utilisant H_2SO_4 et NaOH 0,5 N. Toutes les expériences ont été conduites à température ambiante, pour une durée de réaction de 120 minutes.

2.2. Analyses et mesures

La concentration résiduelle de l'amoxicilline dans le milieu réactionnel a été mesurée par le spectrophotométrie UV-Vis. Le rendement d'élimination de l'AMX a été calculé selon l'équation (1) :

$$R = \frac{(C_i - C_f)}{C_i} \times 100 \quad (17)$$

Avec :

R : Rendement d'élimination de l'Amoxicilline ;

C_i : concentration initiale de l'Amoxicilline ;

C_f : concentration finale de l'Amoxicilline.

Les données recueillies ont ensuite été soumises à une analyse statistique rigoureuse par la solution JMP 8.0, un plan factoriel complet est utile pour corréler la réponse prédite et la variable indépendante dans les valeurs codées Equation 2.

$$Y = a_0 + a_1X_1 + a_2X_2 + a_3X_3 + a_{12}X_1X_2 + a_{13}X_1X_3 + a_{23}X_2X_3 + a_{123}X_1X_2X_3 \quad (18)$$

RESULTATS ET ANALYSES

2.3. Conception factorielle

La conception expérimentale factorielle a été utilisée pour déterminer les principaux effets du pH, le rapport massique ($ZVI/TCO_{théorique}$) et le rapport molaire (H_2O_2/AMX), ainsi que les effets d'interaction entre ces variables, afin d'optimiser le processus de type Fenton-like. La procédure expérimentale a été organisée selon un plan factoriel comprenant trois facteurs, chacun étant évalué à deux niveaux distincts (2^3). Les limites de variation des variables indépendantes sont délimitées par le concept présenté dans le Tableau 15. Chaque facteur indépendant a systématiquement établi les niveaux bas, centre et haut aux niveaux -1, 0 et +1, respectivement.

Tableau 15 : Facteurs et niveaux codés pour la conception de l'expérience

Variables indépendants	Facteurs	Niveaux des codes		
		-1	0	1
pH	X_1	5	7	9
ratio massique ($ZVI/TCO_{théorique}$)	X_2	6	12	18
Ratio molaire (H_2O_2/ AMX)	X_3	25	50	75

Les essais ont été réalisés en utilisant une matrice d'expériences écrite en variables codées, telle qu'indiquée dans le Tableau 16, pour présenter l'élimination de l'amoxicilline (réponse Y) dans le domaine d'étude.

Afin d'évaluer la signification statistique des effets et des interactions, deux points centraux ont été rajoutés. Un modèle polynomial de premier ordre a été utilisé pour jumeler les rendements d'élimination par oxydation de type Fenton-like, ce qui a retourné l'équation suivante :

$$Y = 86{,}49 + 6{,}395X_1 + 11{,}4425X_2 + 15{,}325X_3 + 8{,}2125X_1X_2 + 10{,}355X_1X_3 + 10{,}2925X_2X_3 + 9{,}8575X_1X_2X_3 \quad (19)$$

Tableau 16 : Résultats expérimentaux de plan factoriel complet 2^3

N°	Type de point	X_1	X_2	X_3	Y (%)
1	Factoriel	-1	-1	-1	72,33
2	Factoriel	1	-1	-1	68,70
3	Factoriel	-1	1	-1	77,92
4	Factoriel	1	1	-1	66,71
5	Factoriel	-1	-1	1	81,40
6	Factoriel	1	-1	1	78,76
7	Factoriel	-1	1	1	88,73
8	Factoriel	1	1	1	86,34
9	Centre	0	0	0	86,34
10	Centre	0	0	0	87,64

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. Régression du modèle et tests statistiques

Comme l'illustre laFigure55, la comparaison entre les réponses expérimentales et les prévisions met en évidence la performance remarquable du modèle. Avec des coefficients de corrélation R^2 et $R^2_{ajusté}$ de 0,9999 et 0,9993, le modèle explique la quasi-totalité de la variance totale, ne laissant que 0,0178 % inexpliquée. L'accord significatif et les valeurs élevées de ces coefficients attestent de l'excellente capacité descriptive du modèle.

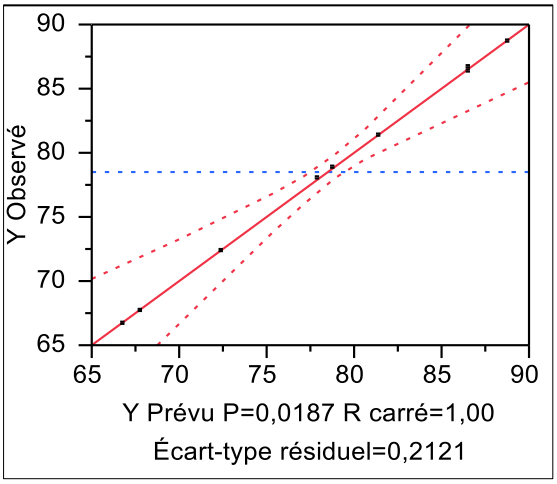


Figure55 : Graphique des valeurs observées en fonction des valeurs prévues

La signification statistique des coefficients de régression de l'équation 3 a été rigoureusement évaluée à l'aide du test *t* de Student. Un coefficient est considéré comme statistiquement significatif si la valeur absolue de sa statistique *t* associée excède la valeur critique de Student, déterminée pour un niveau de confiance de 95 % (α = 0,05) et un degré de liberté de (n-p). À titre d'exemple, pour un degré de liberté de 2, la valeur critique est $t_{crit}(0{,}05\ ;\ 2) = 4{,}3$. Une méthode complémentaire pour évaluer cette signification consiste à examiner la valeur p (probabilité) de chaque terme du modèle : un coefficient est jugé significatif si sa valeur p est inférieure ou égale au seuil de signification de 0,05. Les résultats de ces tests, basés sur l'analyse des valeurs *t* et *p*, sont détaillés dans leTableau 17.

Tableau 17 : Estimations des coefficients

Coefficients	Valeurs	Écart-type	Valeurs ‘t’	Prob
a_0	86,49	0,15	576,60	0,0011*
a_1	6,395	0,183712	34,81	0,0183*
a_2	11,4425	0,183712	62,29	0,0102*
a_3	15,325	0,183712	83,42	0,0076*
a_{12}	8,2125	0,183712	44,70	0,0142*
a_{13}	10,355	0,183712	56,37	0,0113*
a_{23}	10,2925	0,183712	56,03	0,0114*
a_{123}	9,8575	0,183712	53,66	0,0119*

Ces résultats ont également été confirmés par le test de Pareto Chart (Tableau 18), qui montre chacun des effets et des interactions estimées par ordre décroissant d'importance, la ligne verticale définissant 95% de l'intervalle de confiance.

Tableau 18 : Estimations des coefficients triés

Terme	Estimation	Écart-type	Rapport *t*	Rapport *t*	Prob.>|t|
X_3	15,325	0,183712	83,42		0,0076*
X_2	11,4425	0,183712	62,29		0,0102*
X_1X_3	10,355	0,183712	56,37		0,0113*
X_2X_3	10,2925	0,183712	56,03		0,0114*
$X_1X_2X_3$	9,8575	0,183712	53,66		0,0119*
X_1X_2	8,2125	0,183712	44,70		0,0142*
X_1	6,395	0,183712	34,81		0,0183*

Afin d'évaluer la signification globale du modèle de régression, un test de Fisher a été effectué. L'analyse de variance (ANOVA) a mis en évidence un carré moyen de régression substantiellement plus élevé que le carré moyen des résidus (voir Tableau 19). En conséquence, la statistique de Fisher calculée (F = 1697,968) est très largement supérieure à la valeur critique F (0,05; 9; 2) = 4,26). Ce résultat indique que le modèle de régression est statistiquement significatif et qu'il est en excellente adéquation avec les données expérimentales, et ce, avec un niveau de confiance de 95%.

Tableau 19 : Analyse de la variance (ANOVA)

Source de la variance	Degré de liberté	Somme des carrées	Carrée moyen	Fisher
Modèle	8	534,86000	76,4086	1697,968
Résidus	2	0,04500	0,0450	Prob. > F
Total	10	534,90500	-	0,0187*

Conformément à ce qui a été mentionné précédemment, nous confirmons le modèle empirique décrit selon l'équation 2.

3.3. Effets principaux

L'analyse a révélé que les trois facteurs étudiés ont un effet statistiquement significatif sur l'élimination directe de l'Amoxicilline dans les eaux artificiellement polluées. Les coefficients de régression positifs (a_1, a_2 et a_3) associés à ces facteurs indiquent une relation directement proportionnelle : une augmentation de l'un de ces facteurs entraîne une amélioration significative de l'efficacité d'élimination du polluant dans le milieu réactionnel par le procédé d'oxydation avancée de type fenton-like.

Le pH initial est un paramètre déterminant car il affecte la spéciation du fer et la stabilité du peroxyde d'hydrogène, influençant ainsi la génération des radicaux •OH. L'acidité ou l'alcalinité de la solution influe sur la dynamique de la réaction(Fallahzadeh et al. 2019).

De même, les ratios ZVI/$TCO_{théorique}$ et H_2O_2/AMX sont essentiels pour assurer une concentration optimale de catalyseur et d'oxydant, permettant une dégradation efficace sans phénomènes de scavenging des radicaux.Segura et al. (2013) expliquent que dans leurs résultats, plus de 80 % du carbone organique total a été éliminé efficacement en utilisant un rapport massique Fe0/TOC de 12 associé à un rapport molaire H_2O_2/TOC de 3,2. Les auteurs notent que le ZVI a été documenté comme un agent efficace pour dégrader divers contaminants, y compris les composés organophosphorés et les pesticides(Ghauch et al. 2009).

3.4. Effets d'interactions

La positivité des coefficients d'interaction (a_{12}, a_{13}, a_{23} et a_{123}) démontre une interaction synergique entre les facteurs étudiés. Cette synergie contribue à une amélioration significative du rendement d'élimination, se manifestant par une augmentation du pourcentage d'élimination (variable de réponse y). Cuervo Lumbaque et al. (2019)affirment que les différents facteurs ont un impact synergétique sur la dégradation des produits pharmaceutiques. La Figure 56confirme visuellement qu'il existe des interactions significatives entre les facteurs X_1, X_2 et X_3. Le fait que les lignes divergent dans les graphiques d'interaction, combiné aux coefficients d'interaction positifs (a_{12}, a_{13}, a_{23}, a_{123}), indique que ces interactions sont de nature synergique. Cela signifie que la combinaison de niveaux élevés de ces facteurs a un effet plus que cumulatif sur l'élimination de l'Amoxicilline, conduisant à une amélioration significative du rendement d'élimination (Y).

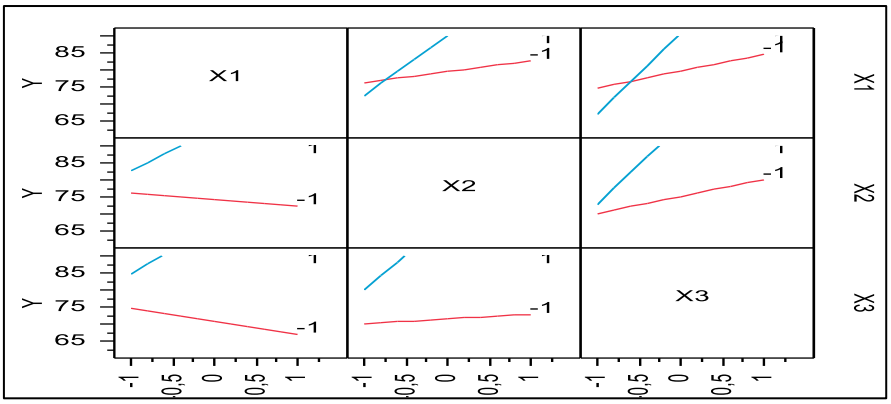


Figure 56 : Les effets d'interaction sur l'efficacité de dégradation d'AMX

La recherche des conditions de fonctionnement optimales conduisant à l'optimisation de l'élimination de l'Amoxicilline, à partir du modèle précédemment établi, a été réalisée à l'aide du profileur de réponse Figure 57dont la valeur de désirabilité 0.999877 proche à 1 correspond aux valeurs maximales des rendements d'élimination d'Amoxicilline.

Les paramètres optimaux pour atteindre une dégradation maximale de l'amoxicilline ont été déterminés aux niveaux (+1, +1, +1) pour les trois facteurs étudiés (pH initial, ratio ZVI/$TCO_{théorique}$, et ratio H_2O_2/AMX). Ces conditions représentent les niveaux les plus élevés testés pour chaque facteur dans le cadre de la conception factorielle. L'atteinte d'une efficacité maximale sous ces conditions valide la robustesse et la capacité du procédé Fenton-like à dégrader efficacement l'amoxicilline. Cela suggère qu'une concentration plus élevée de réactifs et un pH favorable maximisent la production de radicaux hydroxyles, conduisant à une dégradation quasi complète du polluant.

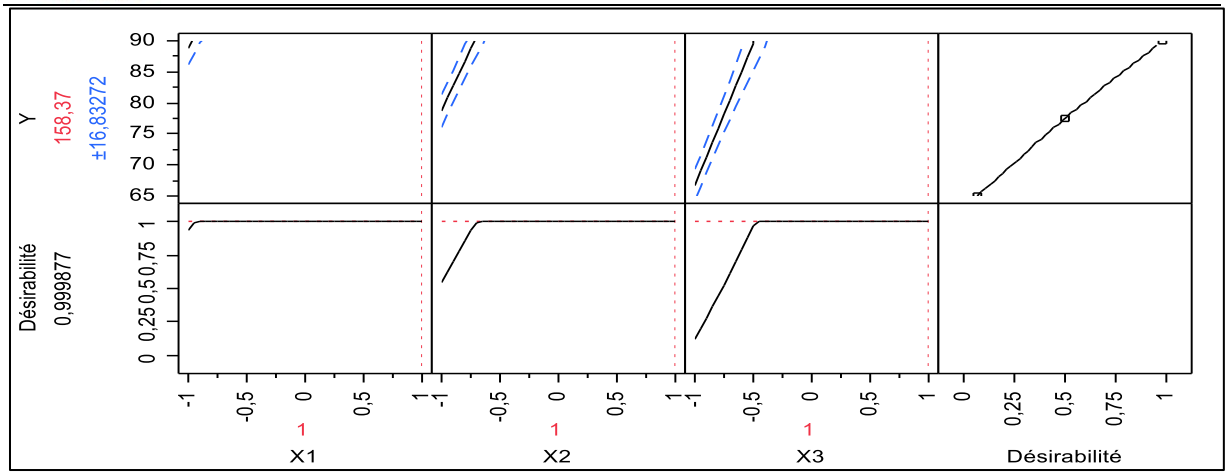


Figure 57 : Facteurs optimaux de traitement par fonction de désirabilité pour une élimination maximale d'Amoxicilline

4. CONCLUSION

Cette étude a démontré l'efficacité remarquable d'un procédé d'oxydation avancée de type Fenton-like, utilisant le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) et le fer zéro-valent (ZVI), pour l'élimination de l'amoxicilline des milieux aqueux. Grâce à une approche de conception factorielle à trois facteurs et deux niveaux, nous avons pu identifier les conditions optimales (niveaux +1, +1, +1 pour le pH initial, le ratio ZVI/$TCO_{théorique}$ et le ratio H_2O_2/AMX) permettant d'atteindre une dégradation maximale du polluant. Le modèle statistique développés'est avéré adapté à cette étude avec des coefficients de régression R^2 et R^2 ajusté de 0,9999 et 0,9993 pour la dégradation d'AMX.

Les résultats de cette investigation confirment la pertinence et la résilience de ce procédé AOP comme une solution prometteuse et durable pour le traitement des eaux usées contaminées par des antibiotiques. L'élimination efficace de l'amoxicilline contribue non seulement à la protection de l'environnement aquatique, mais aussi à la réduction des risques pour la santé publique associés à la propagation de la résistance aux antibiotiques.

Pour les perspectives futures, il serait intéressant d'explorer l'applicabilité de ce procédé à d'autres types d'antibiotiques ou de polluants émergents, d'étudier l'impact de la matrice réelle des eaux usées sur l'efficacité du traitement, et d'évaluer la faisabilité économique et environnementale d'une mise à l'échelle industrielle de ce procédé.

RÉFÉRENCES

Aksu Demirezen, Derya, Yalçın Şevki Yıldız, et Dilek Demirezen Yılmaz. 2019. « Amoxicillin Degradation Using Green Synthesized Iron Oxide Nanoparticles: Kinetics and Mechanism Analysis ». *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management* 11 (mai): 100219. https://doi.org/10.1016/j.enmm.2019.100219.

Cuervo Lumbaque, Elisabeth, Elaine R. Lopes Tiburtius, Márcio Barreto-Rodrigues, et Carla Sirtori. 2019. « Current Trends in the Use of Zero-Valent Iron (Fe0) for Degradation of Pharmaceuticals Present in Different Water Matrices ». *Trends in Environmental Analytical Chemistry* 24 (octobre): e00069. https://doi.org/10.1016/j.teac.2019.e00069.

Fallahzadeh, Reza Ali, Amir Hossein Mahvi, Mohsen Nabi Meybodi, et al. 2019. « Application of Photo-Electro Oxidation Process for Amoxicillin Removal from Aqueous Solution: Modeling and

Toxicity Evaluation ». *Korean Journal of Chemical Engineering* 36 (5): 713-21. https://doi.org/10.1007/s11814-019-0259-1.

Ghauch, Antoine, Almuthanna Tuqan, et Hala Abou Assi. 2009. « Antibiotic Removal from Water: Elimination of Amoxicillin and Ampicillin by Microscale and Nanoscale Iron Particles ». *Environmental Pollution* 157 (5): 1626-35. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.12.024.

Kümmerer, Klaus. 2009. « Antibiotics in the Aquatic Environment – A Review – Part I ». *Chemosphere* 75 (4): 417-34. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.11.086.

Segura, Y., F. Martínez, et J.A. Melero. 2013. « Effective Pharmaceutical Wastewater Degradation by Fenton Oxidation with Zero-Valent Iron ». *Applied Catalysis B: Environmental* 136-137 (juin): 64-69. https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2013.01.036.

ADSORPTIVE REMOVAL OF METHYLENE BLUE USING LOW-COST ADSORBENTS DERIVED FROM DATE STONES

Sabrina KHENCHELAOUI [*1], Katiba BOUAROURI [3], Yacine MEDKOUR[2], Abdelmalek CHERGUI [2]

[1]Département génie de l'environnement, Faculté génie mécanique et génie des procédés, Laboratoire d'étude physico chimique des matériaux et application à l'environnement, Université des sciences et de la technologie Houari-Boumédiène, USTHB, Alger, Algérie

[2] laboratoires sciences et technique de l'environnement, département génie de l'environnement, Ecole Nationale Polytechnique d'Alger, Alger, Algérie

[3]Département génie de l'environnement, Faculté génie mécanique et génie des procédés, Laboratoire d'étude physico chimique des matériaux et application à l'environnement, Université des sciences et de la technologie Houari-Boumédiène, USTHB, Alger, Algérie

*Auteur correspondant : sabrina.khenchelaoui@edu.usthb.dz

Paper ID : 154

RÉSUMÉ

Ce travail est une contribution à la valorisation d'un déchet solide provenant de l'agriculture (les noyaux de dattes) dans le traitement des eaux usées, particulièrement dans les effluents industriels. Les noyaux de quatre variétés de dattes ont été testés comme adsorbants du bleu de méthylène sous leurs formes natifs, traités par la soude. Après une caractérisation physico-chimique des adsorbants, des expériences d'adsorption en batch ont été réalisées. En système batch, la cinétique d'adsorption obéit au modèle de pseudo second ordre.

MOTS-CLÉS: Adsorption ; Bleu de Méthylène ; Noyaux de dattes.

ABSTRACT:

This work is a contribution to the valorization of an Agricultural Solid Waste (the date stones) in the treatment of wastewater, particularly in industrial effluents. The date stones of four varieties were tested as adsorbents of methylene blue. After a physicochemical characterization of the adsorbents, adsorption experiments in batch were studied. In batch system, the adsorption kinetics obeys the second pseudo-order model.

KEYWORDS: Adsorption; Methylene blue; date stones.

1. INTRODUCTION

A l'heure actuelle, Les problèmes de pollution prennent de plus en plus d'ampleurs alarmantes et ce suite au rythme spectaculaire des activités industrielles qui génèrent des quantités immenses des polluants organique et inorganique. Les inquiétudes s'intensifient de jour en jour, surtout en termes de contamination des ressources en eau potable.

Les principaux polluants inorganiques sont les métaux lourds qui sont des espèces hautement toxiques, ils possèdent la capacité de se concentrer le long de la chaine alimentaire et de s'accumuler dans certains organes et ils sont difficiles à éliminer par le corps humain ce qui cause des maladies incurables (Abollino et al., 2003).

De son côté, l'industrie textile génère des eaux résiduaires chargées de nombreux micropolluants organiques, notamment certains détergents et colorants. Ces derniers sont souvent utilisés en excès pour améliorer la teinture et de ce fait les eaux de rejet se trouvent fortement

concentrées en colorants (Namaneet al., 2005). Le traitement des eaux fait appel à un ensemble de techniques variées et complexes que les usines d'épuration ont de plus en plus de difficultés à maîtriser à des coûts raisonnable s. Il est donc particulièrement judicieux de mettre au point un procédé économique pour effectuer la dépollution des eaux industrielles chargées en divers polluants.

Les recherches se sont donc orientées vers des procédés de traitement utilisant les matériaux naturels tels que les argiles, les matières agricoles (sciures de bois, déchets agricoles, charbons actifs...) et certains rejets industriels en raison de leur disponibilité et de leurs faibles coûts (Ceyhan et al., 2001).

Notre travail présente un double aspect environnemental, d'une part la valorisation de quatre variétés de noyaux de dattes (Deglet-Nour, Degla-Baida, ghars, Mech-Degla) provenant du sud Algérien, et d'autre part, l'étude de l'efficacité adsorbante de ses matériaux sous leurs états natifs et/ou traités, à l'adsorption des polluants organiques en vue de dépollution des eaux usées industrielles et domestiques.

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. Préparation des adsorbants

Après séparation des noyaux de dattes de leur pulpe, ils sont lavés abondamment avec l'eau de robinet et à l'eau distillée, puis ils sont mis à l'étuve à 105 °C pendant 24 heures avant leurs broyages.

L'opération de broyage permet de réduire la taille des noyaux de dattes. Les fractions du broyat sont conservées dans des flacons fermés hermétiquement pour être par la suite utilisés comme adsorbants natifs et comme matière première pour l'activation des noyaux de dattes activés.

La séparation des fractions représentatives de l'échantillon broyé est effectuée par un tamiseur de différents tamis afin d'obtenir une classe granulométrique allant de 315µm<Ø<400µm. Finalement,la poudre obtenue est lavée avec de l'eau distillée et séchée à l'étuve à 105°C pendant 24 heures.

2.2. Activation des noyaux de dattes

Une quantité de 30g de poudre a été traitée chimiquement avec une solution de la soude NaOH 0.1N (10g de poudre dans 200mL de soude), sous une agitation continue de 300 tr.min-1pendant 30min.Ensuite, cette poudre a été lavée abondamment avec de l'eau distillée et enfin séchés à 105 °C pendant 24 heures dans l'étuve

2.3.. Caracterisation des échantillons

Les principales techniques utilisées pour la caractérisation des échantillons sont :

La mesure de la capacité absorbante d'un polluant dans un milieu aqueux se fait par la spectroscopie d'absorption atomique pour le cuivre et par le spectrophotomètre pour le bleu de méthylène.

La spectroscopie infrarouge avant et après adsorption pour tous les adsorbants utilisés.

Le microscope électronique à balayage avant et après adsorption.

Diffraction de rayon X.

3. RESULTATS ET DISCUSSIONS

3.1. Caractérisation des adsorbants

La présence des différents groupements sur les quatre variétés de noyaux de dattes peut être confirmée par l'analyse IR (figure 1). L'étude des spectres des noyaux de dattes natifs montre l'apparition des bandes caractéristiques en l'occurrence ceux des groupements amines (amino acides, proteines, glycoproteines, etc.), des groupements carboxyliques (acides gras, lipopolysaccharides, etc.), groupements alcools (Tableau 1).

Les spectres IR obtenus montrent la présence de différents groupes oxygénés (-OH, COOH, C-O, …) à côté des structures carboniques d'origine aromatiques et aliphatiques.

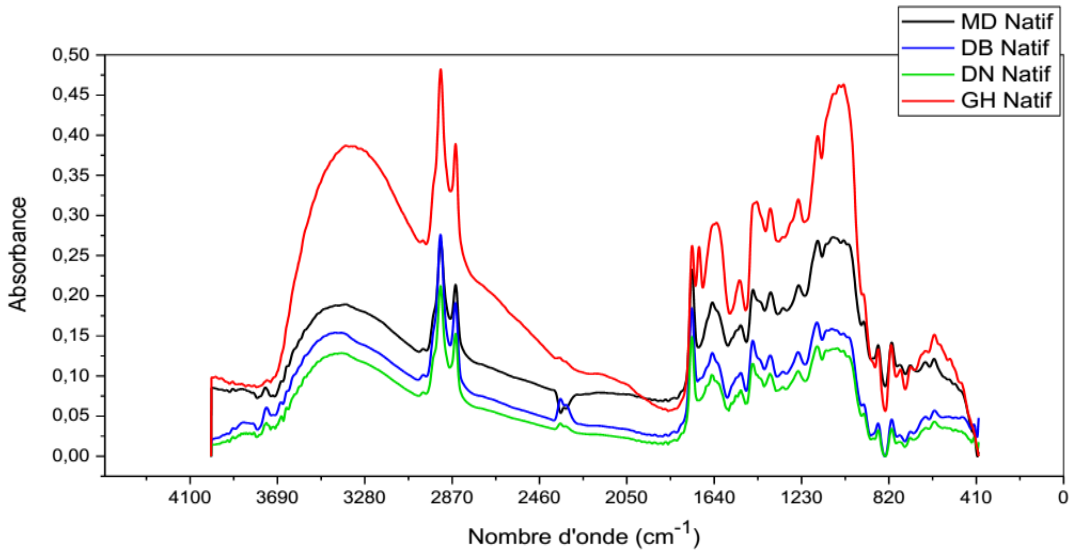


Figure 1 les spectres IR des adsorbants des quatre variétés de dattes à l'état natif

Tableau 1 Les bandes d'absorption Infrarouge et les groupements correspondants possibles pour les quatre variétés de noyaux de dattes

Longueur d'onde (cm^{-1})					Interprétation
DN-Natif	GH-Natif	DB-Natif	MD-Natif	La littérateur	
3742.0		3741.3			
3388.5	3369.7	3418.5	3368.1	3400-3200	Alcools O-H lié élongation
				3410	Amines primaires N-H élongation
2924.8	2923.9	2924.8	2923.9	~2960	Alcanes CH_3, CH_2 élongation asymétrique
2854.3	2854.0	2854.9	2853.9	2900-2800	Alcanes CH_3, CH_2 élongation symétrique
		2361.4			C≡N Nitriles élongation
1745.2	1743.7	1745.1	1744.7	1740-1720	Acide carboxylique C=O élongation
	1711.1				
1652.1	1629.2	1649.0	1648.5	1620-1590	N-H déformation dans le plan (amine primaire)
1515.2	1522.3	1515.6	1516.0		Déformation (C=C) des cycles aromatiques de la lignine
1459.1	1440.3	1459.0	1457.7	1470-1430	
1378.5	1376.9	1377.0	1375.1	1380-1370	CH_2 et CH_3 déformation dans le plan asymétrique
				1410-1310	CH_2 et CH_3 déformation dans le plan symétrique
1246.0	1245.5	1246.1	1243.8		O-H déformation dans le plan
1156.8	1154.2	1158.0	1154.5	1200-1125	C=O élongation acétyle(la lignine)
1062.5	1033.3	1088.1	1082.8	1080-1020	Alcools C-O élongation
870.2			870.9		C-O-C élongation
807.5			807.0		Déformation hors =C-H du plan
606.9	606.8		608.2		

La microscopie électronique à balayage (MEB) a été utilisée pour décrire la microstructure de la surface des adsorbants étudiés avant et après traitement. Les résultats de l'Etude de la morphologie par Microscope électronique à balayage (MEB) obtenus pour les quatre variétés de noyaux de dattes sont représentés dans la figure 2.

Les résultats obtenus par MEB montrent que la porosité augmente progressivement de l'adsorbant natif vers les adsorbants traités par ultrason et par NaOH.

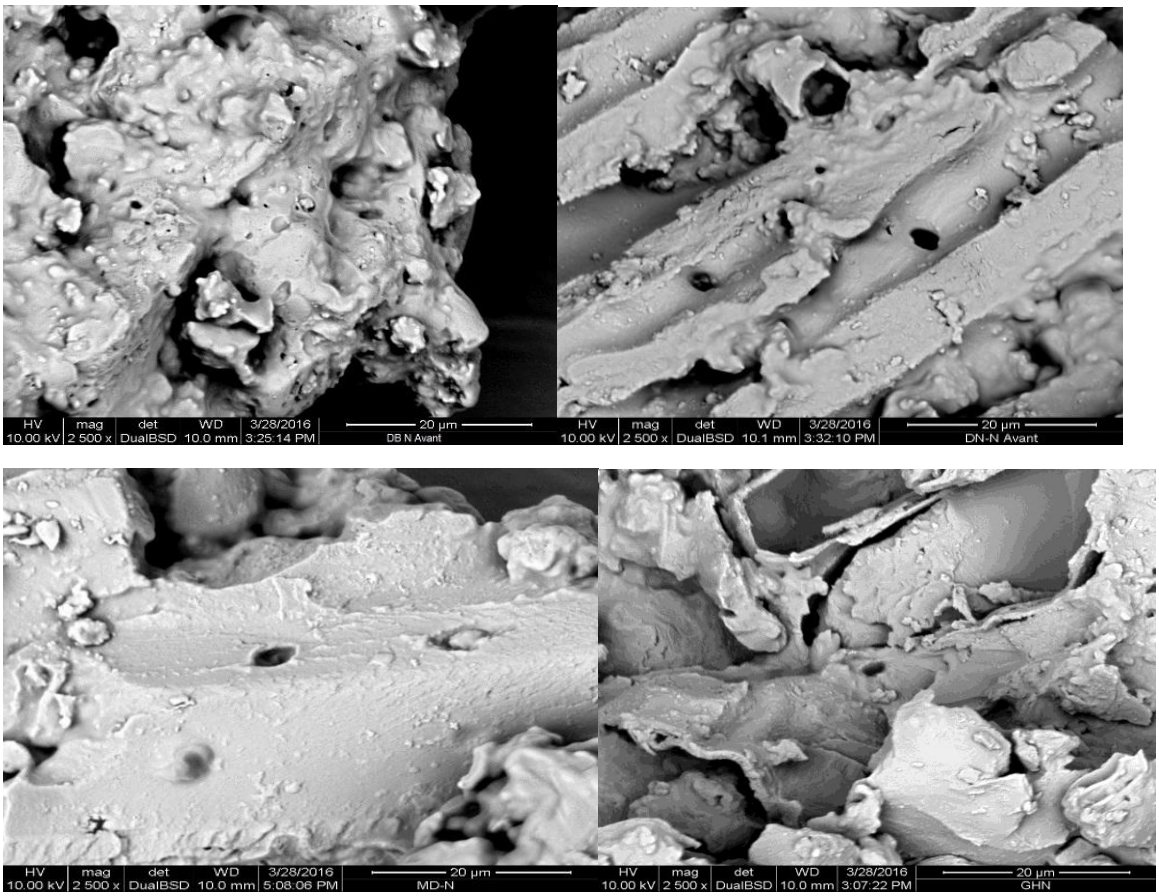


Figure 2 Images données par le MEB des DN, GH, MD et DB à l'état natif

3.2. Effet de la concentration initiale de bleu de methylene sur la capacite d'adsorption

D'après la figure ci-dessous 3, nous pouvons constater que :

La capacité maximale d'adsorption pour DN-natif est atteinte à partir de la concentration de 420 mgL^{-1}.

Une amélioration significative de la capacité d'adsorption due aux traitements par NaOH et par US de la variété DN.

Pour des concentrations BM inférieures à 200 ppm, nous n'avons pas noté une différence significative des capacités d'adsorption pour les trois adsorbants.

D'après la figure 4, nous constatons qu'à $500mg.L^{-1}$, le taux d'élimination de BM pour l'adsorbant DN-Natif est faible par rapport aux autres adsorbants, ce qui confirme qu'il y'a une amélioration due aux traitements que nous avons opérés sur les noyaux de dattes. Ainsi, le taux

d'élimination passe 67%, 86% et 98% respectivement pour DN-Natif, DN-US et DN-NaOH. Reste que le traitement chimique par NaOH est le meilleur à celui par ultrason pour l'élimination des BM à pH 6.

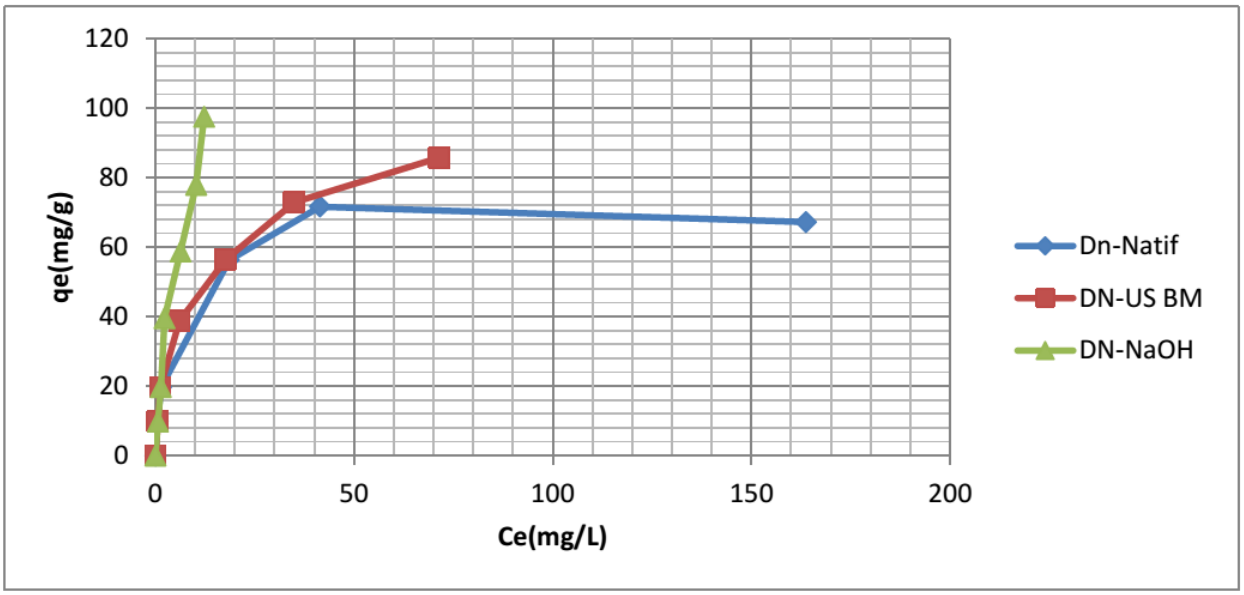


Figure 3 Influence de la concentration à l'équilibre du Bleu de méthylène sur la capacité d'adsorption pour la variété DN à pH 6

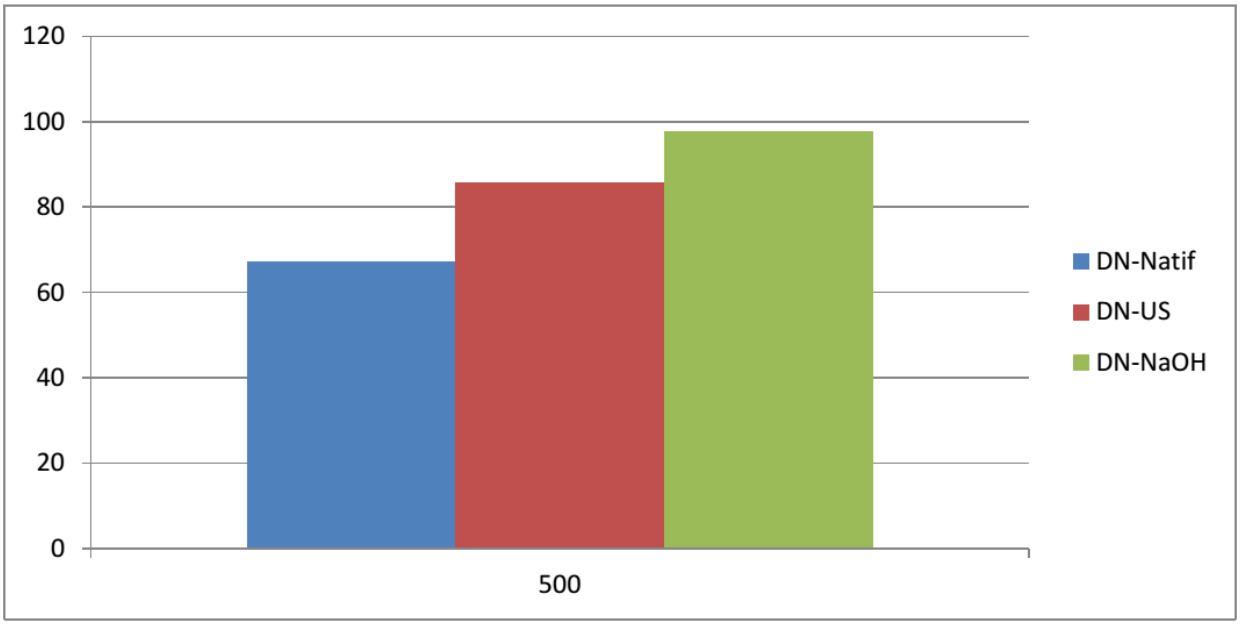


Figure 4 Taux d'élimination du BM par les adsorbants DN natif, DN-US et DN-NaOH pour une concentration initiale de 500 mgL-1et à pH 6

4. CONCLUSION

L'objectif de notre travail est la caractérisation des adsorbants issus des déchets végétaux qui sont les noyaux de dattes ainsi que le traitement du Colorant Bleu de méthylène, l'adsorbant étudié est utilisé sous trois formes : forme natif, traité chimiquement par la soude (NaOH) et traité par ultrason.L'étude a montré aussi que l'adsorbanttraité parNaOHa donné des meilleurs résultats que l'adsorbant natif et l'adsorbant traité par US pour les deux polluants. Il demeure bien entendu que notre étude est loin d'être achevée, ainsi certains paramètres devraient être étudiés que ce soit dans la partie caractérisation ou la partie optimisation des paramètres à savoir : BET et potentiel Zeta dans la partie caractérisation ainsi l'influence de la température, de la vitesse d'agitation et la granulométrie.

RÉFÉRENCES

Abollino, O., Aceto, M., Malandrino, M., Sarzanini, C., &Mentasti, E. (2003). Adsorption of heavy metals on Na-montmorillonite. Effect of pH and organic substances. Water research, 37(7), 1619-1627.

Ceyhan, Ö &Baybaş, D. (2001). Adsorption of some textile dyes by hexadecyltrimethyl ammonium bentonite. Turkish Journal of Chemistry, 25(2), 193-200.

Namane, A;Mekarzia, A. Benrachedi, K;Belhaneche-Bensemra, N.;Hellal. A. (2005). «Determination of the adsorption capacity of activated carbon made from coffee grounds by chemical activation with $ZnCl_2$ and H_3PO_4» Journal of Hazardous Materials. B119 , 189-194.

FLOOD AND EROSION MODELLING IN COASTAL REGION OF ALGERIA: APPLICATION OF DEEP LEARNING MODELS

SALAH EDDINE TACHI [1,2], YACINE HASNAOUI [2], HAMZA BOUGUERRA [1,2], SAIDA BENMAMAR [2]

[1]Water Resources and Sustainable Development Laboratory, Department of Geology, Faculty of Earth Sciences, Badji Mokhtar—Annaba University, P.O. Box 12, Annaba 23000, Algeria

[2]Department of Hydraulics, Laboratoire de Recherche des Sciences de L'eau, National Polytechnic School,10 Rue des Frères OUDEK, El Harrach, Algiers 16200, Algeria

Corresponding author: salah_eddine.tachi@g.enp.edu.dz

Paper ID:152

ABSTRACT

Floods and erosion are critical natural hazards that endanger human life, infrastructure, and ecosystems. This study presents an advanced predictive framework combining Deep Neural Decision Forest (DeepNDF), Feedforward Neural Network (FNN), autoencoders, and Bidirectional Recurrent Neural Networks (Bi-RNN) for accurate flood and erosion prediction. Using transfer learning, the models adapt effectively across related environmental processes. Multi-source data from USGS, CHIRPS, the National Algerian Institute of Cartography, and Sentinel-2 imagery were integrated into a GIS environment to generate key conditioning factors such as elevation, slope, rainfall, TWI, SPI, flow direction, LULC, and geology. The DeepNDF model achieved 95% accuracy for flood prediction and 92% for erosion mapping, demonstrating strong generalization and reliability. LULC analysis showed forest land as the largest category (34.78%), followed by built-up areas (26.07%) and cropland (22.88%). These findings advance hydrological modeling, supporting disaster risk reduction, sustainable land management, and climate resilience strategies in vulnerable regions.

KEYWORDS: transfer learning, GIS, deep learning, AUC-ROC, flood, erosion

1. INTRODUCTION

Climate change has intensified natural disasters such as floods and erosion, posing severe threats to societies and the environment worldwide (Bouguerra et al., 2023; Yaseen, 2024a; Hasnaoui et al., 2023). While heavy rainfall is often identified as the primary cause, these hazards result from complex interactions among topographical, hydrological, and human factors (Al-Kindi & Alabri, 2024; Mosavi et al., 2020). In Algeria, rapid urbanization—particularly along the coastal regions—has exacerbated flood and erosion vulnerability. The 2001 Bab El Oued flood disaster, which caused 781 deaths and extensive property damage, underscored the region's fragility (Menad et al., 2012). Erosion is also widespread across northern Algeria, especially in areas with steep slopes and high runoff (Achite et al., 2014). Hence, developing accurate flood and erosion susceptibility maps is essential for effective land management and disaster mitigation in these vulnerable zones.

Flood and erosion modeling plays a crucial role in assessing risk, guiding infrastructure planning, and supporting disaster management (Kumar et al., 2023; Wu & Fang, 2024). Traditional models—such as hydrological, hydraulic, and multi-criteria evaluation (MCE) models—face limitations due to data complexity, calibration needs, and local applicability (Abdulagatov et al., 2022; Sarkar & Mondal, 2020). However, integrating GIS, remote sensing, and machine learning has enhanced predictive capabilities by allowing large-scale, data-driven analyses (Youssef et al., 2023). Recent advancements demonstrate the high performance of AI models like CNN, RNN, and XGBoost in

predicting flood and erosion susceptibility across diverse environments (Panahi et al., 2021; Bammou et al., 2024).

Building on these developments, this study introduces deep learning and transfer learning approaches—specifically FNN, DeepNDF, Bi-RNN, and autoencoders—to improve the accuracy and adaptability of flood and erosion prediction. Using datasets of 250 flood and 110 erosion events, the research applies transfer learning to enhance performance in data-scarce regions, contributing to more reliable flood and erosion risk assessment and sustainable land-use planning in coastal Algeria.

2. STUDY AREA AND DATASET

2.1. Study area

The western Algerian coastal basin, situated around 36.75°N and 3.06°E, spans 8,205 km² and features a temperate climate with hot, dry summers and mild, wet winters. Annual rainfall ranges from 600–800 mm, peaking in winter (Hallouz et al., 2007). Its diverse terrain—mountains, plains, and coastal zones—supports rich ecosystems and vital cultural and economic activities, including maritime trade. Figure 1 illustrates geographic location of study area.

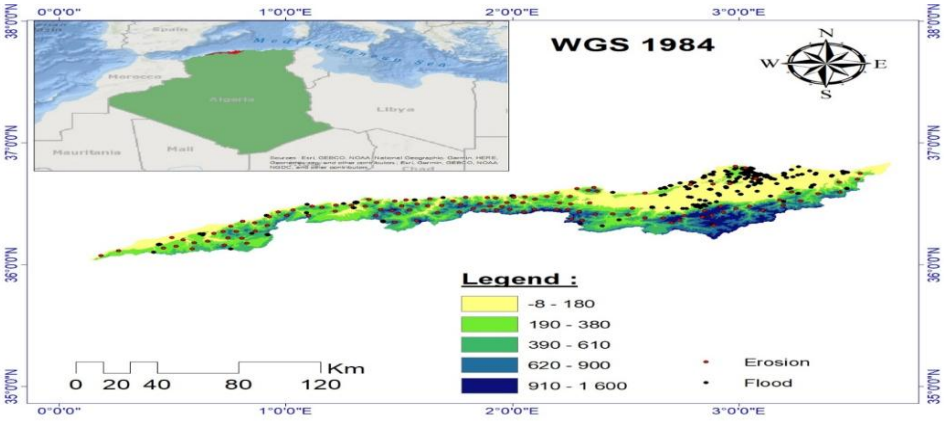


Figure 1. Geographic location of the Algerian coastal basin

2.2. Conditioning factors

Flooding and erosion are shaped by multiple conditioning factors influencing water flow and landscape stability.Elevation affects flow velocity, with higher terrains promoting erosion and lower ones dispersing water (Habibi et al., 2023a).Steep slopes accelerate runoff and erosion, while gentle slopes slow it (Yaseen, 2024b).Curvature alters flow, with convex forms increasing and concave forms reducing erosion (Wu & Fang, 2024).Hillshade highlights areas prone to runoff or accumulation (Muhammad & Sule, 2024).Proximity to rivers and roads raises flood and erosion risks (Hasnaoui et al., 2024).SPI measures water's erosive energy, while TWI identifies moisture-prone areas (Moore et al., 1991).Rainfall intensity directly triggers floods and accelerates erosion (Yaseen, 2024a).Flow direction guides water paths, indicating vulnerable zones (Bouguerra et al., 2017).LULC and geology determine runoff, infiltration, and erosion susceptibility (Ait Naceur et al., 2024).

2.3. Machine learning Models

Four deep learning models were employed for flood and erosion mapping: Deep Neural Decision Forest (DeepNDF), Feedforward Neural Network (FNN), Bidirectional Recurrent Neural Network (Bi-RNN), and Autoencoders.

2.4. Modeling development

The study's workflow (Figure 5) illustrates the DeepNDF model pre-trained for flood prediction and adapted via transfer learning for erosion mapping. Key conditioning factors include elevation, slope, rainfall, geology, LULC, and hydrological indices like SPI and TWI. Data sources include CHIRPS rainfall (1992–2022), USGS DEM (2015), Sentinel-2 imagery (2022), and geological maps from the National Institute of Geology. A total of 246 flood and 122 erosion events were analyzed, with models trained on 70% of the data and tested on 30%. Figure2 illustrate Flow shart methodology of research.

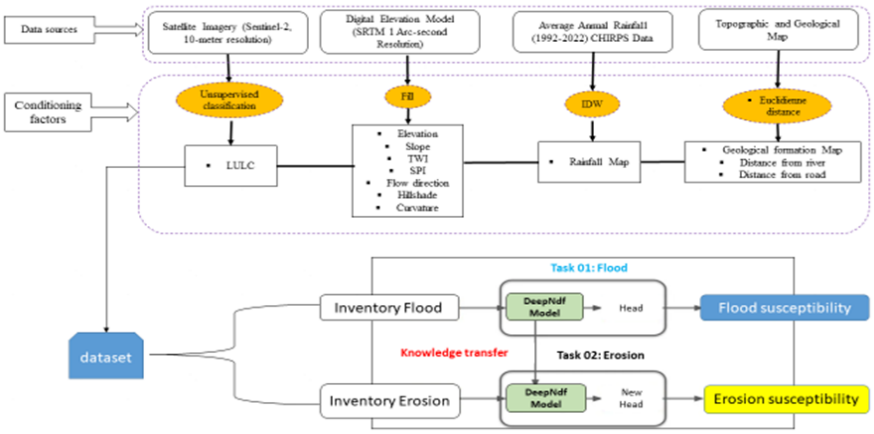


Figure 2. Procedural Model Development for Flood and Erosion Mapping

3. RESULTS AND APPLICATION

3.1. Models selection and validation

Figure 3 presents the selection of classification models for flood prediction, illustrating the AUC-ROC of each model.

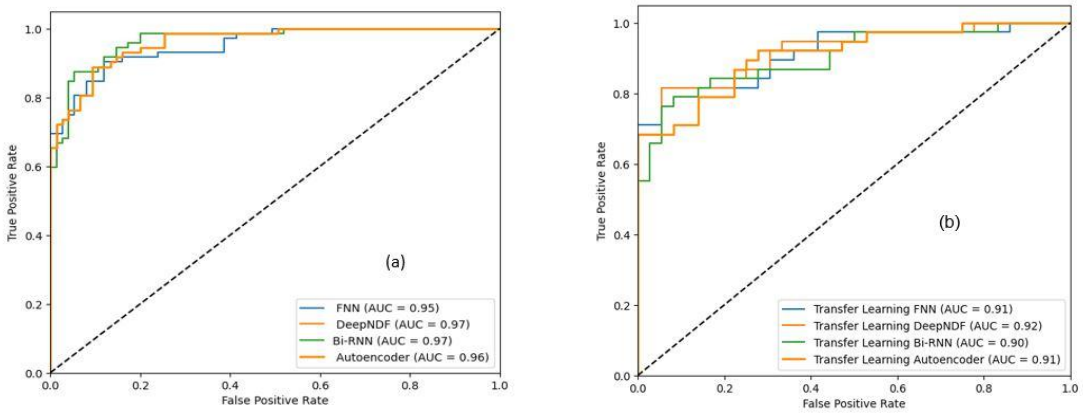


Figure 3 Performance Comparison and evaluation of Models

According to the AUC-ROC values, DeepNDF achieved high accuracy in flood prediction with a score of 97%, while transfer learning was employed to achieve 92% accuracy for erosion prediction.

3.2. Variables importance

The analysis of factor importance for flood and erosion reveals notable variations in their influence on each process. For flooding, the most significant factors are distance from river (18.0%), geology (15.0%), and stream power index (14.0%), indicating that proximity to water bodies and subsurface characteristics strongly govern flood susceptibility. In contrast, erosion is most influenced by elevation (17.0%), distance from river (13.5%), and geology (13.0%), emphasizing the role of terrain height and material composition in shaping erosion patterns. Factors such as slope, LULC, and TWI also contribute moderately to both flood and erosion dynamics, while curvature and flow direction show relatively lower importance. Overall, the results highlight that while some factors like distance from river and geology affect both hazards significantly, others such as elevation and SPI demonstrate hazard-specific impacts, underscoring the need for tailored management strategies.

Table 1. variable importance of flood and erosion

Factors	Flood Importance (%)	Erosion Importance (%)
Distance from river	18.0	13.5
Geology	15.0	13.0
TWI	13.0	10.0
Distance from road	12.5	11.0
SPI	14.0	12.0
Slope	13.5	11.5
Rainfall	12.0	10.5
LULC	13.0	12.5
Hillshade	11.0	12.0
Flow direction	10.5	12.0
Elevation	13.0	17.0
Curvature	8.5	9.0

3.3. Susceptibility maps

Figure 3 illustrates the flood and erosion susceptibility map.

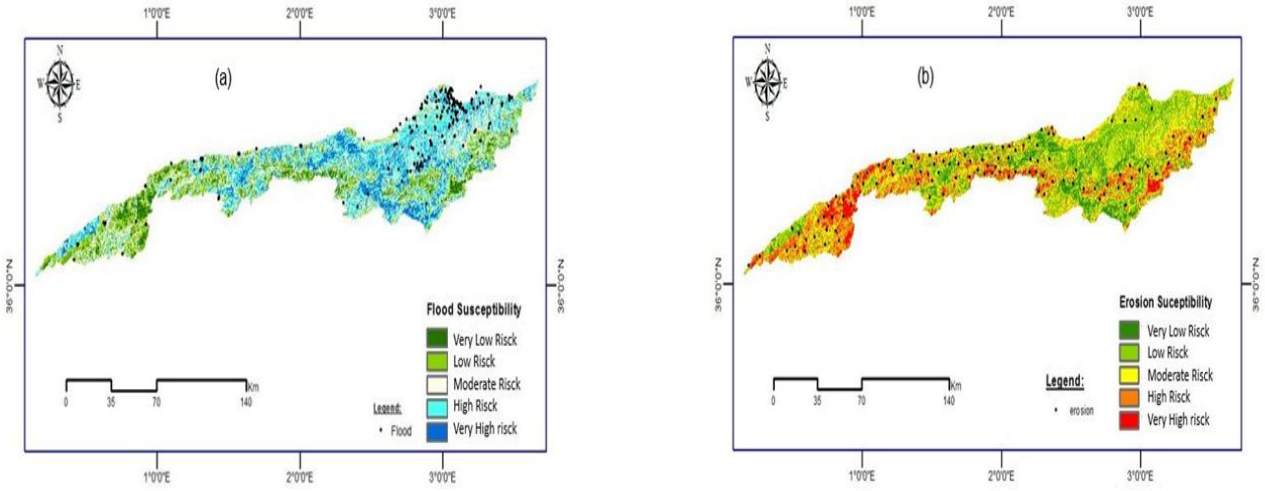


Figure 4. Susceptibility maps. (a) flood susceptibility, (b) erosionsusceptibility.

The analysis of the flood and erosion data provided in Figure reveals distinct patterns in risk distribution across different categories. Figure 5 depicts the statistical analysis of flood and erosion in the basin.

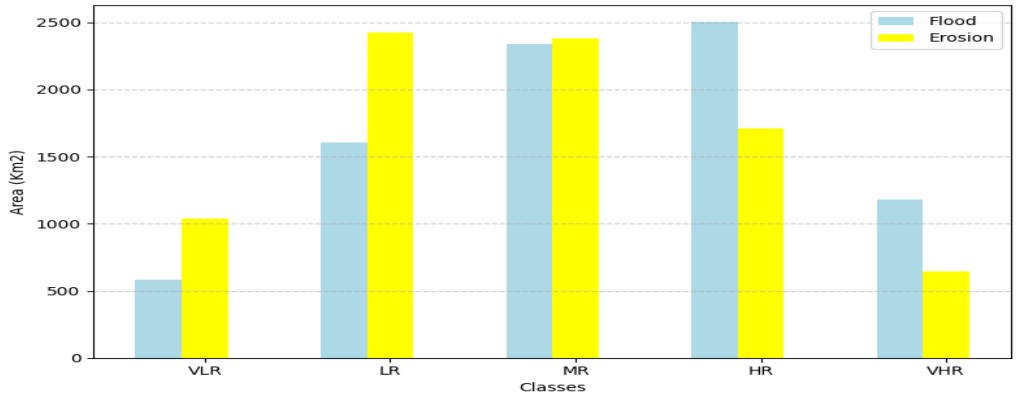


Figure 5. Steatistics of flood and erosion in basin

3.4. Discussion

While previous studies have often examined natural hazards individually (acces et al., 2013; lehner et al., 2006; stoffel et al., 2008), understanding their interactions and cascading effects provides deeper insights for disaster mitigation and sustainable resource management (bathrellos et al., 2017; westen et al., 2002). this study analyzed floods and erosion in the algerian coastal basin of algeroise ouest, producing susceptibility maps and identifying key contributing factors and vulnerable zones. by integrating deep learning and transfer learning, the research achieved high predictive accuracy—95% for floods using deepndf and 92% for erosion—demonstrating the models' ability to handle complex data and limited datasets effectively. these techniques surpassed traditional methods in precision and adaptability, offering valuable tools for hazard prediction and management. the findings highlight that areas near rivers and regions with specific geological formations are most prone to floods, while

elevation, flow direction, and rainfall primarily influence erosion. overall, the results emphasize the potential of advanced ai-based modeling for improving environmental risk assessment and guiding proactive disaster management strategies.

4.CONCLUSION

This study employed advanced deep learning models—DeepNDF, FNN, Autoencoders, and Bi-RNN—to map flood and erosion susceptibility in the Western Algerian Basin. The DeepNDF model demonstrated superior accuracy based on ROC validation, achieving 97% for flood and 92% for erosion prediction. Results showed that coastal zones are most vulnerable to floods due to urbanization, while agricultural and forested areas are highly susceptible to erosion. Approximately 25% of the basin remains low-risk. These outcomes support sustainable land-use planning and provide valuable guidance for policymakers to strengthen hazard mitigation and climate resilience strategies.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors gratefully acknowledge the National Polytechnic School for its instrumental support in this research. Special thanks are also extended to the organizing committee of the Conference Internationale EGTDD 2025 for providing an excellent platform for disseminating these findings

REFERENCES

Acces, M., Smith, D., & Johnson, R. (2013). Assessment of individual natural hazards and their regional impacts. Natural Hazards Review, 14(2), 85–96. https://doi.org/10.1061/(ASCE)NH.1527-6996.0000098

Abdulagatov, I. M., Magomadov, A. A., & Salchak, T. P. (2022). Evaluation of hydrological models for flood prediction and risk assessment in complex terrains. Water Resources Management, 36(4), 1251–1267. https://doi.org/10.1007/s11269-021-02970-8

Achite, M., Ouillon, S., & Belkheir, R. (2014). Sediment transport and erosion in northern Algeria: Analysis of suspended sediment dynamics in wadi basins. Hydrological Sciences Journal, 59(8), 1551–1565. https://doi.org/10.1080/02626667.2013.841316

Ait Naceur, F., Yaseen, Z. M., & Bouguerra, H. (2024). Geological and geomorphological influences on flood and erosion susceptibility in North Africa. Environmental Earth Sciences, 83(2), 115–130. https://doi.org/10.1007/s12665-024-11015-8

Al-Kindi, A., & Alabri, M. (2024). Modeling flood and erosion susceptibility using integrated topographical and hydrological factors. Environmental Monitoring and Assessment, 196(2), 145. https://doi.org/10.1007/s10661-023-11715-4

Bammou, Z., Moussadek, R., Kabbaj, M., & El Amrani, M. (2024). Machine learning-based gully erosion susceptibility mapping using XGBoost and KNN models in Morocco. Geocarto International. https://doi.org/10.1080/10106049.2024.2361743

Bathrellos, G. D., Skilodimou, H. D., Chousianitis, K., Youssef, A. M., & Pradhan, B. (2017). Suitability estimation for urban development using multi-hazard assessment map. Science of the Total Environment, 575, 119–134. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.006

Bouguerra, H., Tachi, S. E., Bouchehed, H., Gilja, G., Aloui, N., Hasnaoui, Y., Aliche, A., Benmamar, S., & Navarro-Pedreño, J. (2023). Integration of high-accuracy geospatial data and machine learning

approaches for soil erosion susceptibility mapping in the Mediterranean region: A case study of the Macta Basin, Algeria. Sustainability, 15(13), 10388. https://doi.org/10.3390/su151310388

Habibi, M., Gholami, V., & Yaseen, Z. M. (2023a). Impact of topographic attributes on flood and erosion processes using geospatial modeling. Geomorphology, 436, 108749. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2023.108749

Hallouz, F., Achite, M., & Meddi, M. (2007). Hydrological and climatic characteristics of the western Algerian coastal basin. Revue des Sciences de l'Eau, 20(3), 317–328. https://doi.org/10.7202/016641ar

Hasnaoui, Y., Bouguerra, H., & Benmamar, S. (2023). Flood and erosion risk assessment in Mediterranean basins using GIS and remote sensing integration. Journal of Hydrology: Regional Studies, 46, 101311. https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2023.101311

Hasnaoui, Y., Mosavi, A., & Youssef, A. M. (2024). GIS-based flood and erosion risk assessment using integrated modeling approaches in Mediterranean basins. Water, 16(4), 655. https://doi.org/10.3390/w16040655

Kumar, S., Verma, R., & Singh, D. (2023). Comparative analysis of hydrological, hydraulic, and MCE models for flood susceptibility mapping. Natural Hazards, 119(2), 1291–1312. https://doi.org/10.1007/s11069-022-05941-9

Lehner, B., Döll, P., Alcamo, J., Henrichs, T., & Kaspar, F. (2006). Estimating the impact of global change on flood and drought risks in Europe: A continental, integrated analysis. Climatic Change, 75(3), 273–299. https://doi.org/10.1007/s10584-006-6338-4

Liu, Z. G., He, X., Xu, T., & Li, J. (2021). Community fire hazard detection using citizen communication data and transfer learning techniques. Safety Science, 140, 105302. https://doi.org/10.1016/j.ssci.2021.105302

Lu, P., Stumpf, A., Kerle, N., & Casagli, N. (2020). Object-oriented change detection for landslide information extraction using deep learning and transfer learning. Remote Sensing of Environment, 237, 111489. https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111489

Menad, N., Rejeb, A., & Messaoud, A. (2012). Floods in Bab El Oued, Algiers: Causes, impacts, and mitigation measures. Natural Hazards and Earth System Sciences, 12(9), 2955–2966. https://doi.org/10.5194/nhess-12-2955-2012

Moore, I. D., Grayson, R. B., & Ladson, A. R. (1991). Digital terrain modeling: A review of hydrological, geomorphological, and biological applications. Hydrological Processes, 5(1), 3–30. https://doi.org/10.1002/hyp.3360050103

Mosavi, A., Ozturk, P., & Chau, K.-W. (2020). Flood prediction using machine learning models: Literature review and future research directions. Water, 12(7), 205. https://doi.org/10.3390/w12072058

Muhammad, I., & Sule, A. R. (2024). Terrain illumination and hydrological response: The role of hillshade in flood and erosion modeling. Remote Sensing Applications: Society and Environment, 34, 101012. https://doi.org/10.1016/j.rsase.2024.101012

Panahi, M., Rezaie, F., & Pourghasemi, H. R. (2021). Application of deep learning algorithms (CNN, RNN, LSTM) for flood and erosion susceptibility modeling in Iran. Science of the Total Environment, 754, 142104. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142104

Sarkar, S., & Mondal, P. (2020). Multi-criteria evaluation and GIS-based modeling for flood hazard mapping. Environmental Earth Sciences, 79(12), 308. https://doi.org/10.1007/s12665-020-09053-z

Stoffel, M., Bollschweiler, M., Butler, D. R., & Luckman, B. H. (2008). Tree-ring-based reconstruction of past natural hazards and climate impacts. Geography Compass, 2(4), 1180–1203. https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2008.00145.x

Westen, C. J. van, Rengers, N., & Soeters, R. (2002). Use of geomorphological information in indirect landslide susceptibility assessment. Natural Hazards, 30(3), 399–419. https://doi.org/10.1023/A:1011855407497

Wu, X., & Fang, Z. (2024). Curvature-based hydrological analysis for assessing soil erosion susceptibility. Catena, 237, 107695. https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.107695

Wu, Y., & Fang, X. (2024). Advances in flood and erosion modeling for sustainable urban infrastructure planning. Environmental Modelling & Software, 176, 105752. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2023.105752

Yaseen, Z. M. (2024a). Flood hazards and susceptibility detection for Ganga River, Bihar State, India: Employment of remote sensing and statistical approaches. Results in Engineering, 21, 101665. https://doi.org/10.1016/j.rineng.2023.101665

Yaseen, Z. M. (2024b). Slope dynamics and soil erosion modeling using integrated GIS and deep learning techniques. Geocarto International, 39(6), 1392–1408. https://doi.org/10.1080/10106049.2023.2171459

Youssef, A. M., Pourghasemi, H. R., & El-Kafrawy, S. (2023). Integration of remote sensing, GIS, and machine learning for flood and erosion susceptibility mapping. Catena, 227, 107048. https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107048

Zhuang, F., Qi, Z., Duan, K., Xi, D., Zhu, Y., Zhu, H., Xiong, H., & He, Q. (2021). A comprehensive survey on transfer learning. Proceedings of the IEEE, 109(1), 43–76. **https://doi.org/10.1109/JPROC.2020.3004555**

EFFICIENT REMOVAL OF CHLORTETRACYCLINE HYDROCHLORIDE FROM WATER BY HIGHLY CROSSLINKED METAL-ALGINATE CLAY MARL PARTICLES

Souad CHERIFI [1,2] *, Meriem FIZIR [1] , Khadidja ZIDANI [2] , Hiam BELKATEB [2] .

[1]Laboratory of Precision Agriculture, Environment and Sustainable Development, Khemis Miliana University, Algeria.

[2] Laboratoire de valorisation des substances naturelles, University of Djilali Bounaama, Khemis Miliana, Algeria.

Paper ID: 79

ABSTRACT

This study developed cost-effective dual cations cross-linked alginate-marl clay composite beads (Fe/Ca-Alg@M) for efficient removal of chlortetracycline hydrochloride (CTC) antibiotic from aqueous solutions by batch adsorption procedure. The properties of the prepared nanocomposite were characterized by Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR), the moisture content, the size of the beads (average diameter), the density and the point of zero charge (pHpzc). The effects of various operation factors such as physical state of the beads, type of cross-linkers, adsorbent dose, pH of the solution, contact time, antibiotic initial concentration, stirring speed and temperature, on the removal of CTC were studied. The results show that the Fe/Ca-Alg@Mbeads have high removal efficiencies of around 95,61%. The results showed that the Langmuir model fitted well for the adsorption of CTC onto Fe/Ca-Alg@M beads. Based on model, the maximum adsorption capacity of CTC onto Fe/Ca-Alg@M beads at 25 °C was 113,77 mg/g. The adsorption kinetics of CTC follows the pseudo-second-order model. The thermodynamic study showed that the adsorption process is spontaneous, physical, endothermic and causes a certain disorder of the environment. The Fe/Ca-Alg@M beads showed excellent reusability for removal CTC after ten adsorption cycles. These findings highlight the potential of Fe/Ca-Alg@M beads as a cost-effective and environmentally friendly adsorbent for the removal of antibiotic contaminants from aquatic environments.

KEYWORDS: Adsorption, Alginate; Marl, Antibiotic, Removal, Kinetic, Isotherm, Thermodynamic.

RESUME

Cette étude a développé des billes composites économiques à base d'alginate réticulé avec des cations doubles et la marne argileuse (Fe/Ca-Alg@M) pour l'élimination efficace de l'antibiotique chlortétracyclinechlorhydrate (CTC) des solutions aqueuses par procédé d'adsorption en batch.Les propriétés du nanocomposite préparé ont été caractérisées par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (IRTF), la teneur en humidité, la taille des billes (diamètre moyen), la densité et le point de charge nulle (pHpzc). Les effets de divers facteurs opérationnels tels que l'état physique des billes, le type d'agent réticulant, la dose d'adsorbant, le pH de la solution, le temps de contact, la concentration initiale de l'antibiotique, la vitesse d'agitation et la température sur l'élimination du CTC ont été étudiés. Les résultats montrent que les billes Fe/Ca-Alg@Mprésentent des efficacités d'élimination élevées, d'environ 95,61 %. Les résultats ont montré que le modèle de Langmuir s'ajustait bien à l'adsorption du CTC sur les billes Fe/Ca-Alg@M. Sur la base du modèle, la capacité d'adsorption maximale du CTC sur les billes Fe/Ca-Alg@M à 25 °C était de 113,77 mg/g. La cinétique d'adsorption du CTC suit le modèle du pseudo-second ordre. L'étude thermodynamique a montré que le processus d'adsorption est spontané, physique, endothermique et provoque un certain désordre du milieu. Les

billes Fe/Ca-Alg@M ont montré une excellente réutilisabilité pour l'élimination du CTC après dix cycles d'adsorption. Ces résultats mettent en évidence le potentiel des billes Fe/Ca-Alg@M en tant qu'adsorbant économique et écologique pour l'élimination des contaminants antibiotiques des environnements aquatiques.

MOTS CLÉS : Adsorption; Alginate; Marne; Antibiotique; Élimination; Cinétique; Isotherme; Thermodynamique.

1. INTRODUCTION

Tetracyclines (TCs), including chlortetracycline, oxytetracycline, and doxycycline, widely used in veterinary medicine due to their effectiveness and low cost (Alanazi et al., 2021), have become significant environmental pollutants due to their persistence in water, potential for bioaccumulation, and role in promoting antibiotic resistance(Akerman-Sanchez and Rojas-Jimenez, 2021). While various water treatment methods exist, adsorption emerges as the most practical solution because of its cost-effectiveness and operational simplicity. However, traditional powdered adsorbents like clays face challenges in recovery and reuse. In order to break the powder limitation, considerable efforts concentrated at fabrication of magnetic responsive composites and shapeable composites have been made, where the employment of polysaccharide-based carriers gains momentum in the latter. Sodium alginate (SA), an anionic polysaccharide, by means of strong gelation property, non-toxicity, hydrophilicity and biocompatibility, comes into view in water treatment as premium encapsulating carriers for integrating with powdery adsorbents. Above all, the hydroxyl and carboxyl functionalities as active sites could not only maintain strong binding forces with pollutants, but also enhance the stability of immobilization or encapsulation. Therefore, encapsulating powder adsorbents in SA matrix is conducive to improving shapeability and adsorption capacity, as well as meeting the major challenge of adsorbent loss during separation and regeneration from the solution (Gu et al., 2023). In this context, the research described in this study aims to develop new materials based on biopolymer incorporated with marl (alginate-marl beads) and its application for removal of CTC from aqueous solutions in batch experiments. The optimal adsorption conditions were determined according to the physical state of the beads, the dosage of marl clay in the beads, type of cross linkers, adsorbent mass, solution pH, shaking speed, contact time, initial CTC concentration, and temperature. Isotherm and kinetic studies were carried out as well to assess the adsorption mechanism.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Preparation of Alg@M beads

The alginate beads based on marlwere prepared using the extrusion method in the presence ofCa^{2+} ($CaCl_2$), Ba^{2+} ($BaCl_2$), Fe^{3+} ($FeCl_3$) and Cu^{2+}($CuCl_2$). Preparation method of sodium alginate beads-based marl is depicted in Figure 1.

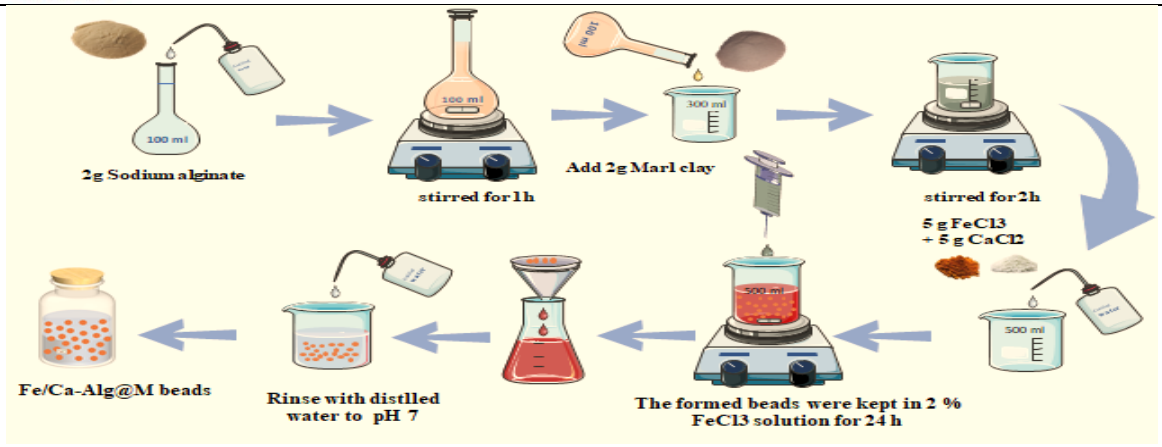


Figure 1: Synthesis steps of Fe/CacrosslinkedAlg@M composites

2.2. Batch adsorption experiments

The study investigated the effectiveness of cross-linker metalAlg@M beads in removing CTC (chlortetracycline) using batch adsorption experiments. Key parameters were optimized, including bead state (wet/dried), cross-linker type (Ca^{2+}, Ba^{2+}, Fe^{2+} or Cu^{2+}), marl dosage (2–4 g), contact time (5–180 min), adsorbent dose (100–1000 mg), pH (2–11), initial CTC concentration (5–300 mg/L), shaking speed (0–450 rpm), and temperature (298–318 K). In the tests the beads were mixed with 10 mL of CTC solution at controlled pH. The suspensions were agitated at 150 rpm, centrifuged after reaching equilibrium, and the remaining CTC concentration was measured via spectrophotometry at 366 nm. Adsorption capacity (mg/g) and removal efficiency (%) were calculated using equations (1) and (2).

$$Q = \frac{(C_0 - C_e) \times V}{m} \tag{20}$$

$$R(\%) = \frac{(C_0 - C_e) \times 100}{C_0} \tag{2}$$

Where C_0 and C_e (mg/L) are the initial and equilibrium CTC concentrations in the solutions, respectively. V is the volume (L) of the aqueous solution, and m is the mass (g) of the adsorbents.

3. RESULT AND DISCUSSION

3.1. Adsorption study

- Batch adsorption tests evaluated CTC removal by different ion-crosslinked alginate beads (Ca^{2+}, Cu^{2+}, Fe^{2+}, Ba^{2+}) in wet and dry states (**Figure2a**). Wet beads showed significantly higher efficiency (67.86-92,34%) than dry beads (10,20-25,51%), attributed to pore collapse during drying which restricted antibiotic access to active sites (Rocher et al., 2008, Rassis et al., 2002).Fe-Alg@M and Cu-Alg@M beads performed similarly (~92%), but Fe/Ca-Alg@M demonstrated optimal efficiency (93,26%) and was selected for further study (**Figure. 2b**).

- Analyzing the results in **Figure 2c**, it can be observed that the adsorbed quantity slightly decreases with an increase in marl dosage from 20,27 to 18,49 mg/g for 2 to 3 g. On the other hand, the CTC elimination rate increases from 93,26% to 96,15%. This can be attributed to the fact that higher concentrations of marl clay fillers provide a greater number of active sites for adsorption,

allowing for a higher quantity of target compounds to be adsorbed (Marzban et al., 2021). The Fe/Ca-Alg@M beads containing 3 g of marl are selected for the subsequent experimental work. Our findings align with the studies conducted by FulyaKorkut and DidemSaloglub(Korkut and Saloglu, 2020).

- The alginate-marl beads achieved 95,61% CTC removal at equilibrium within 105 min (**Figure 2d**). The adsorption process occurred in two distinct phases: an initial rapid stage due to abundant surface-active sites, followed by a slower approach to saturation. The high efficiency reflects the beads' readily accessible binding sites, which quickly capture CTC molecules. Based on these kinetics, 105 min was selected as the optimal contact time to ensure complete saturation while maintaining operational efficiency.

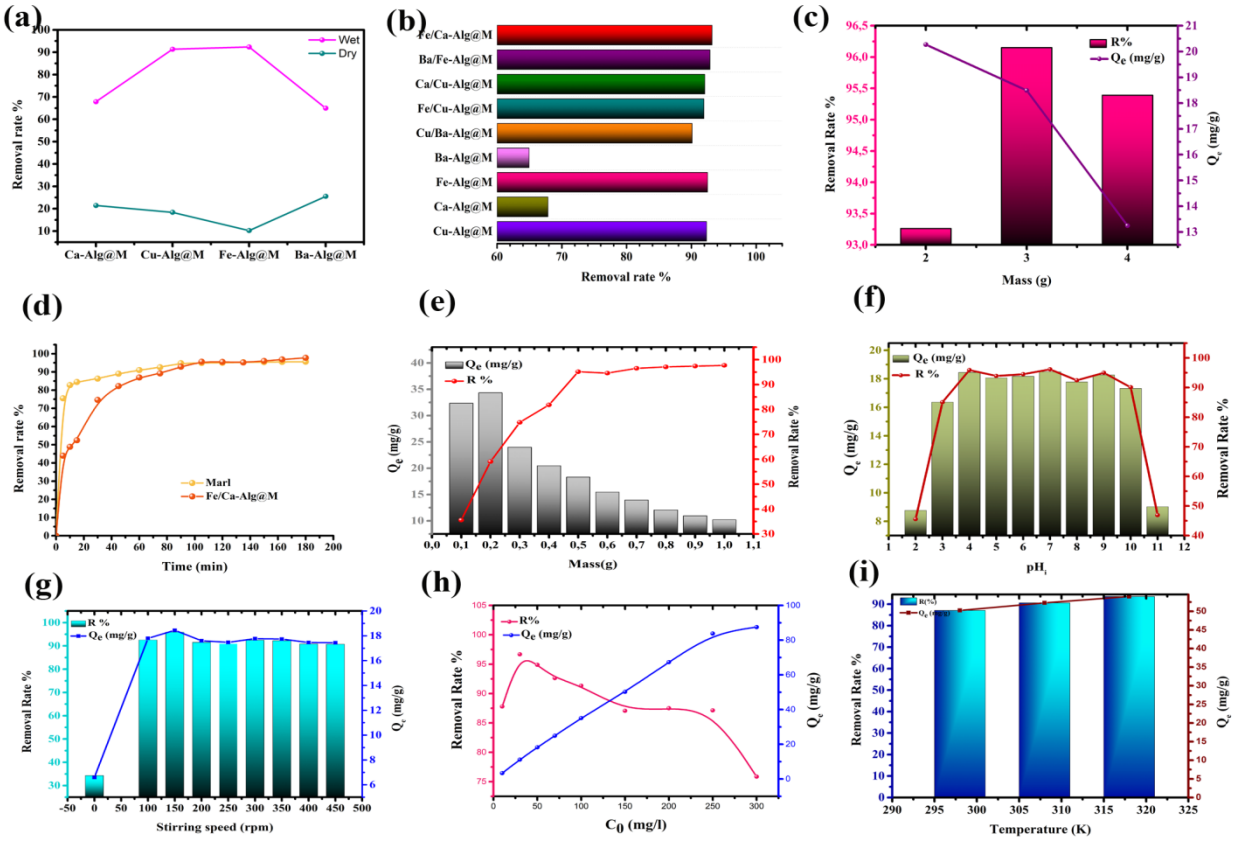


Figure 2: Effect of the (a) physical state of the beads; (b) the type of cross-linkers (T=298 K, t=2 h, SS=150 rpm, C_0=50 mg/L, $m_{adsorbent}$=500 mg); (c) marl dose in alginate beads (T=298 K, t=2 h, SS= 150 rpm, m= 500 mg, C_0=50 mg/L); (d) contact time; (e) adsorbent dose; (f) pH; (g) shaking speed (T= 298K, t=105 min, C_0=50 mg/L, $m_{adsorbent}$=500 mg); (h) CTC concentration and (i) temperature on the adsorption capacity and removal rate of CTC.

- **Figure 2e** shows that CTC removal efficiency increases with adsorbent dosage, reaching a maximum of 95,61% at 500 mg, demonstrating that higher doses provide more available binding sites.

- pHdependent CTC removal behavior by Fe/Ca-Alg@M beads, with optimal performance (90% removal) occurring between pH 4,3-10 (**Figure 2f)**. This pH dependency correlates with both the amphoteric nature of CTC - transitioning from positive (pH<3.3) to neutral (pH 3,3-7,44) to negative (pH>7.44) charges - and the adsorbent's point of zero charge (pHpzc=3,35). Below pH 3,35, electrostatic repulsion between positively charged CTC (CTC+) and the adsorbent surface limited

adsorption, while above pH 10, mutual negative charges (CTC^-/CTC^{2-} and adsorbent surface) similarly reduced efficiency. The dramatic performance decline at pH 11 confirmed the critical role of electrostatic interactions in the adsorption process, demonstrating that optimal CTC removal requires balancing these charge relationships.

- As depicted in **Figure 2g**, increasing the stirring speed from 0 to 150 rpm has a positive impact on the adsorption capacity. However, further increases in the stirring speed do not have any noticeable effects on the adsorption process. An optimal stirring speed of 150 rpm exhibited the highest adsorption capacity and a favorable removal rate for an initial CTC concentration of 50 mg/L.

- **Figure 2h** illustrates an increase in the adsorption capacity from 3,38 to 87,52 mg/g, with the increase in the CTC initial concentration from 10 to 300 mg/L. This could be attributed to the enhancement of dynamic forces, overcoming the resistance to ion transfer that occurs in the bulk solution and hindering the migration of ions towards the Fe/C-Alg@M beads(Zhang et al., 2019).

- The results from **Figure 2i**, clearly show that the adsorbed amounts of CTC on Fe/Ca-Alg@M increase slightly with increasing temperature.

- The impact of competing anions, such as chloride, nitrate, and sulfate, on the removal of CTC using Fe/Ca-Alg@M beads was illustrated in **Figure 3a**. The resultsdemonstrate that the investigated anions had an inhibitory effect on the adsorption of CTC, with the following order of inhibition: $NO_3^- > Cl^- > SO_4^{2-}$. The performances of the Fe/Ce-Alg@M beads decreased after the addition of Na_2SO_4; this finding can be explained by the competitive adsorption between the SO_4^{2-} ions and the antibiotic, which makes the accessibility of the active sites more difficult for CTC.For KCl and KNO_3, a very slight decrease in CTC adsorption from 95,7 to 95,2 % for NO_3^- and from 95,7 to 93,77 % for Cl^-. These salts had only a negligible impact on CTC removal. Thus, Fe/Ca-Alg@M beadsexhibited a high tolerance towards NO_3^- and Cl^- ions. The experimental results for the competing ions confirm that Fe/Ce-Alg@Mbeads is selective for CTC removal, and this excellent selectivity allows for the recovery of high-purity CTC through desorption regeneration.

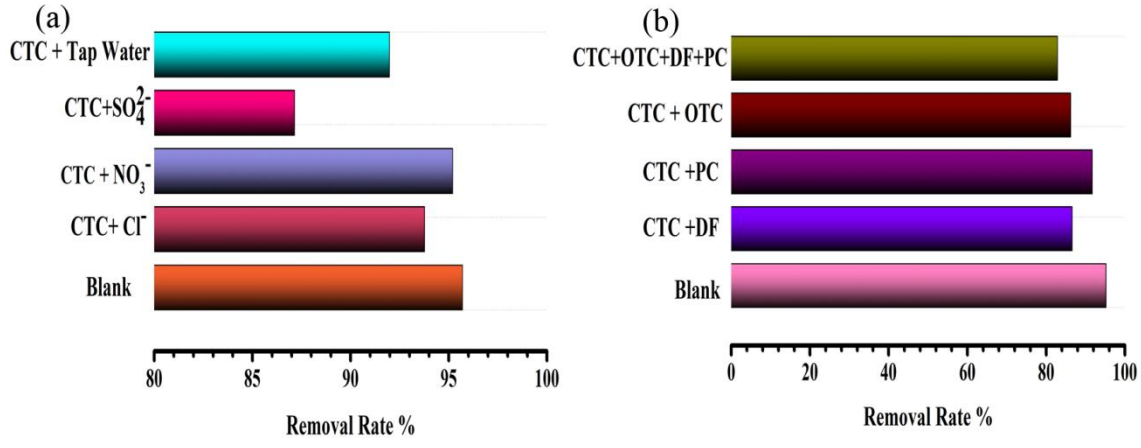


Figure 3: Effect of (a) co-ions, and (b) co-existing organic compound on the removal rate of CTC on Fe/Ca-Alg@M.

C_0 = 50 mg/L, m_{beads}= 0.5 g, pH = 4.3, SS =150 rpm, t = 105 min.

- To study the effect of adding organic compounds on the removal of CTC, a series of experiments was conducted by mixing CTC with oxytetracycline hydrochloride (OTC), diclofenac sodium (DF) and paracetamol (PC). The results obtained are presented in **Figure 3b.** The removal rate of CTC decreased significantly from 95,2 % to 82,88 %. This can be attributed to the blocking of adsorption sites by organic compound. Despite the presence of inhibitory organic compound, the adsorbent under study continues to exhibit a removal rate of over 82,88 %. This indicates that the adsorbent not only demonstrates a good selectivity for CTC but also possesses a greater number of binding sites capable of adsorbing additional organic pollutants. This suggests that the adsorbent has the potential to effectively target CTC while having the capacity to adsorb other organic contaminants as well.

3.2. Kinetics behavior

In order to understand the mechanism of the CTC adsorption process on Fe/Ca-Alg@M beads, three kinetic models were studied: pseudo-first order, pseudo-second order and intraparticle diffusion. The kinetic parameters of these models were determined from the plots in **Figure 3**, and are tabulated in **Table 1**.

Table 1: Kinetic models parameters for CTC adsorption onto Fe/Ca-Alg@M beads.

Kinetic models	Parameters	Fe/Ca-Alg@M
Pseudo–first–order	$Q_{e(exp)}$ (mg/g)	18,38
	$Q_{e(cal)}$ (mg/g)	17.903
	K_1 （1/min）	0.070
	R^2	0.952
Pseudo–second–order	$Q_{e(cal)}$ (mg/g)	19.649
	K_2 （g/mg.min）	0.005
	R^2	0.986
Weber–Morris intraparticle Diffusion	K_{1d} (mg/g.min ½)	2,863
	C_1(mg/g)	0,573
	R_1^2	0,939
	K_{2d} (mg/g.min ½)	0,842
	C_2 (mg/g)	9,946
	R_2^2	0,967
	K_{3d} (mg/g.min ½)	0,131
	C_3 (mg/g)	16,944
	R_3^2	0,743

Based on the data presented in **Table 1**, it can be concluded that the pseudo-second-order model provided the best fit for the kinetic modelling for Fe/Ca-Alg@M beads, as evidenced by the satisfactory correlation coefficient (R^2 = 0.986) This suggests that chemisorption is the prevailing mechanism in the adsorption process of CTC. Moreover, the results indicate that the adsorption process follows a second-order reaction, which is influenced by the dosage of both the adsorbent and the adsorbate. The calculated $Q_e$values from the pseudo-second-order models align well with the experimental value, indicating a good fit of the models.

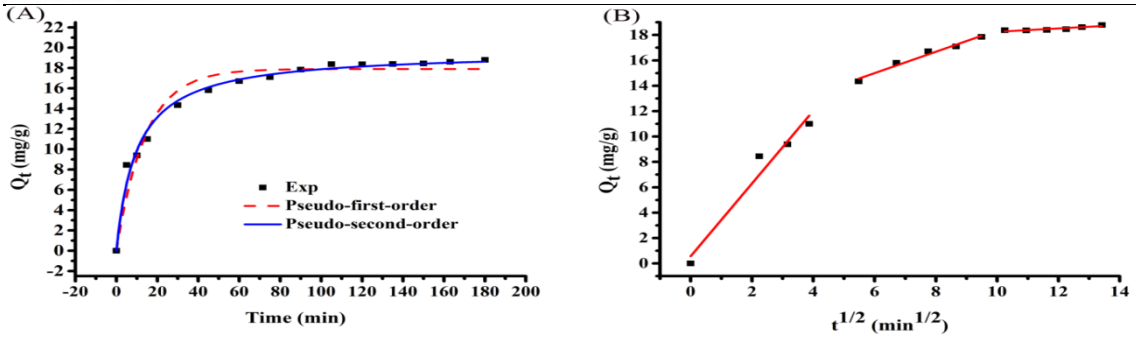


Figure 3: (A) Experimental data and nonlinear fitting to two kinetic models for the adsorption of CTC by Fe/Ca-Alg@M and (B) fitted data to the intraparticle diffusion model.

C_0 = 50 mg/L, m_{beads}= 0.5 g, pH = 4.3, T = 298 K, SS =150 rpm, t = 105 min.

3.3. Isotherm behaviour

The results obtained (figure 4) indicate that the Langmuir model was more suitable to describe the adsorption data compared to the Freundlich model. This suggests homogeneous adsorption and the formation of a monolayer. This means that the Fe/Ca-Alg@M beads have a solid surface with a finite number of identical sites, having energy uniformity.

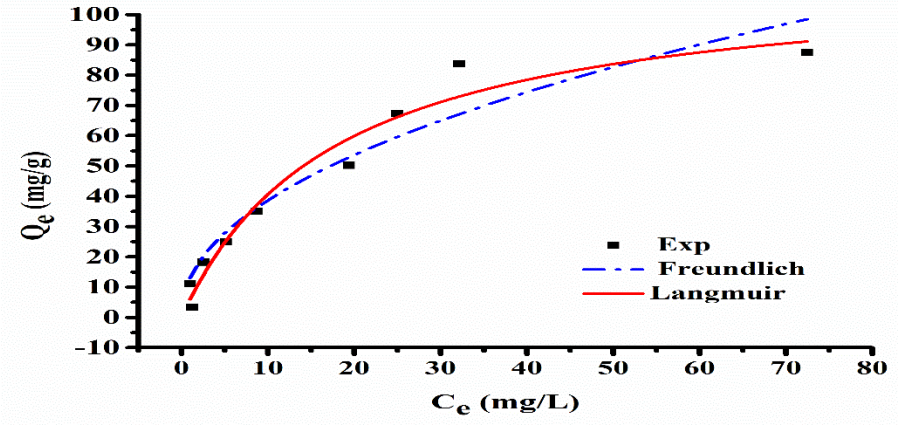


Figure 4: The fitting of Langmuir and Freundlich isotherms on the adsorption of CTC by Fe/Ca-Alg@M composites.

Table 2: Isotherms model parameters for CTC adsorption onto Fe/Ca-Alg@M.

Isotherm	Parameters	
Langmuir	$Q_{e(exp)}$ (mg/g)	87,519
	$Q_{e(cal)}$ (mg/g)	113.777
	K_L (L/mg)	0.055
	R^2	0.960
Freundlich	$1/n_F$	0.472
	K_F (mg/g) $(L/mg)^{1/n}$	13.044
	R^2	0.912

Thermodynamic studies

Table 3 summarizes the thermodynamic parameters at various temperatures for CTC adsorption.

Table 3: Thermodynamic parameters related to the adsorption of CTC on Fe/Ca-Alg@M beads at different temperatures.

Parameters	ΔH° (KJ/mol)	ΔS° (J/mol.K)	ΔG° (KJ/mol)		
			298 k	308 K	318 K
Values	20,428	77,07	-2,538	-3,309	-4,079

The analysis of these thermodynamic parameters shows that:

- The endothermic nature of the process is confirmed by the positive value of the enthalpy (ΔH° > 0).

- The CTC adsorption process occurs with spontaneous and favorable reactions (ΔG < 0).

- The positive entropy (ΔS°) value shows that the adsorption of CTC on the Fe/Ca-Alg@M beads is accompanied by an increase in randomness at the solid/liquid interface during the adsorption of the antibiotic.

3.4. Characterization

Table 4 summarizes the results regarding the density, humidity level and average diameter of the Fe/Ca-Alg@M beads.

Table 4: Moisture content, density and average diameter of alginate beads Fe/Ca-Alg@M.

Beads	**Moisture content (%)**	**Density (g/mL)**	**d_0(mm)**
Fe/Ca-Alg@M	95.4	1.77	4,78

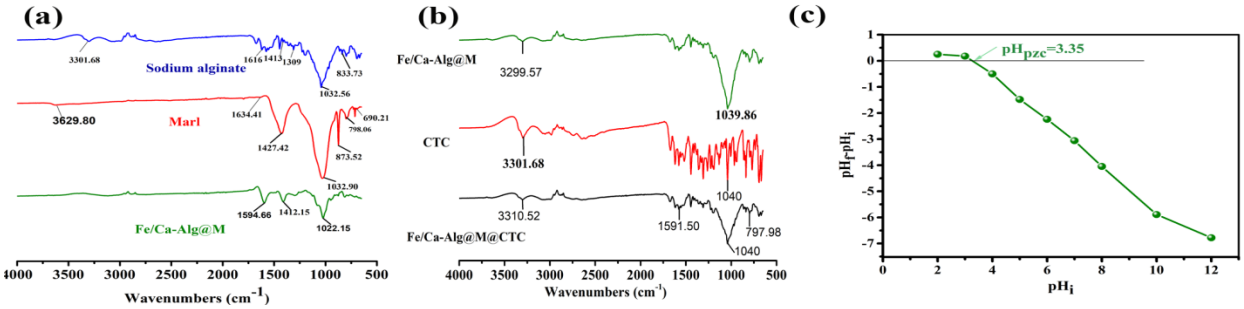


Figure 5: (A) FTIR spectra of marl, sodium alginate, and Fe/Ca-Alg@M beads, (B) Fe/Ca-Alg@M before and after adsorption of CTC and (c) pHpzc des billes.

Examination of the data in Figure 5 reveals:

The Fe/Ca-Alg@M adsorbent showed a pH_{pzc}value of approximately 3.35

This FTIR data demonstrates both the effective composite formation and the subsequent antibiotic adsorption mechanism.

Reusability studies

Adsorbent reusability was demonstrated via elution experiments employing different desorbing solutions (**Figure 6**).

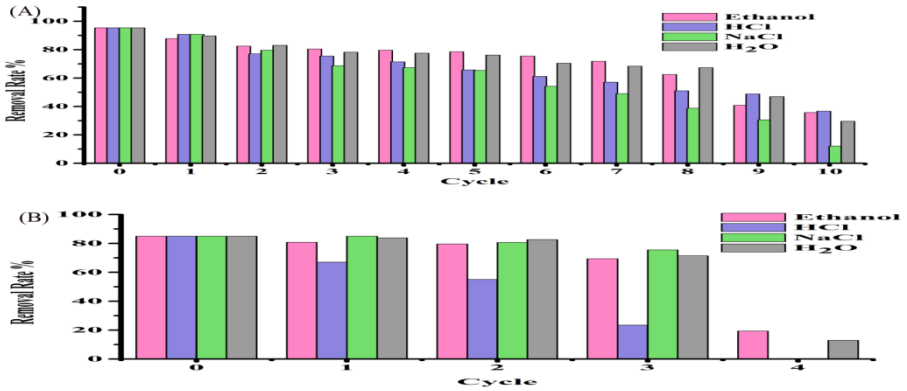


Figure 6: Regeneration studies of (A) Fe/Ca-Alg@M and (B) Fe/Ca-Alg beads using different eluents. C_0 = 50 mg/L, m_{beads}= 0.5 g, pH = 4.3, T = 298 K, SS =150 rpm, t = 105 min.

After five cycles, the removal efficiency of Fe/Ca-Alg@M remained above 80 %, indicating that these beads had the potential to be recycled. On the other hand, alginate beads showed poor regeneration efficiency. This indicated that marl significantly improved the reusability of the studied adsorbent. This study demonstrated that ethanol and distilled water are the most effective eluents for CTC desorption.

4. CONCLUSION

This research focused on the preparation of Fe/Ca-Alg@M for the removal of CTC using the extrusion method. Batch experiment studies revealed that an optimal dose of 500 mg Fe/Ca-Alg@M was efficient in CTC removal, achieving a higher CTC removal rate of 95.61% for an initial CTC concentration of 50 mg/L within 105 min at a shaking speed of 150 rpm. The pH studies showed that the adsorbent could effectively remove CTC in the pH range from 4 to 9. Adsorption-desorption experiments further demonstrated the successful reusability of Fe/Ca-Alg@M beads over ten cycles, indicating that the incorporation of marl clay significantly enhances the adsorbent's reusability.

REFERENCES

AKERMAN-SANCHEZ, G. & ROJAS-JIMENEZ, K. 2021. Fungi for the bioremediation of pharmaceutical-derived pollutants: A bioengineering approach to water treatment. *Environmental Advances,* 4**,** 100071.

ALANAZI, F., ALMUGBEL, R., MAHER, H. M., ALODAIB, F. M. & ALZOMAN, N. Z. 2021. Determination of tetracycline, oxytetracycline and chlortetracycline residues in seafood products of Saudi Arabia using high performance liquid chromatography–Photo diode array detection. *Saudi Pharmaceutical Journal,* 29**,** 566-575.

GU, J., LIU, Z., JIA, A., WANG, Y., LI, N., LIU, Z., LI, Y. & ZHANG, H. 2023. New insight into adsorption and co-adsorption of chlortetracycline hydrochloride and ciprofloxacin hydrochloride by Ga-based metal-organic gel/sodium alginate composite beads. *Separation and Purification Technology,* 312**,** 123408.

KORKUT, F. & SALOGLU, D. 2020. Synthesis, characterization, and tetracycline adsorption behavior of activated carbon dopped alginate beads: Isotherms, kinetics, thermodynamic, and adsorption mechanism. *Desalination Water Treat,* 206**,** 315-330.

MARZBAN, N., MOHEB, A., FILONENKO, S., HOSSEINI, S. H., NOURI, M. J., LIBRA, J. A. & FARRU, G. 2021. Intelligent modeling and experimental study on methylene blue adsorption by sodium alginate-kaolin beads. *International Journal of Biological Macromolecules,* 186**,** 79-91.

RASSIS, D., SAGUY, I. & NUSSINOVITCH, A. 2002. Collapse, shrinkage and structural changes in dried alginate gels containing fillers. *Food hydrocolloids,* 16**,** 139-151.

ROCHER, V., SIAUGUE, J.-M., CABUIL, V. & BEE, A. 2008. Removal of organic dyes by magnetic alginate beads. *Water research,* 42**,** 1290-1298.

ZHANG, X., LIN, X., HE, Y. & LUO, X. 2019. Phenolic hydroxyl derived copper alginate microspheres as superior adsorbent for effective adsorption of tetracycline. *International journal of biological macromolecules,* 136**,** 445-459.

ELABORATION ET CARACTERISATION D'UN MATERIAU BIOSOURCE A BASE DE LAINE

Soumia TOUATOU*[1], et Naima BELHANECHE-BENSEMRA [1]

[1]Département de Génie de l'Environnement, Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement / Ecole Nationale Polytechnique, Alger, Algérie

*Auteur correspondant : soumia.touatou@g.enp.edu.dz

Paper ID : 114

Abstract

This researchwasconducted to investigate the use of wool as feedstock for the production of protein-based plastics. Woolfiberstreatedina solution of sodium sulfite (Na_2SO_3) were thermo-pressedusingglycerol as plasticizer. The mechanicalpropertieswereinvestigated by tensilemeasurements and discussedwith respect to operating conditions of the chemicaltreatment, throughthe method of experimentaldesign. The obtained films werecharacterized by Fourier transforminfraredspectroscopy (FTIR) and scanning electronmicroscopy (SEM). The resultshighlight the influence of treatment conditions on the tensileproperties ofwool films. It wasfoundthat the pretreatment of woolfiberswith sulfite sodium decreasethe tensilestrength and increasethe elongation at break of the material, compared to the film based on untreatedwool. Following thiswork, the valorization of wool as a plastic materialwasdemonstrated.

KEY WORDS : bioplastic, keratin, wool, plasticizer, tensile properties.

RÉSUMÉ

Ce travail a été effectué afin d'étudier l'utilisation de la laine comme matière première pour la production de plastiques à base de protéines. Les fibres de laine traitées avec une solutionde sulfite de sodium (Na_2SO_3) ont été pressées à chaud, en utilisant le glycérol comme plastifiant. Les propriétés mécaniques ont été étudiées par le test de traction et discutées en fonction des conditions opératoires du traitement chimique effectué, et ce, à l'aide de la méthode des plans d'expériences. Les films obtenus ont été caractérisés par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) et par microscopie électronique à balayage (MEB). Les résultats ont fourni des informations importantes sur l'effet des conditions du traitement sur les propriétés de traction des films de laine. Il a été trouvé que le traitement préalable des fibres de laine dans le sulfite de sodium, provoque la diminution de la résistance à la traction et l'augmentation de l'allongement à la rupture du matériau, par rapport au film fabriqué à partir de la laine non traitée.A l'issue de ce travail, la valorisation de la laine en tant que matière plastique a été démontrée.

MOTS-CLÉS :bioplastique, kératine, laine, plastifiant, propriétés de traction.

1. INTRODUCTION

Les matières plastiques biosourcées représentent une alternative prometteuse aux plastiques pétrochimiques. Leur développementrépond à la problématique de l'épuisement des ressources naturelles et la limitation de la production de gaz à effet de serre (Verney, 2012).Parmi les matières premières renouvelables intéressantes dans la conception des matériaux plastiques, nous pouvons citer les protéines, et, en particulier, la kératine. En effet, plusieurs travaux scientifiques ont été conduits sur la kératine (Mekonnen et al., 2015 ; Bhawani et al., 2018 ; Feroz et al., 2020). La kératine est un biopolymère présent essentiellement dans les cheveux, les plumes, les sabots, les cornes et la laine (Feroz et al., 2020). La kératine est caractérisée par une résistance et rigidité élevées. Elle est insoluble

dans les solvants polaires et apolaires. Sa grande stabilité est due à la présence des ponts disulfures intermoléculaire et intramoléculaire, à la liaison hydrogène et à sa cristallinité (Sharma et al., 2019).

Dans cette étude, la laine a été choisie comme source de kératine. Ce choix est justifié par le fait que la laine est une ressource disponible et non alimentaire.

Une fibre de laine propre contient approximativement 82% de protéines kératiniques de forte concentration en cystine, 17 % de matière protéique de faible teneur en cystine, appelée « protéines non kératiniques » et environ 1% de matière non protéique, composée de lipides cireux et une petite quantité de polysaccharides (Rippon, 2013).

L'objectif de ce travail consiste à développer un matériau plastique à base de kératine, par un procédé thermoplastique, en utilisant des produits chimiques non dangereux. Cette démarche présente un double intérêt : d'une part elle permet d'élaborer un matériau biosourcé et d'autre part, elle offre une nouvelle perspective pour la valorisation des déchets de kératine.

2. MATERIEL ET METHODES

2.1. Elaboration des films de laine

Les fibres de laine proviennent d'une seule toison. Elles ont été lavées, séchées et découpées avec des ciseaux, pour obtenir une longueur d'environ 2 mm. Le glycérol et le sulfite de sodium anhydre utilisés proviennent de VWR Chemicals. L'éthanol provient de Sigma-Aldrich.

Pour le traitement des fibres de laine, 4 g de fibres ont été immergés sous agitation dans 400 ml d'une solution de sulfite de sodium contenant 50 ml d'éthanol.Une fois retirées de la solution, les fibres ont été rincées plusieurs fois avec de l'eau distillée. Ensuite, elles ont été séchées à l'étuve à une température de 50°C pendant 24 h. La concentration de Na_2SO_3 ainsi que la durée et la température de traitement ont été variées selon un plan composite centré. Donc, 17 essais ont été réalisés. Le domaine de l'étude est présenté dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Domaine de variation des paramètres pour l'étude du traitement par Na_2SO_3

Paramètre étudié	**Niveau inférieur**	**Niveau supérieur**
Temps (min)	5	60
Température (°C)	30	60
[Na_2SO_3] (%)	1	9

Les fibres ainsi traitées ont été incorporées de 30% de glycérol,puis pressées à 150 bars, pendant 4 min, à 135°C.Les films obtenus ont été démoulés après refroidissement des plateaux de la presse par circulation d'eau.Par ailleurs, un filmà base de laine non traitée a été également élaboré.L'épaisseur des films formés est de l'ordre de 0,2 mm.

Les différents films obtenus sont désignés par la lettre E, suivie des valeurs correspondant aux conditions de traitement suivant l'ordre temps /température/concentration,selon le Tableau 1.

A titre d'exemple, l'échantillon E 5/30/1% désigne un film dont les fibres ont été traitées pendant 5 min, à une température de 30°C, à une concentration de Na_2SO_3 de 1%.

2.2. Caractérisation des films de laine

Le test de traction a été réalisé sur une machine de marque Zwick/Roell à une vitesse d'étirement de 10 mm/min. Les tests ont été effectués sur des éprouvettes sous forme de bandes de dimensions 100 mm×15 mm selon la norme ISO 527-3. Pour chaque film, trois éprouvettes ont été testées.

L'analyse par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier a été effectuée en utilisant un appareil de marque Thermo Nicolet Nexus, avec une résolution de 2 cm^{-1} et un nombre de balayages égal à 32, dans le domaine de fréquence allant de 4000 à 500 cm^{-1}.

Les observations par microscopie électronique à balayage ont été réalisées avec un microscope électronique à balayage JEOL JCM-7000, à une tension d'accélération des électrons de 15 kV. La métallisation des échantillons s'est faite par dépôt d'une fine couche de carbone.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. Propriétés mécaniques des films de laine

La Figure 1 permet de comparer les courbes de traction de quelques filmsde laine traitée avec Na_2SO_3 dans différentes conditions expérimentales.Une comparaison avec le film élaboré à partir de la laine non traitée permet de constater la chute de la résistance à la traction et l'augmentation de l'allongement à la rupture, quand les fibres de laine ont subi un traitement avec Na_2SO_3.

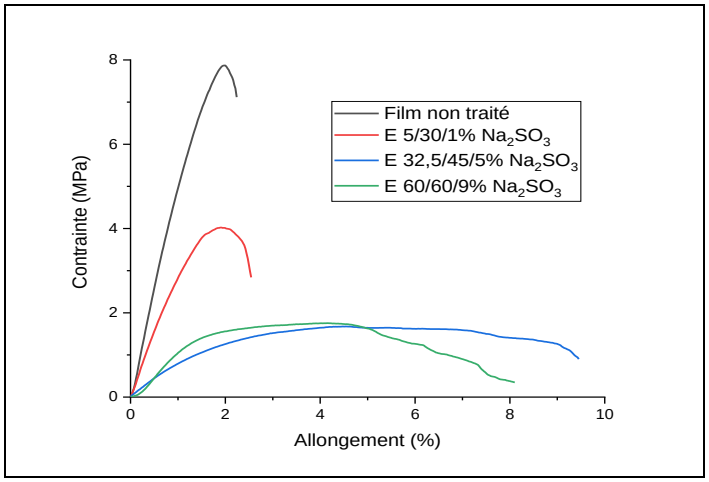


Figure1 : Courbes de traction des films obtenus à partir de la laine traitée avec Na_2SO_3

D'après la Figure1, le comportement mécanique en traction des films de laine traitée par Na_2SO_3 est différent du film non traité. Les matériaux obtenus à partir des fibres traitées sont moins rigides. On note une transition du comportement des films E 32,5/45/5% et E 60/60/9% qui paraissent plus souples par rapport au film E 5/30/1%. Ceci est dû à la rupture des liaisons disulfures, et éventuellement à l'atteinte des liaisons hydrogène et peptidiques, conduisant à une meilleure plastification du film.

Dans les travaux réalisés par Pavlath et al. (1999), le prétraitement de la laine parune solution de Na_2SO_3 a permis d'obtenir des films de résistance à la traction nettement plus élevée, qui a atteint des valeurs allant de 120 à 140 MPa dans la direction parallèle à l'orientation des fibres, et entre 4 et 8 MPa dans la direction perpendiculaire.Ces films ont été élaborés par thermocompression de laine traitée,sans plastifiantajouté ni séchagepréalable.

3.2. Caractérisation par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier

La Figure2 montre les spectres infrarouges de quelques films de laine traitée avec Na_2SO_3 à différentes conditions, en comparaison avec le film à base de laine non traitée ainsi que le spectre de la laine.

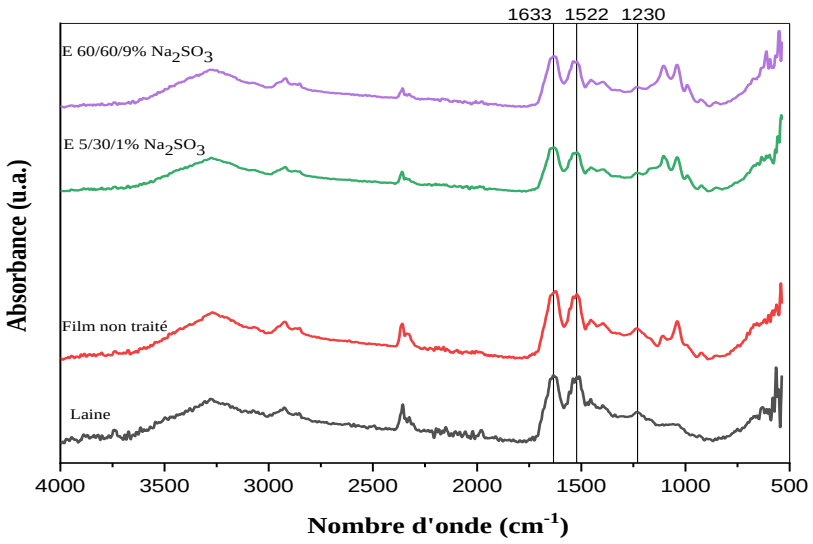


Figure 2 : Spectres infrarouges de la laine, du film non traité et des films de laine traitée avec Na_2SO_3

Les bandes d'absorption observées dans la Figure2, que ce soit pour le film non traité ou pour les films de laine traitée, sont caractéristiques des fonctions amides des protéines. Ce sont principalement la fonction amide I située entre 1600 cm^{-1} et 1700 cm^{-1}, l'amide II entre 1480 cm^{-1} et 1575 cm^{-1} et l'amide III entre 1230 cm^{-1} et 1300 cm^{-1}(Fernandez-d'Arlas, 2019). Cependant, un déplacement des bandes amides des films a été relevé, ce qui suggère que le traitement des fibres avec Na_2SO_3 et le procédé de mise en œuvre ont entrainé la modification de la conformation de la kératine (Eslahi et al., 2013).Dans l'ensemble, aucune différence significative n'est observée entre les spectres des films traitées et le film non traité, ce qui indique que le traitement de la laine avec le sulfite de sodium n'a pas affecté les liaisons peptidiques, mais a affecté la conformation des protéines.

3.3. Caractérisation par microscope électronique à balayage

L'examen microscopique de quelques films élaborés a été mené à l'aide d'un microscope électronique à balayage. La Figure 3 montre la variation de la texture des films de laine lorsque le traitement chimique avec Na_2SO_3 a été appliqué.

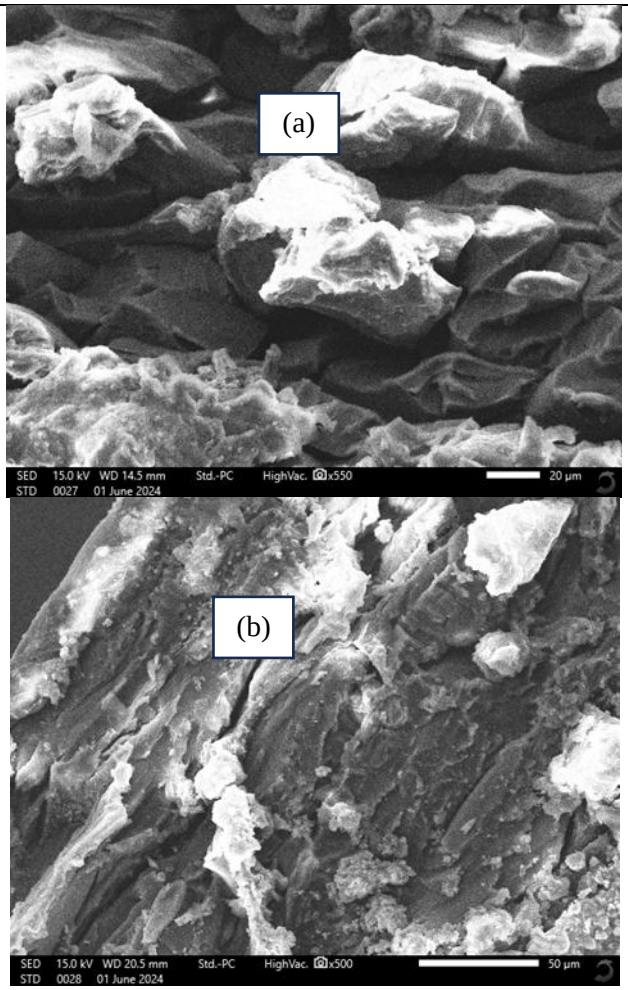


Figure 3 : Observation au MEB de la section des films élaborés
(a) : film à base de laine non traitée ;(b) :film E 60/60/9% Na_2SO_3

L'observation de la microstructure du film de laine non traitée (Figure 3 (a)) montre que le matériau obtenu est un composite formé de fibres compactées. En effet, la Figure 3 (a) met en évidence la présence de fibres intactes et d'autres aplaties entourées de vides et orientées dans différents sens. De ce fait, l'application d'une contrainte thermomécanique sur la laine en présence de plastifiant (150 bars, 135°C, 30% glycérol) a permis de lier les fibres de laine entre elles, mais n'a pas conduit à leur transformation en une matière plastique continue. Les vides relevés autour des fibres peuvent amorcer la rupture du film sous l'effet de contraintes. Ceci explique l'écart constaté entre la résistance à la traction de la fibre de laine (190 - 230 MPa (Ashby, 2013)) et le film à base de fibres de laine (7,40 MPa).

Les travaux de Wang et al. (2008) sur la thermocompression de la poudre superfine de laine plastifiée par le glycérol, ont abouti à la formation d'un film continu de surface relativement lisse, où la répartition de la poudre dans la section du film était uniforme.

La Figure 3 (b) montre que l'aspect du film préparé à partir des fibres traitées avec 9% Na_2SO_3 est plus lisse. Il semble que la transformation des fibres s'est améliorée lorsque les fibres ont été traitées avec le sulfite de sodium.

Katoh et al. (2004), utilisant la microscopie électronique pour l'observation de la morphologie de la surface des films élaborés par moulage par compression d'une poudre de S-sulfo kératine (obtenue par sulfitolyse de la laine), ont montré que le film préparé à 80°C a une structure granuleuse. Lorsque la température de mise en œuvre augmente de 80°C à 100°C puis à 120°C, la surface des films devient de plus en plus lisse, indiquant que le moulage à température élevée favorise la formation d'une structure plus compacte. Néanmoins, des vides ont été observés en opérant à une température de 140°C, dus probablement à la dégradation de la S-sulfo kératine.

4. CONCLUSION

La laine traitée avec Na_2SO_3 et plastifiée avec 30% de glycérol a été transformée en films plastiques, par pressage à chaud à 150 bars, pendant 4 minutes à 135°C. Les résultats ont montré que la variation des conditions de traitement a une influence sur les propriétés mécaniques des films.En effet, dans le domaine d'étude choisi, le traitement des fibres avec Na_2SO_3a amélioré l'extensibilité des films mais a réduit leur résistante à la traction.

La laine constitue une ressource renouvelable qui ouvre des perspectives pour la conception de biomatériaux à base de kératine, ce qui permet d'envisager la valorisation des déchets kératiniquesdans la fabrication des bioplastiques et des biocomposites. Par ailleurs, la mise en forme de la laine par les techniques traditionnellement utilisées pour les polymères synthétiques thermoplastiques, va en faveur de l'utilisation de cette ressource.

REMERCIEMENTS

Les auteurs expriment leurs remerciements à l'Entreprise Transpolymère(El Harrach, Algérie) Filiale du Groupe ENPC et l'Unité de Recherche Matériaux - Procédés et Environnement(UR-MPE)de l'Université M'Hamed Bougarade Boumerdès (UMBB, Algérie),pour leur aide dans la préparation et la caractérisation des films de laine.

RÉFÉRENCES

Ashby M.F. (2013). Materials and the environment: eco-informedmaterialchoice. Elsevier, pp.592.

Bhawani S. A., Hussain H., Bojo O. and Fong S.S. Proteins as agricultural polymers for packaging production. in "Bionanocomposites for packaging applications," M. Jawaid and S.K. Swain, Eds., Springer International Publishing AG (2018),pp. 243–267.

Eslahi N., Dadashian F. and Nejad N. H. (2013). Optimization of enzymatichydrolysis of woolfibers for nanoparticles production usingresponse surface methodology. Adv. Powder Technol., 24 (1), 416–426.

Fernández-d'Arlas B. (2019). Tough and functional cross-linkedbioplasticsfromsheepwoolkeratin. Sci. Rep., 9 (1), 14810.

Feroz S., Muhammad N., Ratnayake J. and Dias G. (2020). Keratin-Basedmaterials for biomedical applications. Bioact. Mater., 5 (3), 496–509.

Katoh K., Shibayama M., Tanabe T. and Yamauchi K. (2004). Preparation and physicochemicalproperties of compression-moldedkeratin films. Biomaterials, 25 (12), 2265–2272.

Mekonnen T. H., Misra M. and Mohanty A.K. Processing, performance, and applications of plant and animal protein-basedblends and theirbiocomposites. in "Biocomposites: design and mechanical

performance," M. Misra, J.K. Pandey and A. Mohanty, Eds., WoodheadPublishing (2015), pp. 201–235.

Pavlath A. E., Houssard C., Camirand W. and Robertson G.H. (1999). Clarity of films fromwoolkeratin. Text. Res. J., 69 (7), 539–541.

Rippon J.A. The structure of wool. in " The coloration of wool and otherkeratin fibres," D.M. Lewis and J.A. Rippon, Eds., John Wiley& Sons (2013), pp. 1–42.

Sharma S., Gupta A. and Kumar A. Keratin: an introduction. in "Keratin as a ProteinBiopolymer," S. Sharma and A. Kumar, Eds., Springer Nature Switzerland AG (2019), pp.1–18.

Verney V. Matériaux polymères et environnement. in "Matières plastiques," M.Carrega andV.Verney, Eds., Dunod, Paris (2012), pp. 111–126.

Wang X., Xu W. and Wang X. (2008). Characterization of hot-pressed films from superfine woolpowder. J. Appl. Polym. Sci., 108 (5), 2852–2856.

ÉTUDE ENVIRONNEMENTALE DES FUMEES DE LA CHEMINEE DE TURBINE AU NIVEAU DU COMPLEXE GP2/Z

Walid REZIG*[1] , Ammara Djihane BOUDJEMA[2], ChaimaaHADJ KADDOUR[3]

[1,2,3]Laboratory of Sciences, Technology and Process Engineering LSTPE ; Department of Chemical Engineering ; Faculty of Chemistry ; University of Sciences and the Technology of Oran Mohamed Boudiaf USTO-MB ; BP 1505 El M'naoueur Bir El Djir 31000 Oran ; Oran ; Algeria.

*Auteur correspondant :walid.rezig@univ-usto.dz

Paper ID: 3

RÉSUMÉ

Le projet que nous avons mené porte sur une étude complète des fumées émises par la cheminée de la turbine à gaz du complexe GP2/Z. L'analyse des gaz rejetés dans l'atmosphère, réalisée à l'aide de l'analyseur de combustion TESTO 350, a permis d'évaluer les principaux composants (NOx, SOx, CO_2, O_2 et CO). Une modification technique a été apportée à la chambre de combustion des turbines, consistant à changer l'angle des ailettes, ce qui s'est avéré être une solution efficace pour réduire le niveau élevé de monoxyde de carbone (CO). Bien que le taux reste supérieur à la norme de 200 mg/Nm³, cette intervention a contribué à une baisse significative des émissions. Ce travail a permis de mieux comprendre l'environnement industriel du complexe, le fonctionnement des turbines à gaz et leurs rejets atmosphériques, d'identifier les causes probables de l'augmentation du CO, et de proposer une solution technique pour en limiter les impacts environnementaux. La méthodologie adoptée, basée sur l'analyse approfondie de tous les paramètres influents, a démontré son efficacité dans la réduction des émissions polluantes. Enfin, cette démarche s'inscrit dans la politique d'amélioration continue du complexe, conformément aux exigences de la norme ISO 14001 (système QHSE), visant à protéger les ressources naturelles, maîtriser les rejets et préserver la santé, l'environnement et la qualité des produits finis.

MOTS-CLÉS : fumées, cheminée, turbine, atmosphère, combustion, TESTO 350 , CO,QHSE.

ABSTRACT

The project we carried out focuses on a comprehensive study of the flue gases emitted by the gas turbine chimney at the GP2/Z complex. The analysis of the gases released into the atmosphere, conducted using the TESTO 350 combustion analyzer, allowed us to assess the main components (NOx, SOx, CO_2, O_2, and CO). A technical modification was made to the turbine combustion chamber by changing the angle of the blades, which proved to be an effective solution for reducing the high levels of carbon monoxide (CO). Although the concentration remains above the standard limit of 200 mg/Nm³, this intervention significantly decreased CO emissions. This work helped us gain a better understanding of the industrial environment of the complex, the operation of gas turbines and their atmospheric emissions, identify the probable causes of the increased CO levels, and propose a technical solution to mitigate their environmental impact. The adopted methodology, based on a detailed analysis of all influencing parameters, proved effective in reducing pollutant emissions. Finally, this approach aligns with the complex's continuous improvement policy in accordance with the ISO 14001 (QHSE system) standards, aiming to protect natural resources, control emissions safely, and preserve health, the environment, and the quality of final products.

MOTS-CLÉS : fumées, cheminée, turbine, atmosphère, combustion, TESTO 350 , CO,QHSE.

1. INTRODUCTION

Le monde de l'énergie est vaste et englobe plusieurs secteurs, dont celui de l'énergie électrique. Notre pays, en tant que nation en développement, a déjà investi ce secteur par la création d'installations spécialisées dans la production de cette énergie (Chou, 2004 ; Guermazi,2017),. Ces installations comprennent notamment des turbines à gaz,(Baní et al.,2001), des turbines à vapeur et des turbines hydrauliques(Lacour ,2016 ; Belhadj,2014 ; Herzallah, 2006).Les cheminées des centrales thermiques ou des industries de transformation sont utilisées pour évacuer les gaz de combustion chauds résiduels de la chambre de combustion de la chaudière vers l'atmosphère(Belkhamsa et al.,2008 ; Ibrahim et al.,2013). Ces gaz de combustion émis par la cheminée contiennent une quantité considérable d'énergie thermique et cinétique, ce qui constitue une véritable perte d'énergie (Mann & Singh, 2016).(Khamlaj et Rumpfkeil, 2018) ont démontré l'amélioration de l'efficacité des turbines à vent avec concentrateur (wind-lens) en concevant la forme de l'enveloppe et de la turbine.(Wang et Chen, 2008) ainsi que (Zhang et Jin, 2011) ont étudié l'effet du nombre de pales sur les performances d'une éolienne carénée à l'aide de la simulation CFD (Computational Fluid Dynamics).Le complexe GP2/Z est dédié à la séparation du GPL en C3 et C4, le butane et le propane étant les principaux composants (Manueld'exploitation,2015), Ces gaz peuvent être facilement liquéfiés dans des conditions normales de température et de pression, ce qui facilite grandement leur manipulation et leur transport.Les procédés industriels déterminent la nature des rejets gazeux, qui ont des impacts significatifs sur l'environnement et la santé publique. Les principaux polluants sont les polluants primaires, émis directement par les sources (notamment les PM10 et PM2,5, le SO_2, les NO_x, le CO, etc.). Les polluants secondaires résultent de la transformation des polluants primaires (comme l'O_3, les pluies acides et les métaux lourds), et l'ensemble de ces polluants — directs ou indirects — contribue au changement climatique.Les turbines à gaz ont connu un développement considérable ces dernières années dans de nombreuses applications industrielles, en particulier dans le domaine des hydrocarbures et de la production d'électricité. Malgré leurs nombreux avantages, leur rendement thermique est fortement influencé par la température et les conditions de l'air ambiant, qui varient sensiblement entre le jour et la nuit, ainsi qu'entre l'été et l'hiver, ce qui affecte leurs performances en exploitation.

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. Description de la turbine à gaz SULZER type S1

LaturbineàgazSULZERtypeS1 représentent dans laFigure 1adéveloppéet affinédes processus et des Les procédures de fabrication des composants technologiquement avancés utilisés dans les turbines à gaz industrielles reposent sur une conception précise et des paramètres techniques rigoureux. La turbine à gaz SULZER type S1 est un modèle de la marque SULZER Turbo, de série S1 NS63 II, destinée à des applications d'entraînement mécanique en cycle simple et en fonctionnement continu, avec une commande Man Turbo. Elle présente une pression d'échappement de 1,013 bar, une puissance nominale de 3540 kW et une température d'admission de 20 °C. Le compresseur, de type axial à dix étages, est équipé d'aubes directrices variables. La section turbine comprend deux arbres et un plan de joint horizontal, tandis que la chambre de combustion, dotée de deux brûleurs verticaux, dispose de deux bougies d'allumage et de deux détecteurs de flamme à ultraviolet. Le système de démarrage fonctionne à l'aide d'un moteur électrique, et le combustible utilisé est le gaz naturel. Le système de lubrification emploie une huile TORADA 32 et comprend trois pompes de graissage (principale, auxiliaire et d'urgence). Enfin, le système d'alimentation hydraulique est constitué de deux pompes (principale et auxiliaire) et d'un filtre hydraulique double avec vanne de transfert, garantissant la fiabilité et la performance de l'ensemble de la turbine.

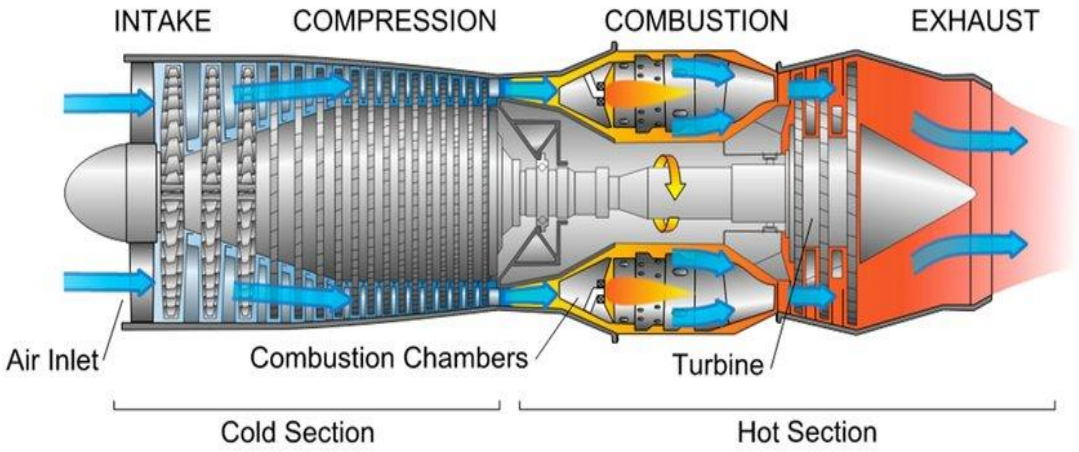


Figure 1: Turbine à gazSULZERtypeS1

2.2. Un système électrique de démarrage

Comprend un epompe à débi tvariable,et un moteur électrique de démarrage accouplé au compresseur La Figure 2 ci-dessous représente le système de démarrage :

La **Figure 2** ci-dessous illustre le **système de démarrage** de la turbine, qui comprend plusieurs éléments essentiels assurant la fiabilité et la sécurité de son fonctionnement. Ce système est composé d'une **soupape de décharge** pour **le circuit d'huile de graissage**, d'un **filtre double** garantissant la pureté de l'huile, ainsi que d'une **pompe auxiliaire de réglage entraînée électriquement** permettant un contrôle précis du démarrage. Il intègre également une **soupape de décharge dédiée au système d'huile de réglage**, et un **éjecteur équipé d'un séparateur** destiné à **l'évacuation des vapeurs d'huile**, assurant ainsi la stabilité et la propreté du circuit pendant les phases de mise en route.



Figure2:Photo du système de démarrage

2.3. Données techniques

Pointdefonctionnementàpleinechargeducompresseuràgaz,LeTableau1suivant montre le groupe alimentation et le Tableau 2 montre la turbine de puissance.

Tableau 1: les paramètresde compresseur

Pressionatmosphérique(niveaudelamer)	1,013bar
Températured'entréecompresseurd'air	40°C
Températuresortiecompresseur d'air	205°C
Pressionsortiecompresseurd'air	4,4bar
Débitd'air	30kg/s
PCIdugaz	8250Kcal/m^3
Température desgaz chauds	730°C
Température demélange	670°C
Vitessederotationdelaturbinede charge	6900tr/min
Vitessecritique	2800tr/min

Tableau 2 :LesparamètresdelaTurbinede puissance

Températureàla sortie	425°C
Pressionàla sortie	1,068kg/cm^2
Puissanceàl'accouplement	1985kW
Vitessederotation	6215tr/min
Vitessecritique	3200tr/min

2.4. Deux chambres de combustion

Ceschambressontmontéesverticalementdechaquecôtédelaturbine.Danslapartiesupérieure se trouve le brûleur à gaz (voir Figure 3).



Figure 3: Photodesdeuxchambresde combustions

Analyseur de gaz de combustion

Le TESTO 350 est un analyseur de combustion portatif professionnel (voir Figure 4). L'appareil se compose d'une unité de contrôle (unité de commande permettant d'afficher les valeurs de mesure et de commander le coffret d'analyse) et d'uncoffret d'analyse (appareilde mesure). La liaisonentre l'unitédecontrôleet lecoffret d'analysese fait viadescontactsàfiche,viaun câble de bus de données ou via Bluetooth (option).L'unitédecontrôleamovibleavecécrancouleurgraphiqueetl'unitédecommandeet d'affichage du TESTO 350.Le coffret d'analyse intègre les capteurs de gaz, les pompes à gaz de mesure et de purge, le système de préparation des gaz Peltier (option), les parcours de gaz, les filtres, le système électronique d'évaluation et de mémorisation, le bloc d'alimentation et l'accumulateur au lithium-ion.



Figure4: Analyseurdecombustion TESTO350

2.5. Principedefonctionnement

Qu'ils'agissed'analysesdecombustionenchaufferieoudemesuresdesémissions industrielles : L'analyseurdecombustionTESTO350vientàboutdes tachesdemesureetd'analyseles plus variées, il convient par son design adapte aux conditions industrielles, même sur de longues durées, et convient également pour les enregistrements de données les plus exigeants.Appareil TESTO350 considérer de faire: mesure des émissions sur les moteurs industriels; Mesure de service sur les brûleurs industriels; mesure des émissions sur les turbines à gaz; Analyse des processus thermiques; mesures lors de la mise en service sur les moteurs industriels ; qu'ils agissent d'analyses de combustion en chaufferie ou de mesures des émissions industrielles : L'analyseur de combustion TESTO350 vient à bout des taches de mesure et d'analyse les plus variées, il convient par son design adapte aux conditions. Industrielles, même sur de longues durées, et convient également pour les enregistrements de données les plus exigeants.

2.6. Mode opératoire

Le TESTO 350 guide l'utilisateur pas à pas tout au long du processus de mesure. Son écran couleur graphique affiche différentes informations en fonction de la situation et accompagne l'opérateur durant chaque étape.
Avant de commencer la mesure, il est nécessaire de vérifier que tous les composants du système sont correctement connectés, que les capteurs et sondes requis sont bien raccordés, et que l'alimentation électrique de l'ensemble du dispositif est assurée. L'appareil peut ensuite être mis en marche en appuyant sur le bouton d'alimentation (marche/arrêt).
Lors du démarrage, le TESTO 350 effectue un test automatique d'environ 60 secondes, durant lequel il purge ses cellules de mesure avec de l'air frais, la sonde de prélèvement étant placée à l'air libre. Pendant la phase de calibrage, les capteurs du coffret d'analyse sont remis à zéro : le point zéro et la dérive des capteurs sont contrôlés, et la valeur de l'oxygène (O_2) est fixée à 21 %. Il est essentiel de s'assurer qu'aucun gaz perturbateur (comme le CO ou le NO) ne soit présent dans l'air ambiant pendant cette étape, afin de garantir la précision et la fiabilité des mesures.

2.7. Site de prélèvement

Pour analyser la fumée des gaz dégagée par les installations du procédé vers l'atmosphère nous avons pris des prélèvements au niveau de la cheminée de la turbine. La Figure 5 ci-dessous montre les points de prélèvement au niveau de la cheminée de la turbine.

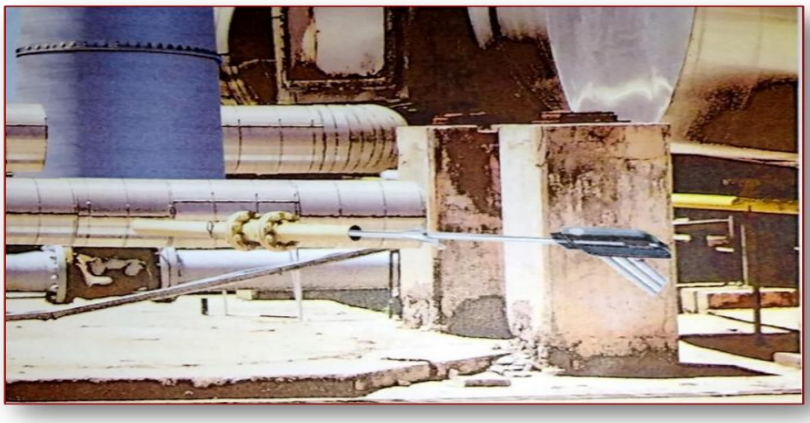


Figure 5 : Photo de Prélèvement au niveau de la cheminée des turbines

Remplacement (Ajout de capteurs)

Lescapteursdel'appareilTESTO350doitêtreplacéselonlesétapessuivant:

Lecoffretd'analysedoitêtreéteintetdébranchéduréseau;

Poserlecoffretd'analysesurla faceavant;

Ouvrir lecapotducompartimentducapteur(clip)etleretirer;

Détacherl'étrierducapteur;

Retirerl'étrier desonsupport;

Retirer le tuyau de raccordement des manchons de raccordement du capteur (du pont défectueux) ;

Retirezlecapteur(lepontdéfectueuxdesonemplacement);

Capteurs(NO);(NOX)Retirerlaplatine supplémentaire.

Ne retirer la platine supplémentaire du capteur NO que directement avant le montage. Ne pas laisser le capteur plus de 15 minutes sans platine supplémentaire.

LescapteursillustrésàlaFigure 6 doiventêtreraccordésàl'emplacementprévuàcet effet, conformément aux marquages.



Figure6 : Photo des capteurs

Voir les emplacements dans leTableau 3suivant:

Tableau3: Emplacementdescaptures

Emplacement	**Capteurs**
1	NO_2,H_2S,CO,NO,NOX,SO_2
2	NO_2,H_2S,CO,,NO,NO_X,SO_2
3	CO_2-(IR),NO2,H_2S,CO,,NO,NO_X,SO_2
4	O_2
5	CO,,NO,NO_X,SO_2,C_XH_Y
6	CO,,NO,NO_X,SO_2,C_XH_Y

Placerle nouveau capteur(pontdanslesupport);

Raccorderlestuyauxderaccordementaucapteur (pont);

Mettrel'étrier enplacedanssonsupport;

Mettre le capot du compartiment du capteur enplace et le fermer (leclipdoit s'enclencher) ;

Après avoir remplacé un capteur O_2, attendre 60min.avant d'utiliserànouveau l'appareil.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. ÉvolutiondeCOdurantl'année2023

La Figure 7 suivant ereprésente la quantité de CO émise par la cheminée des turbines en fonction du temps au cours de l'année 2023.

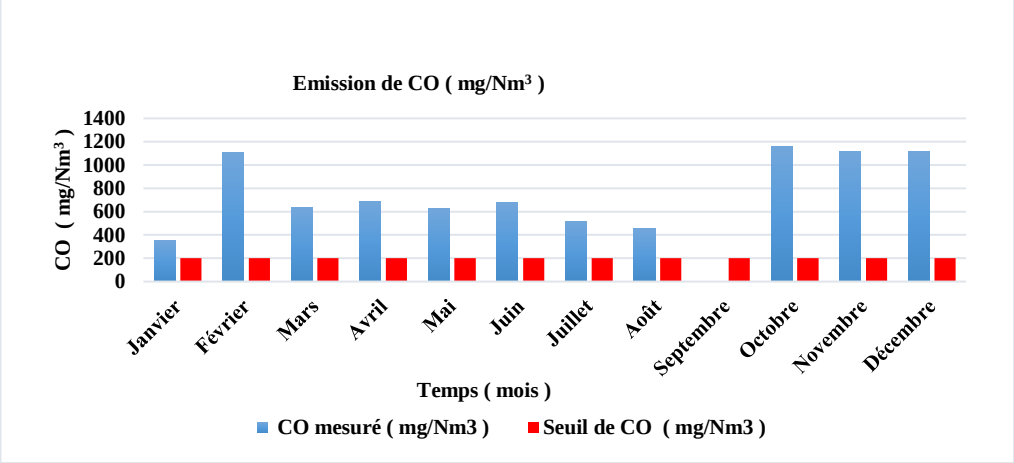


Figure 7 : Histogramme de l'émission de CO en 2023

La Figure 8 suivante représente la quantité de NO émise par la cheminée des turbines au fonction du temps au cours de l'année 2023.

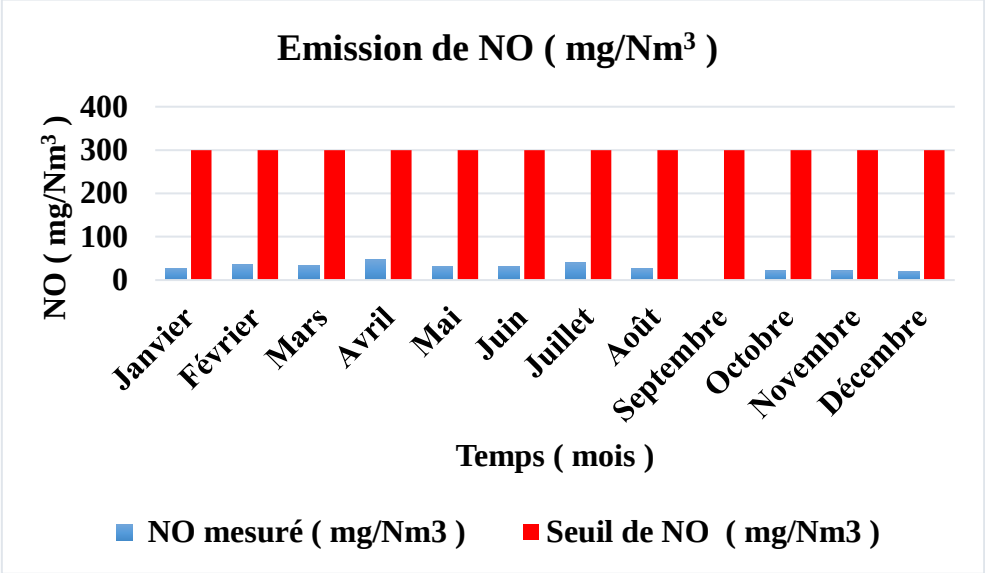


Figure 7: Histogrammedel'émission deNOen fonction du temps en 2023

lution de NO durant l'année 2023

La Figure 8suivante représente la quantité de NO_2émise par la cheminée des turbines en fonction du temps au cours de l'année 2023.

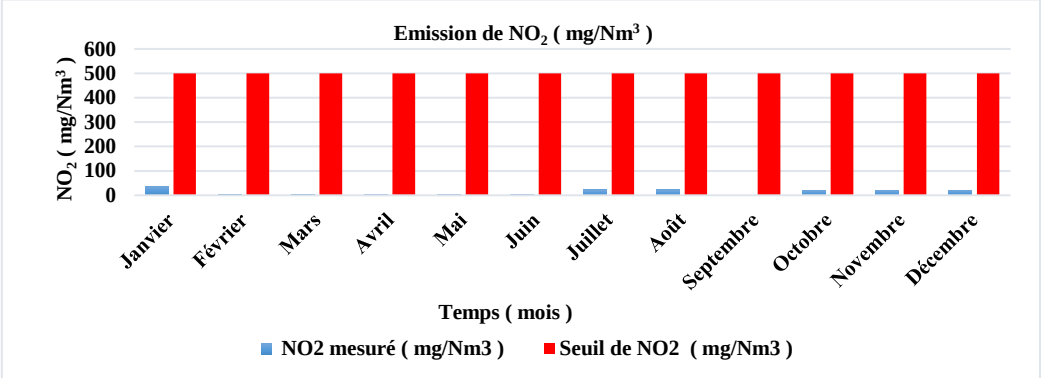


Figure 8 : Histogramme de l'émission de NO_2 en fonction du temps en 2023

3.2. Évolution de NO_Xdurantl'année2023

La Figure 9suivante représente la quantité de NO_Xémise par la cheminée des turbines en fonction du temps au cours de l'année 2023.

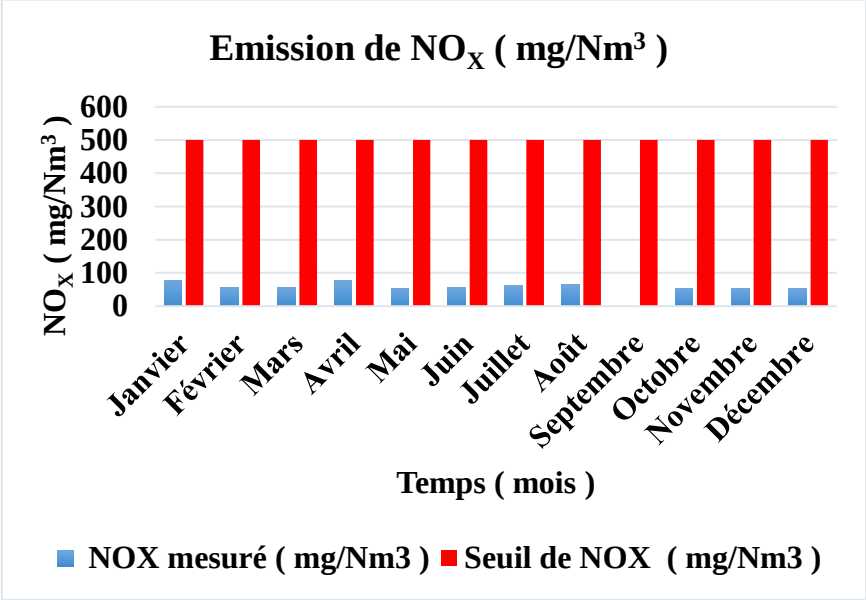


Figure 9 : Histogramme de l'émission de NOX en fonction du temps en 2023

3.3. Discussion

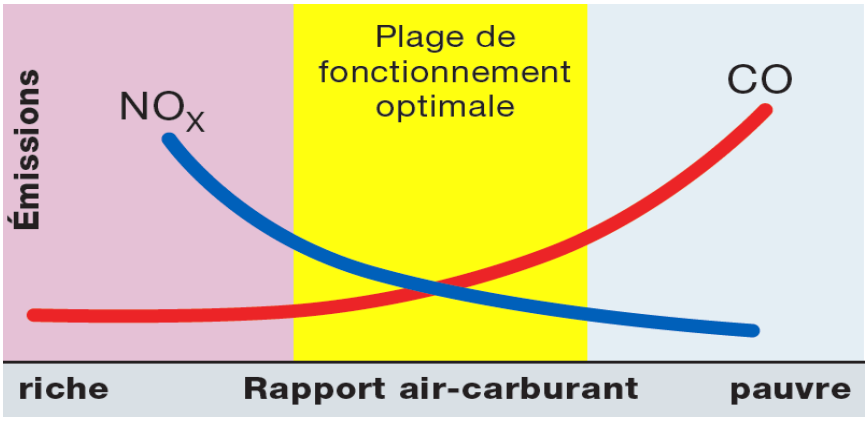
Les fumées rejetées par les turbines du complexe GP2/Z dont les quantités du (CO2); (NO); (NO_2)et (NO_X)ne dépassent pas le seuil des normes algérienne (valeur stable des seuils de fumées rejetés) sauf les émissions de CO dégagés par les turbines qui dépassent le seuil 200 mg/Nm^3. D'après le graphe on observe de changement de la variation de la quantité de CO dégagé par les turbines dans la période entre janvier et février , la quantité a augmenté de 353 mg/Nm^3 jusqu'à 1110 mg/Nm^3 à cause de démarrage des deux turbines après l'utilisation d'une seule turbine au début de janvier. Dans la période entre mars et aout la quantité de CO à rester stable car les turbine étaient dans l'état de fonctionnent normal. Entre octobre et décembre après un arrêt dans le mois de septembre la quantité de CO a augmenté beaucoup et après se stabilise mais toujours dépasse le seuil 200 mg/Nm^3.Pour cela

on a observé d'après le tableau et le graphe que la quantité de CO se varie dépend fonctionnement de turbine.

3.4. Processus de combustion typiques d'une turbine à gaz

Les particularités technologiques de la turbine à gaz sont essentiellement liées aux très hautes températures atteintes au niveau des turbines de détente (de 800 à plus de 1300°C selon les types).Cela pose des problèmes de tenue au fluage, à la fatigue ,à la corrosion des aubages en particulier.Pourlabonnetenuedesmatériauxaucontactdesgazchauds,latempératureàlasortie des chambres de combustion est limitée en dessous de950 °C par l'utilisation d'un grand excès d'air de combustion .Une partie du débit d'air 10 à 15 % sortant du compresseur est dévié pour refroidir les ailettes par l'intérieur et pour obtenir un mince film d'air frais entre l'ailette et les gaz chauds de façon à limiter autour de 800 °C la température de peau du métal. D'autre part, au niveau de la chambre de combustion, le débit d'air est divisé en plusieurs flux, environ (20%) du débit sert de comburant,(70%) sert d'air de dilution et le reste sert à refroidir les parois de la chambre et réduire la température des gaz atteignant la turbine haute pression.

La température des gaz d'échappement est aux environs de 530 °C, compte tenu de l'excès d'air de combustion, la teneur en oxygène des gaz d'échappement est de l'ordre de 15%. Le point de fonctionnement sur la courbe de combustion (voir Figure10) se déplace en fonction du rapport (air-carburant)



Limite NOx: 300 mg/Nm³ **Limite CO : 200 mg/Nm³**

Figure10 :Courbes de rapport air/ carburant pour les émissions du CO et NO_X

Une augmentation du rapport air-carburant vers un mélange pauvre plus d'O_2réduit la formation de NOXmais augmente les émissions de CO et vice versa.

3.5. Préoccupation

Les turbines à gaz fonctionnent avec un excès d'air élevé. Ceci est évident dans la teneur élevée en oxygène dans le gaz d'échappement dépassant (15 %) à la charge nominale. les chambres de combustion des turbines à gaz sont conçues pour un mélange air/carburant pauvre et ce pour maintenir la température du matériau de la chambre de combustion dans les limites de design. Néanmoins, les chambres de combustion atteignent un bon taux d'extinction dans les conditions de charge nominale. Une réduction supplémentaire de la température de combustion supprime en grande partie les émissions de NOX et ceci a été confirmé par le taux de NOX mesuré qui était environ de 56 mg/Nm³.

Un excédent d'oxygène trop élevé réduit la température de combustion au point que la température des flammes ne suffit plus pour bruler tout le carburant (HC) donc augmentation de la valeur (CXHY) dans les fumées **(voir Figure 11).**

Si la température de combustion est trop faible, cela provoque une oxydation incomplète du CO et la réaction sera donc interrompue, ceci est appelé réaction "FREEZE" donc une augmentation du taux de CO (valeursdeCOparfoisatteignent2000mg/Nm³).

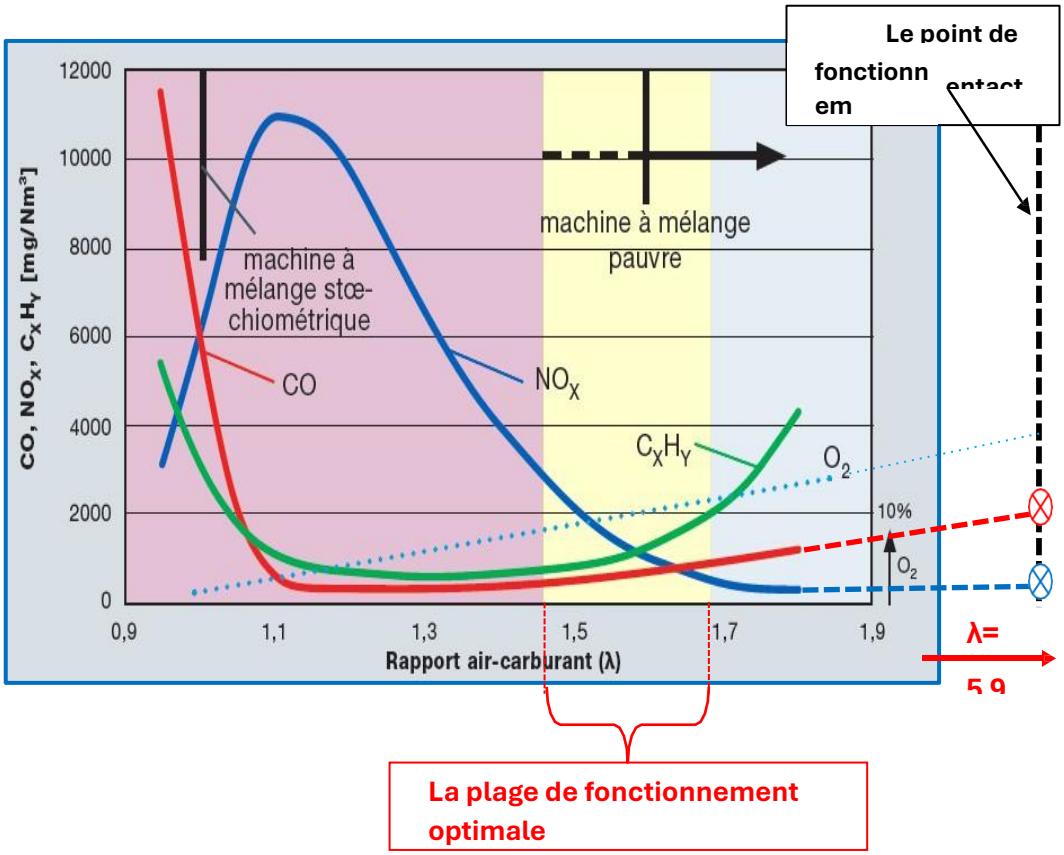


Figure 11 : Courbes de rapport air/carburant pour les émissions du CO, O2 ,NOX, CXHY

Parmi les valeurs mesurées par l'analyseur de combustion TESTO 350, le rapport air/carburant (λ= 5,92) et l'excès d'oxygène dans les gaz d'échappement est de 17,72 %, ceci montre que la combustion de nos turbines est un résultat d'un mélange air/carburant très pauvre et le point de fonctionnement se situe très loin par rapport à la plage nominale de la courbe de combustion.

3.6. Modification proposée

Sur la base de ce qui précède, le taux élevé d'émission de CO est dû principalement à l'excès d'air dans le mélange (air/carburant) et par conséquent la température de la flamme de combustion diminue et surtout dans le cas d'exploitation des turbines aux charges réduites (deux turbines en services).Pour satisfaire aux exigences règlementaires des émissions atmosphériques, le point de fonctionnement de la combustion doit être déplacé dans la plage nominale dont le rapport (air/carburant) doit se situer entre (1,5 et 1,7). Pour cela, il est nécessaire de réaliser des réajustements sur le système de combustion pour réduire soit la quantité d'air ou augmenter le débit de fuel gaz dans le bruleur.

3.7. Réalisation de la modification

Le réajustement le plus facile et applicable est de modifier la quantité d'air qui sert comme comburant dans la chambre de combustion.

En2023, les chambres de combustion ont été rénovées et des nouveaux brûleurs à gaz ont été installés en utilisant un mélange partiel air-carburant pour assurer une meilleure combustion, le carburant et l'air pré-mélangé pénètrent dans la zone de flamme principale à travers un diaphragme **(voir les Figures 12, Figure 13)**.

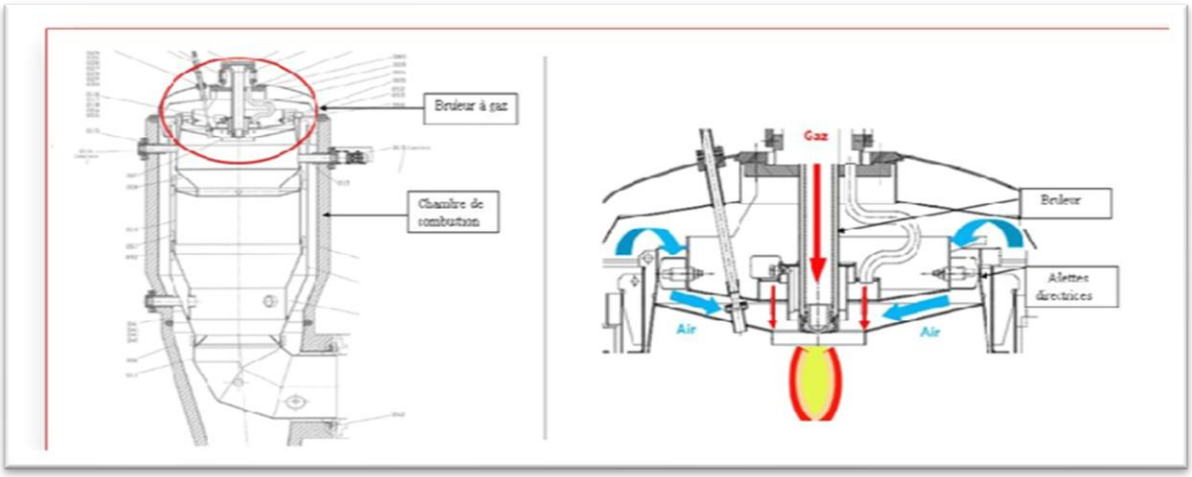


Figure 12 : Schéma détaillé de la structure de la turbine à gaz



Figure 13 : Photo de la structure de la turbine à gaz

Pour réaliser l'opération d'ajustement les ailettes directrices **(voir Figure 14),** procéder à:

Arrêtdelamachineetdéposerlatuyauteriedefuelgazdubruleuretdupilote d'allumage ;

Déposeducouverclesupérieurdelachambredecombustion ;

Déposedel'ensembledubruleur;

Desserragedesailettesdirectrices;

L'ajustement des ailettes directrices varie le débit d'air entrant dans le bruleur et influence sur la position et la stabilité de la flamme.

La variation d'angle d'ajustement est limitée (+/−7,5°).

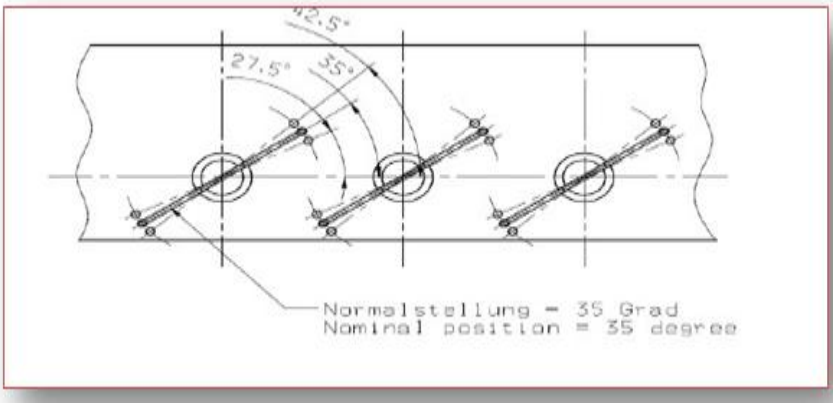


Figure 14 : Schéma d'ajustement des ailettes

La modification consiste à diminuer l'angle des ailettes directrices de la valeur nominal (35°)à la valeur minimale (27,5°) , donc la quantité d'air entrante dans le bruleur démuni et par conséquent la température de la flamme augmente et cela provoque l'oxydation complète de COet mène donc à une très faible émission de CO **(voir Figure 15)** .



Figure15 : Photod'ajustement desailettes

4. CONCLUSION

La modification utilise dans les chambres de combustion des turbine (changement d'angle des ailettes) est une solution efficace pour diminuer le taux élevé du monoxyde de carbone. Malgré que le taux reste toujours supérieur à la norme 200 mg/Nm^3. Après la réalisation de la modification sur les chambres de combustion des deux turbines TCB et TCC, il a été remarqué que le taux de CO a chuté de 1400 à 600 mg/Nm^{3,} cependant, il reste toujours supérieur à la norme exigée du moment que la modification n'a pas encore été réalisée sur la troisième turbine à gaz 430/6302A qui partage le même échappement avec les deux autres turbines auxquelles la modification a été réalisée. La réalisation de

la modification sur la troisième turbine 430/6302A nécessite son arrêt après la mise en service de la turbine à gaz 430/6302Bdont son compresseur demeure toujours sous travaux. Sur la base des résultats, on peut affirmer que les fortes émissions de CO sont causées par le faible ratio d'équivalence dans les chambres de combustion à la charge limitée. La solution la plus simple pour réduire les émissions de CO consisterait à augmenter La charge des turbines.

Cependant en raison des limitations du procès en fonction de la température ambiante, il n'est pas possible de faire fonctionner la turbine à gaz à la charge nominale. La réduction des émissions de CO mesurées lors d'un fonctionnement à charge réduite nécessite un réajustement du système de combustion. Pour un tel réajustement, une analyse plus approfondie des performances de combustion avec des mesures d'émissions sont nécessaires. Cela signifie :

Une analyse avec principe de mesure d'absorption infrarouge et différentes plages de mesure (jusqu'à 10000 ppm) ;

Un Étalonnage de l'analyseur avant et après le test avec une concentration de gaz d'étalonnage environ (1000 ppm) ;

Installation d'un dispositif des ondes d'émission multi-trous appropriées directement dans les gaz d'échappement de la turbine à gaz.

Si ces ajustements ne donnent pas de résultats pour réduire les émissions de CO dans la marge de fonctionnement admissible, des modifications sur la chambre de combustion sont possibles pour optimiser le rapport d'équivalence air / carburant dans la zone de combustion primaire. Nous recommandons pour faire la substitution des turbines de:

Réaliser une étude technico économique pour le remplacement des turbines à gaz par des moteurs électriques.

Faire une prospection auprès de TRC pour une éventuelle demande decession de nouvelles turbines de type S1 non encore exploités chez eux et mis hors exploitation.

RÉFÉRENCES

Baní M.,Trabelsi M. (2001), amélioration durendement de laturbineàgazparrefroidissement de l'air.

Belhadj H. (2014), Détection de la pollution atmosphérique à l'aide du lichen Xanthoria parietina, bio-accumulateur d'éléments traces métalliques dans le centre urbain de la ville de Sidi BelAbbes, thèse de doctorat en Sciences, Université Djillali Liabes de Sidi Bel Abbes**.**

Belkhamsa S., Abd Esselam S.(2008), « Contribution à l'étude au calcul des cycles thermodynamiques des turbines à gaz », mémoire d'ingénieur, université Ouargla**.**

Chou (2004), «discussingissuesrelatedwithdetectionofairpollutants»,agrictechnol.

Guermazi W. (2017) , Cours de Pollution et Nuisances, Université de Gabes, Faculté desSciences de Gabes**.**

Herzallah A. (2006), « Étude thermodynamique, Maintenance et Fiabilité d'une turbine à gaz MS 5002», mémoire d'ingénieur, Université de Boumerdes.

Ibrahim T, Rahman M. (2013), Effects of isentropic efficiency and enhancing strategies ongas turbine performance, Journal of Mechanical Engineering and Sciences (JMES).

Lacour S. (2016).Coursdepollutionatmosphérique inventairesd'émissions.

Mann HS, Singh PK (2016). Conceptual development of an energy recovery from the chimney flue gases using ducted turbine system. J Nat Gas Sci Eng ;33: 448e57.

Manueld'exploitation (2015),complexeGP2/Z,ActivitéAval,sonatrach**.**

Wang SH, Chen SH (2008).Blade number effect for a ducted wind turbine.J Mech Sci Technol ;22:1984e92.

Zhang L, Jin Y (2011).Effect of blade numbers on aerodynamic performance and noise of small axial flow fan. Adv Mater Res ;199e200:796e800.

COMPARATIVE EVALUATION OF PHYSICOCHEMICAL AND ELECTROCHEMICAL TREATMENTS FOR OULED FAYET LANDFILL LEACHATE

Yacine MEDKOUR[1], Sabrina KHENCHELAOUI [2], Fatima BOUMECHHOUR [3], Rabah KERBACHI[1]

[1] laboratoire sciences et technique de l'environnement, département génie de l'environnement, Ecole Nationale Polytechnique d'Alger, Alger, Algérie

[2] Département génie de l'environnement, Faculté génie mécanique et génie des procédés, Laboratoire d'étude physico chimique des matériaux et application à l'environnement, Université des sciences et de la technologie Houari-Boumédiène, USTHB, Alger, Algérie

[3] Département de Génie de l'Environnement, Faculté des Sciences, Université de Boumerdès, Avenue du 1er Novembre, 35000 Boumerdès, Algérie.

*Auteur correspondant : yacine.medkour@g.enp.edu.dz

Paper ID: 153

RÉSUMÉ

Lors de l'élimination des déchets ménagers et assimilés dans les centres d'enfouissement technique (CET), il se forme des lixiviats liquides qui doivent être traités avant tout rejet dans le milieu naturel.

Les lixiviats non traités issus du CET d'Ouled Fayet représentent une source potentielle de pollution des eaux souterraines ainsi que de celles de l'Oued Ben Brahem, récepteur final de ces effluents. Ils illustrent également les limites d'une gestion inadéquate des déchets ménagers.

L'étude de caractérisation de ces lixiviats a révélé une charge organique, minérale et azotée particulièrement élevée. Les valeurs de la demande chimique en oxygène (DCO) mesurées varient entre 5 000 et 20 000 mg O_2/L, indiquant un effluent hautement chargé et faiblement biodégradable, Afin d'en évaluer le traitement, plusieurs procédés ont été testés, notamment la coagulation-floculation (CF), l'oxydation Fenton (OF), l'électrocoagulation (EC) et l'électro-Fenton (EF). Les rendements d'abattement obtenus pour ces méthodes sont respectivement de 69 %, 80 %, 84 % et 97 %.

MOTS-CLÉS :Centre d'enfouissement technique ; Procédés de traitement ; Lixiviats.

ABSTRACT :

During the disposal of household and similar waste in Technical Landfill Centers (CET), liquid leachates are generated, which must be treated before being discharged into the natural environment.

The untreated leachates from the OuledFayet CET represent a potential source of pollution for groundwater and for the Oued Ben Brahem, the final receiver of these effluents. They also illustrate the shortcomings of inadequate household waste management practices.

The characterization study of these leachates revealed a particularly high organic, mineral, and nitrogenous load. The measured chemical oxygen demand (COD) values range between 5,000 and 20,000 mg O_2/L, indicating a highly concentrated and poorly biodegradable effluent.

To assess possible treatment methods, several processes were tested, including coagulation–flocculation (CF), Fenton oxidation (FO), electrocoagulation (EC), and electro-Fenton (EF). The removal efficiencies obtained for these methods were 69%, 80%, 84%, and 97%, respectively.

KEYWORDS: Leachates; Technical Landfill Center (Sanitary Landfill); Treatment Processes.

1. INTRODUCTION

La gestion durable et rationnelle des déchets constitue aujourd'hui, et le restera à l'avenir, l'un des principaux défis auxquels l'humanité doit faire face. L'augmentation continue et la diversification des modes de consommation entraînent une production croissante de déchets, posant ainsi de sérieux risques pour la santé publique et l'environnement.

L'augmentation constante de la production de déchets et leur prolifération dans l'espace urbain constituent un véritable défi pour les autorités locales, déjà confrontées à des besoins croissants en matière d'infrastructures, d'équipements et d'assainissement.
Malgré les progrès réalisés dans la sensibilisation et le recyclage, la quantité de déchets continue d'augmenter, conséquence directe du développement socio-économique et de l'adoption du modèle de société de consommation (Kehila. Y et al., 2010).

Le stockage des déchets en Centre de Stockage de Déchets (CSD) est devenu, sous l'impulsion de réglementations de plus en plus strictes visant à protéger l'environnement, une technologie hautement développée. Les techniques de gestion associées ont, elles aussi, considérablement progressé (Bellenfant.G., 2009).

Les lixiviats, de part leur nature liquide, sont une source concentrée de polluants. Le plus grand risque lié à la production de lixiviats est la contamination de la nappe phréatique.

La coagulation floculation à l'aide de sels de fer ou d'aluminium est un procédé largement utilisé pour l'élimination des particules colloïdales et de la matière organique dissoute (Pallier. V., 2008).

Plus récemment, c'est les techniques électrochimiques qui ont connu un grand essor, notamment les procédés d'électrocoagulation. Cette technique a été découverte au XIXème siècle et il a été prouvé qu'elle offre la simplicité, l'efficacité, la compatibilité environnementale, la sécurité, la sélectivité, pour un faible coût en particulier lorsque l'électrocoagulation est comparée au traitement biologique (BENNAJAH. M., 2007).

L'électrocoagulation est une technique de séparation alternative à la coagulation floculation qui permet la formation des cations métalliques in situ par électrodissolution d'anode métallique soluble suite au passage du courant.

Le travail que nous présentons ici porte ainsi sur l'étude de la pollution véhiculée par ces lixiviats ainsi que sur l'étude de traitement par les procédés suivants : Coagulation-Floculation (CF), Oxydation Fenton (OF), Electrocoagulation (EC), Electro-Fenton (EF).

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. Site et mode de prélèvement

Pour notre étude nous avons retenu trois points de prélèvements P1, P2 et P3 répartis en différents sites de la décharge où les lixiviats sont issus de différents casiers.

Les lixiviats prélevés en 2010 et 2011 lors de plusieurs campagnes d'échantillonnage, ont été analysés en respectant les conditions classiques de conservation des échantillons.



Figure 58: Localisation des trois points de prélèvement au CET.

2.2. Procédés de traitement des lixiviats

2.2.1. Traitement par Coagulation-Floculation (CF) :

L'étude de la coagulation par le chlorure ferrique hydraté ($FeCl_3.6\ H_2O$) pour le traitement des lixiviats consiste en trois phases successives :

Une phase initiale avec une agitation rapide de 300 tr/min pendant une minute.

Une phase lente ou la vitesse d'agitation est réduite jusqu'à 50 tr/min pour une vingtaine de minute.

Et une phase finale qui consiste à laisser décanter pendant une heure.

Les essais ont été effectués sur Jar-test équipé de 6 béchers d'un litre de marque « AQUA LYTIC AL 46-6 », avec des volumes d'échantillons de 500 ml.

2.2.2. Traitement par Electrocoagulation (EC) :

Le dispositif d'électrocoagulation utilisé au cours de cette étude est illustré par la figure 2.

Il consiste en une cellule d'électrocoagulation avec agitation, un générateur de courant électrique et d'un filtre.

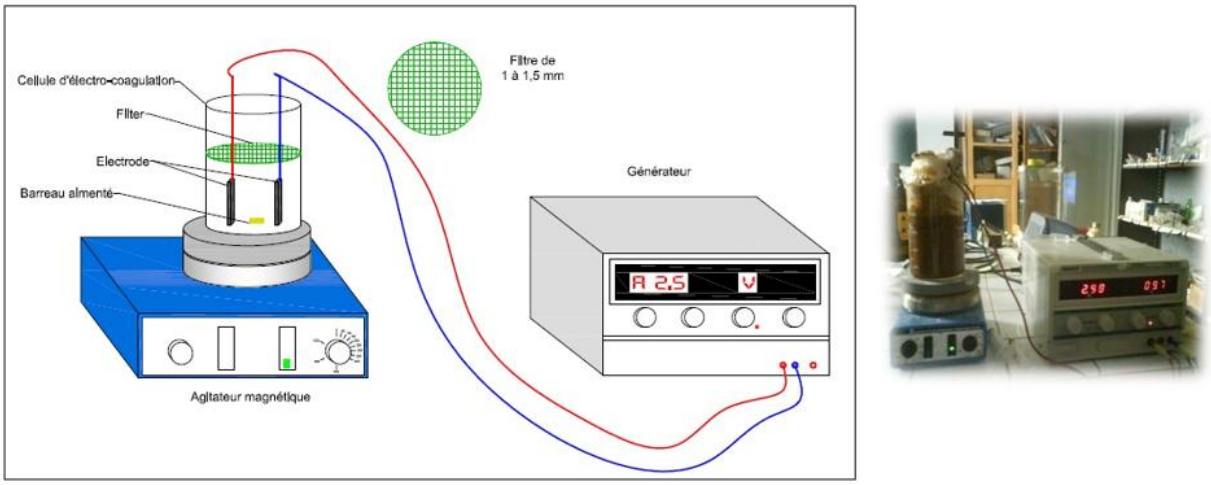


Figure 59:Schéma de dispositif expérimental

La cellule d'électrocoagulation est de géométrie cylindrique avec une capacité volumétrique de 1 litre.

Les électrodes utilisées au cours de nos expériences sont des électrodes en fer d'une surface active de 29 cm^2.

Un volume de 600 ml de lixiviat est traité pendant 90 min. au cours de ce traitement des prélèvements des échantillons sont effectués afin de calculer les rendements d'abattement de la DCO et de tracer ainsi la cinétique d'électrocoagulation en fonction des paramètres d'optimisation choisis et en fonction du temps de traitement.

2.2.3. Traitement par Oxydation Fenton (OF) :

Une première phase de réaction qui dure 2h, où la vitesse d'agitation est maintenue à 200 tr/min, et ceci afin de réaliser un réacteur parfaitement agité en batch. Dès que le jar-test est lancée, on ajoute en même temps le réactif (H_2O_2 50%, d=1,19) et le catalyseur ($FeSO_4$).

Une deuxième phase de repos de 45 min, celle-ci permet la décantation des sels notamment les sels ferriques) formés lors du processus.

On prélève ensuite quelques millilitres du surnageant à l'aide d'une pipette graduée pour analyse.

2.3.4. Traitement par Electro-Fenton (EF) :

On utilise le même réacteur que celui dans l'électrocoagulation, et les conditions opératoires sont similaires (déjà fixé par la méthode d'électrocoagulation) et par la suite on optimise la concentration en H_2O_2 ajouté et le pH.

3. RESULTATS ET DISCUSSIONS

3.1. Caractérisation des lixiviats du CET d'Ouled Fayet

Les résultats obtenus sur les différents prélèvements sont représentés dans les tableaux 1

Tableau 1 Teneurs moyennes et extrêmes des différents paramètres caractérisant les lixiviats.

paramètres	Point de prélèvement P_1		Point de prélèvement P_2		Point de prélèvement P_3		Normes [59]
	Valeur moyenne	Intervalle de variation	Valeur moyenne	Intervalle de variation	Valeur moyenne	Intervalle de variation	
pH	8,31	8,15 - 8,68	8,54	8,35 – 8,75	7,74	7,6 – 7,89	**6,5 à 8,5**
Conductivité (ms/cm)	16,59	6,95 – 35,5	10,73	5,88 – 20,4	15,89	7,52 – 32,5	
Potentiel Redox (mV)	- 80,32	(-68,6) – (-100)	- 88,05	(-80) – (-96)	- 52,02	(-41,4) – (-62)	
Température (°C)	23,67	16,5 – 27,7	24	18,6 – 28,3	21,66	16 – 27,8	**30**
DCO (mg O_2/l)	19833,9	13347 - 27060	7885,4	4576,3-10065	7594,85	5491,6 –10786	**120**
DBO_5 (mg O_2/l)	2260	2260	1214	1214	1256,5	904 - 1609	**35**
DBO_5/DCO	0,11	0,11	0,19	0,19	0,17	0,16 – 0,19	
COT (mg/L)	1900	1900	574,6	574,6	881,5	843,2 - 919,8	
NH_4^+ (g/l)	12,01	4,89 - 20	5,59	3000 - 10169	10,90	7000 - 19314	
NO_3^- (mg/l)	162,13	25 – 340,54	132,24	21 – 251	381	2,208 – 1407	
NO_2^- (mg/l)	5,24	1,12 – 16,5	1,67	0,21 – 4,5	2,23	0,43 – 7	
PO_4^{3-} (mg/l)	52,08	12,24 – 119	34,87	9,89 – 41	67,06	15,89 – 128	**10**
SO_4^{2-} (mg/l)	425,92	200 – 823,2	397,6	109 – 893	181,74	45,45 – 427	
Cl^- (g/l)	2,29	0,79 – 3,70	2,29	1,99 – 3,18	2,61	1,70 – 4,52	
HCO_3^- (g/l)	20,43	19,52 – 21,35	13,72	12,81 – 14,64	17,69	14,64- 19,52	
Résidu sec (g/l)	22,75	15,59 – 27,33	11,01	8,34 – 12,34	14,61	11,34 – 20,34	
MES (g/l)	2,73	1,33 – 3,64	2,32	1,20 – 3,12	1,76	1,23 – 2,36	**0,035**
MVS (g/l)	1,97	0,97 – 2,7	1,64	0,42 – 2,61	1,09	0,64 – 2,01	
Ca^{2+} (g/l)	96,16	0,24 – 145,1	57,95	0,33 – 87,25	83,84	0,27 – 123,53	
Na^+ (g/l)	3,12	2,67 – 4,01	2,55	1,78 – 3,84	3,58	1,33 – 6,99	
K^+ (g/l)	2,08	0,71 – 2,76	1,66	0,70 – 2,38	41,58	0,71 – 161,6	
Ni^{2+} (mg/l)	22	22	22	22	9,91	0,83 - 19	**0,5**
Cu^{2+} (mg/l)	2,5	2,5	1,8	1,8	15,06	1,7 - 28,42	**0,5**
Zn^+ (mg/l)	3	3	5	5	1,42	0,85 - 2	**3**
Al^+ (mg/l)	5	5	4,8	4,8	5,7	4,4 - 7	
Fe (mg/l)	7,1	7,1	16	16	20	20	**3**
Cd^+ (mg/l)	5	5	6	6	5	5	**0,2**

3.1. Traitement des lixiviats d'ouled fayet

3.1.1. Traitement par Coagulation-Floculation (CF) :

La figure suivante illustre, l'Évolution de l'élimination de la DCO en fonction du pH

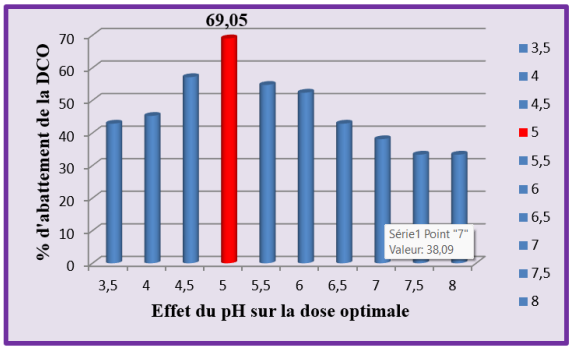


Figure 60:Évolution de l'élimination de la DCO en fonction du pH

Le tableau suivant montre l'influence du pH sur la dose optimale

Tableau 2 Caractérisation du lixiviat après traitement (CF)

paramètres	Avant traitement	Après traitement CC	Normes
Couleur	Marron Noirâtre	Marron Claire	
Odeur	Nauséabonde prononcée	Faible Odeur	
pH	5	2,2	**6,5 à 8,5**
Potentiel Redox (mv)	-57	193	
Température (°C)	19,6	-	**30**
DCO (mg O_2/l)	4271,23	1322,05	**120**
DBO_5 (mg O_2/l)	904	-	**35**
NH_4^+ (mg/l)	7000	6448	
NO_3^- (mg/l)	19	12	
NO_2^- (mg/l)	7	2,02	
PO_4^{3-} (mg/l)	128	28,59	**10**
SO_4^{2-} (mg/l)	427	10627,3	
Cl^- (mg/l)	4517,25	1704	
HCO_3^- (mg/l)	14640	pH < 4.3	
COT (mg/L)	919,8	478,6	

3.1.2. Traitement par Electrocoagulation (EC) :

Le rendement d'abattement de la DCO, après fixation des conditions est :La figure suivante illustre, l'abattement de la DCO en fonction du temps.

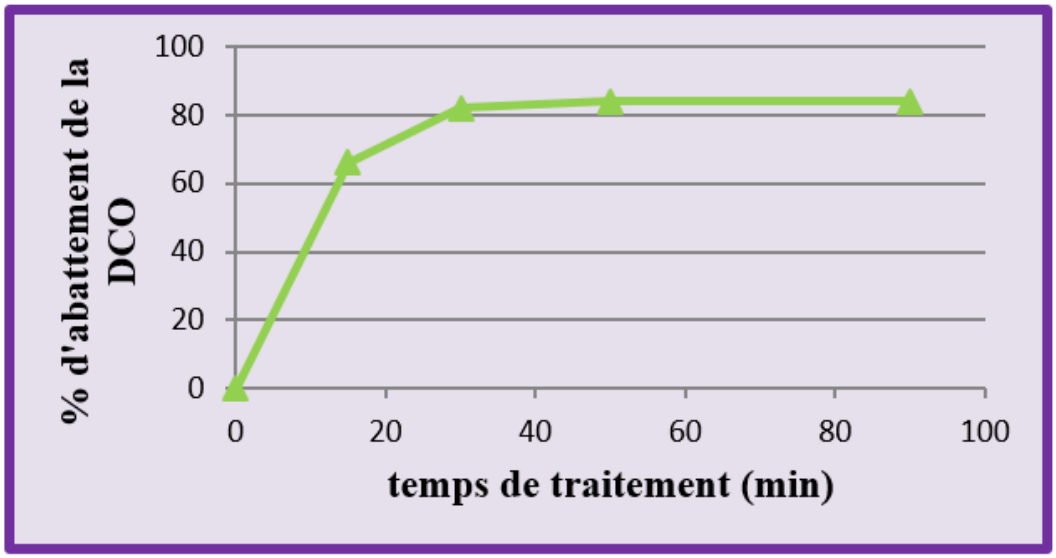


Figure 61:Représentation de l'abattement de la DCO.

(Nombre d'électrode = 2, e=1,7 cm, v= 150 tr/min, pH=5, i= 2,5 A)

Le tableau suivant montreCaractérisation du lixiviat après traitement électrocoagulation

Tableau 3 Caractérisation du lixiviat après traitement (EC)

paramètres	Avant traitement	Après traitement EC	normes
Couleur	Marron Noirâtre	/	
Odeur	Nauséabonde prononcée	/	
pH	5	8,6	**6,5 à 8,5**
Potentiel Redox (mv)	-57	-100	
Température (°C)	19,6	-	**30**
DCO (mg d'O_2/l)	4271,23	681,3	**120**
DBO_5 (mg d'O_2/l)	904	-	**35**
NH_4^+ (mg/l)	7000	5217	
NO_3^- (mg/l)	19	3,19	
NO_2^- (mg/l)	7	1.008	
PO_4^{3-} (mg/l)	128	4,79	**10**
SO_4^{2-} (mg/l)	427	10818,2	
Cl^- (mg/l)	4517,25	1420	
HCO_3^- (mg/l)	14640	988,2	
CO_3^{2-} (mg/l)	pH < 8,3	317,2	
COT (mg/L)	919,8	655,6	

3.1.3. Traitement par Fenton-Chimique (FC) :

La figure suivante illustre, influence du pH de Fenton sur le % d'abattement

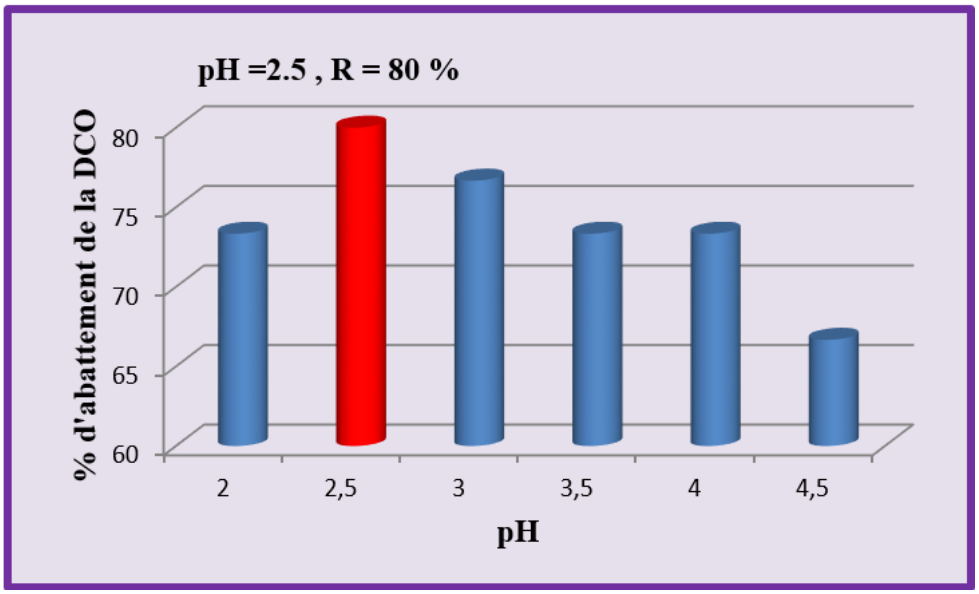


Figure 62:influence du pH de Fenton sur le % d'abattement.

Le tableau suivant montre la caractérisation du lixiviat après traitement Fenton Chimique

Tableau 4 Caractérisation du lixiviat après traitement (FC)

paramètres	Avant traitement	Après traitement FC	normes
Couleur	Marron Noirâtre	Marron jaunâtre	
Odeur	Nauséabonde prononcée	Faible Odeur	
pH	3	2,50	**6,5 à 8,5**
Potentiel Redox (mv)	-57	243	
Température (°C)	19,6	-	**30**
DCO (mg d'O_2/l)	4271,23	854,2	**120**
DBO_5 (mg d'O_2/l)	904	-	**35**
NH_4^+ (mg/l)	7600	5200	
NO_3^- (mg/l)	19	13	
NO_2^- (mg/l)	7	2,3	
PO_4^{3-} (mg/l)	128	14,3	**10**
SO_4^{2-} (mg/l)	427	10209	
Cl^- (mg/l)	4517,25	1400	

3.1.4. Traitement par Fenton-Chimique (EF)

La figure suivante illustre l'influence du pH sur le traitement de lixiviat par le procédé d'Électro-fenton.

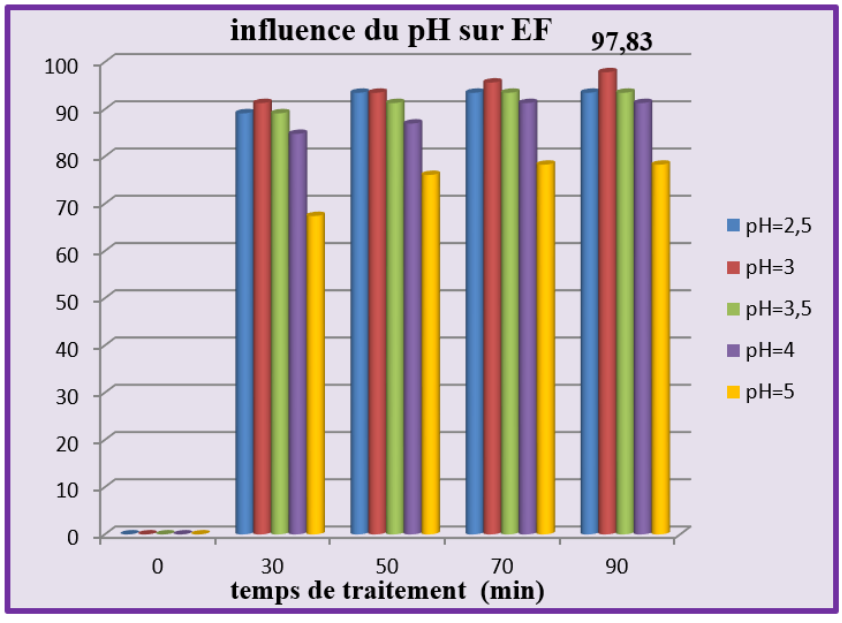


Figure 63: Influence du pH dans l'EF

Le tableau suivant montreCaractérisation du lixiviat après traitement électro Fenton

Tableau 5 Caractérisation du lixiviat après traitement (EF)

paramètres	Avant traitement	Après traitement EF	normes
Couleur	Marron Noirâtre	/	
Odeur	Nauséabonde prononcée	/	
pH	3	6.6	**6,5 à 8,5**
Potentiel Redox (R.P.)		78	
Température (°C)	19,6	-	**30**
DCO (mg d'O_2/l)	4271,23	101,7	**120**
DBO_5 (mg d'O_2/l)	904	-	**35**
NH_4^+ (mg/l)	7000	4074	
NO_3^- (mg/l)	19	6	
NO_2^- (mg/l)	7	3,02	
PO_4^{3-} (mg/l)	128	5,72	**10**
SO_4^{2-} (mg/l)	427	11209,1	
Cl^- (mg/l)	4517,25	1278	
HCO_3^- (mg/l)	14640	780,8	
CO_3^{2-} (mg/l)	pH < 8,3	0	
COT (mg/L)	919,8	411,7	
Ca^{2+} (g/l)	90	92,18	
Al^+ (mg/L)	7	6,25	

4. CONCLUSION

La gestion des déchets demeure un enjeu complexe, même à l'heure actuelle. En Algérie, le recours aux centres d'enfouissement technique (CET) apparaît comme la solution la plus adaptée pour les déchets ménagers, compte tenu de leur forte biodégradabilité.

Quatre procédés de traitement ont été utilisés, à savoir la coagulation-floculation (CF), l'oxydation Fenton (OF), l'électrocoagulation (EC) et l'électro-Fenton (EF). Les rendements d'abattement obtenus pour ces méthodes sont respectivement de 69 %, 80 %, 84 % et 97 %.

En conclusion, les rendements d'abattement de la DCO des lixiviats obtenus par les procédés d'électrocoagulation et d'électro-Fenton se sont révélés très satisfaisants, en comparaison avec ceux obtenus par les procédés de coagulation-floculation et de Fenton chimique.

RÉFÉRENCES

Kehila. Y, Mezouari. F, Bouhadiba. Brahim, Matejka. G, «Impact des décharges publiques sur l'environnement en Algérie : Quelles perspectives pour une gestion efficiente des lixiviats?», EPAU, 2010.

BELLENFANT.G, «Modélisation de la Production de Lixiviat en Centre de Stockage de Déchets Ménagers», Thèse de Doctorat, I.N.P.L, septembre 2009.

PALLIER. Virginie, «Elimination de l'Arsenic par Coagulation Floculation et Electrocoagulation d'Eaux Faiblement Minéralisées», Thèse de Doctorat, Université de Limoges, décembre 2008.

BENNAJAH. Mounir, «Traitement des rejets industriels liquide par électrocoagulation/électroflotation en réacteur airlift», Thèse de doctorat, De L'institut National Polytechnique De Toulouse, Décembre 2007.

ASSESSMENT OF SOIL EROSION VULNERABILITY IN THE CHELIFF BASIN, ALGERIA, USING RUSLE AND A HYDRODYNAMIC MODEL

Zineb MAROUF[*1], Saâdia BENMAMAR[1], Oussama DERDOUS[1,2], Salah Eddine TACHI[1,3], Meriem CHETIBI[1]

[1]Hydraulic Department, Laboratoire des Ressources en Eau / Ecole Nationale Polytechnique, Algiers, Algeria

[2]Faculty of Earth Sciences, Geography and Territory Planning, University of Constantine 1, Campus Zouaghi Slimane, Constantine, Algeria

[3]Department of Geology, Water Resources and Sustainable Development Laboratory, Badji Mokhtar-Annaba University, Annaba, Algeria

*Corresponding author: zineb.marouf@g.enp.edu.dz

Paper ID: 125

ABSTRACT

Water erosion is a natural process driven by the kinetic energy of raindrops, which detaches and transports soil particles. Understanding this phenomenon is essential for mitigating its adverse environmental effects, including reduced soil fertility, reservoir sedimentation, and water quality degradation. This study identifies areas vulnerable to water erosion in Algeria's Cheliff basin using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), an empirical model that quantifies soil loss. The RUSLE integrates five key factors: R factor (rainfall erosivity), LS factor (slope length and steepness), K factor (soil erodibility), C factor (cover management), and P factor (conservation practices). The total soil loss is calculated by multiplying these factors. To complement these findings, HEC-RAS, a 1D/2D hydrodynamic model, was applied to assess erosion in a section of Oued Rhiou river in the basin's northern region. The results from both methodologies reveal that the northern Cheliff basin is highly susceptible to water erosion. Hydrodynamic modeling of Oued Rhiou river further confirmed that high-velocity water flows contribute significantly to soil erosion in this river. These findings highlight the urgent need for targeted watershed management strategies to reduce erosion's environmental impact.

KEYWORDS: Water erosion, Cheliff basin, RUSLE, HEC-RAS, Hydrodynamic modeling, GIS.

1. INTRODUCTION

Soil erosion by water is a natural phenomenon that results from the detachment and transport of soil particles by the kinetic energy of raindrops (Maurya et al. 2021). Various natural and anthropogenic factors, including precipitation patterns, topography, vegetation cover, land use and land cover, and human activities, influence this process (Bouamrane et al. 2022). Understanding this phenomenon is crucial for mitigating its significant environmental impacts. The most severe consequences include: (1) reduced soil fertility due to the loss of nutrient-rich topsoil, which diminishes agricultural productivity and threatens food security; (2) sedimentation of water reservoirs, where eroded particles accumulate in dams and reservoirs, decreasing water storage capacity while increasing flood risks; and (3) degradation of water quality through increased turbidity and pollutants, which harms aquatic ecosystems and compromises drinking water supplies (Bouguerra et al. 2017)

The Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), derived from the original Universal Soil Loss Equation (USLE), stands out as the most widely used empirical model in soil erosion assessment studies. RUSLE quantifies soil loss due to water erosion by considering five factors: Rainfall erosivity (R), soil erodibility (K), slope length and steepness (LS), cover management (C), and conservation practice factor (P) (Segura et al. 2017).However, RUSLE provides a static, long-term average estimate and does not account for the dynamic hydrological processes that influence sediment transport and deposition, which requires overcoming this limitation, hydrodynamic modeling offers a complementary approach by simulating water flow and sediment dynamics under varying hydrological conditions. In this study, we integrate RUSLE with HEC-RAS (Hydrologic Engineering Center's River Analysis System), a robust hydrodynamic model, to assess overland and channel erosion processes in Algeria's Cheliff Basin (northwestern region). This dual-model approach enhances erosion vulnerability assessment across different spatial and temporal scales, providing a more comprehensive understanding of erosion mechanisms.

Our findings support better-informed soil conservation and watershed management strategies, particularly in regions susceptible to heavy rainfall and land degradation. This study also advances erosion risk assessment methodologies, offering insights for sustainable land use planning.

2. STUDY AREA

The Cheliff basin, located in the northwestern region of Algeria, extends between longitudes 0°7′57″ and 3°30′49″ E and latitudes 33°53′34″ and 36°26′33″ N (figure 1), covering a total area of 43775 km2 and a perimeter of 1388 km (Marouf et al. 2025). This basin is traversed by Algeria's longest river, which measures 760 km in length and contains 17 significant dams, collectively holding a volume of 1700 hm^3 . The agricultural sector serves as the primary consumer of water within the basin, with irrigated agriculture covering an extensive area of approximately 2419 km^2. The study area is characterized by a Mediterranean climate, with hot and dry summers and cool and temperate winters. According to the Emberger aridity index, approximately 75% of the basin area is classified as arid, while the remainder is semi-arid . The basin receives an annual rainfall of about 423 mm. Rainfall decreases as

we move farther from the sea, ranging from 896 mm in the north to 257 mm in the south (Bouchelkia et al. 2014, Derdous et al. 2021).

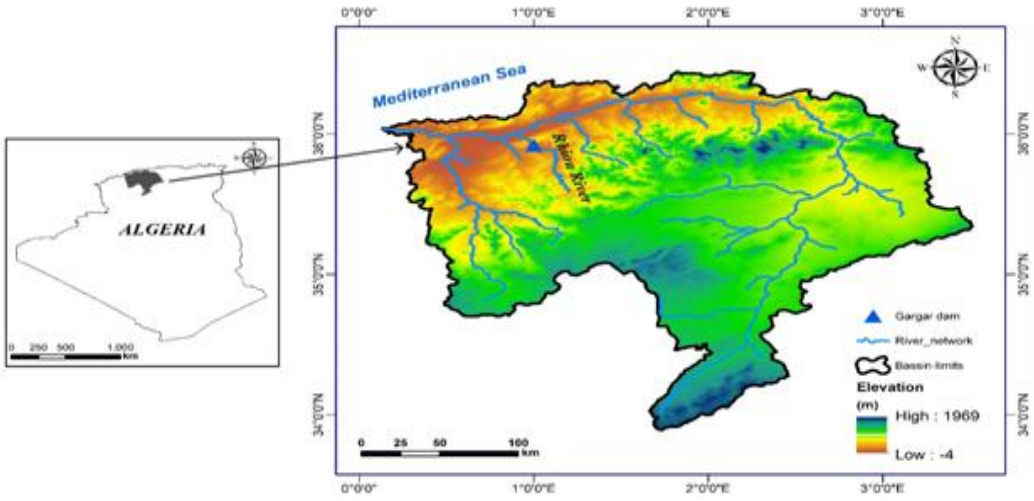


Figure 1: Geographical location of the study area

3. MATERIALS AND METHODS

3.1. Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE):

The Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) introduced by Renard (1997) is the standard method for modeling water erosion worldwide. This empirical model is a revised version of the Universal Soil Loss Equation (USLE) developed by Wischmeir and Smith (1978). Both USLE and RUSLE are based on the mathematical interpretation of different physical and anthropogenic factors influencing soil erosion in a given area (Panditharathne et al. 2019)

The main advantages of the RUSLE model are its low data requirement compared to other empirical models, its applicability, and its accurate predictions in large watersheds. Besides, it can be easily combined with geographical information system (GIS) and remote sensing technologies to assess water erosion (Maurya et al. 2021). According to RUSLE, the average annual soil loss in a given area is calculated by multiplying five physical and anthropogenic factors, as represented by the following equation:

$$A = R * K * LS * C * P \quad \text{Eq (1)}$$

Where A— the average soil loss by water at each cell (t h^{-1} y^{-1}); R—rainfall erosivity factor (MJ mm ha^{-1} h^{-1} y^{-1}); K—Soil erodibility factor (t ha h ha^{-1} MJ^{-1} mm^{-1}); LS—Slope length and steepness factor; C—Cover management factor; P—Support practice factor.

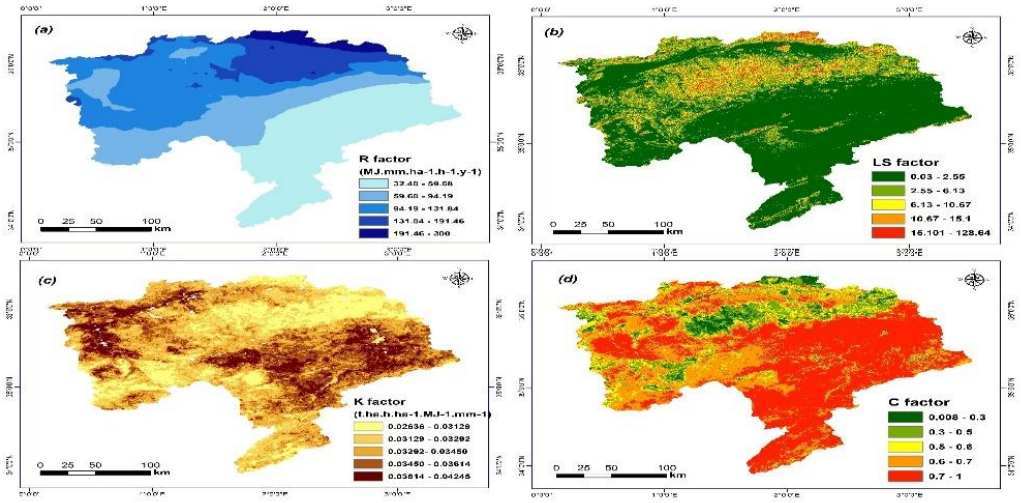


Figure 2: RUSLE factors (a) R factor (b) LS factor (c) K factor (d) C factor (P factor =1)

3.2. Soil erosion modelling of a section of Oued Rhiou river using HEC-RAS

HEC-RAS, developed by the Hydrologic Engineering Center, is a hydraulic modeling software capable of performing:1D steady and unsteady flow calculations,2D unsteady flow simulations, Sediment transport and mobile bed analyses, and Water temperature and quality modeling.

The software is designed to simulate flow dynamics in both natural and engineered systems, including river channels, floodplains, levees, and other hydraulic structures, using one-dimensional and two-dimensional approaches.

The hydraulic modelling tool was employed in this study to simulate the water flow on a section of the Oued Rhiou river, which is one of the main attributaries of the Cheliff basin, it originates in the Ouarsenis mountains and flows northward across the Relizane region before joining the Cheliff river in the middle course.

This specific reach was selected for study due to its dual significance. Located upstream of the Gargar dam as represented in Figure 3, it is a major sediment source, where erosion contributes directly to reservoir sedimentation, threatening the dam's functionality. Concurrently, its proximity to the town of Ammi Moussa exacerbates a critical geomorphic hazard, where lateral bank erosion undermines infrastructure and risks flooding, necessitating urgent investigation for risk mitigation.

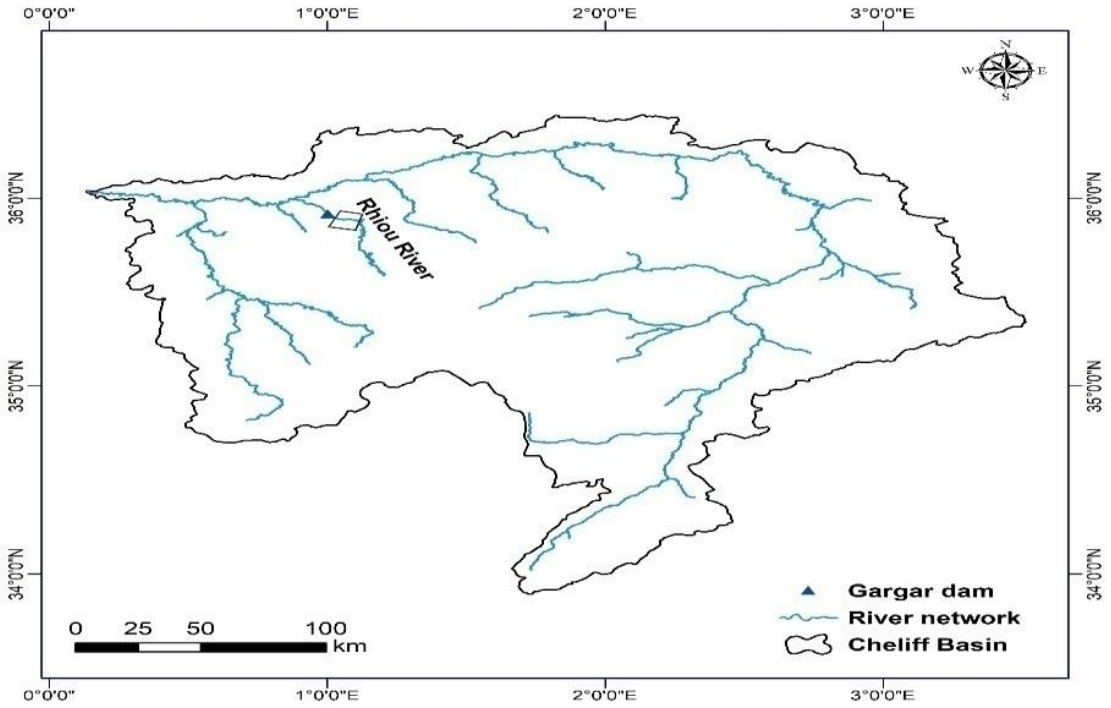


Figure 3: Location of the studied Oued Rhiou river section

4. RESULTS AND DISCUSSIONS

4.1. Rusle

The soil loss map based on RUSLE, generated using Eq. 1, is presented in Figure 3. The Cheliff basin shows an annual average soil loss of 6 t ha^{-1} y^{-1}, with 28.92% of the basin's area exceeding Algeria's tolerable soil loss threshold of 7 t ha^{-1} y^{-1}, as reported by Bouguerra et al. 2017. The water erosion susceptibility map, derived from RUSLE, was produced by normalizing the soil loss map (Fig. 4) using the Fuzzy membership function in GIS. The resulting map is shown in Figure 5. The susceptibility map was classified into five levels using the natural breaks method in GIS, a widely used approach for classifying susceptibility levels across various disciplines. The classification reveals that the very low, low and moderate classes are the most predominant, representing 57.05, 21.24 and 13.11% of the study area, respectively. Areas of high and very high erosion susceptibility represent respectively 6.41, and 2.19% of the Cheliff basin area and coincide with the northern mountain chains where the LS factor exceeds 10.67.

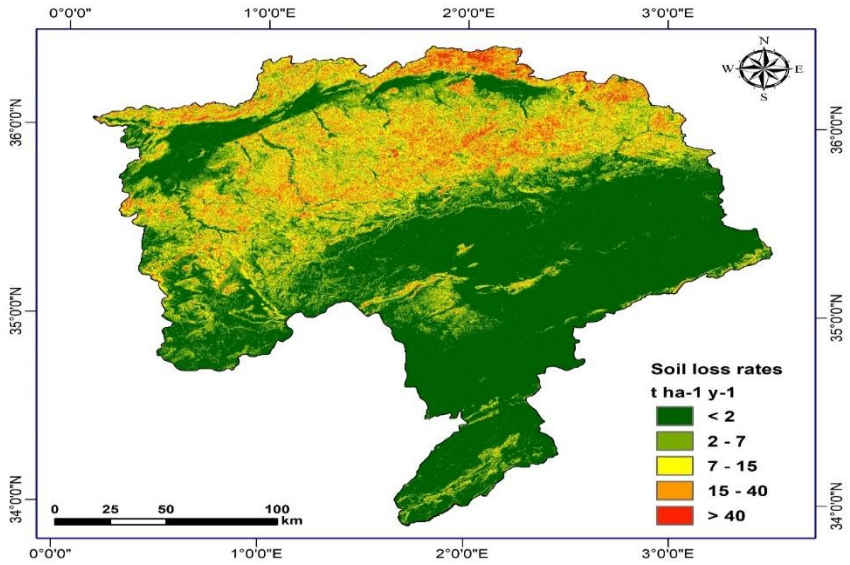


Figure 4: Soil loss rates

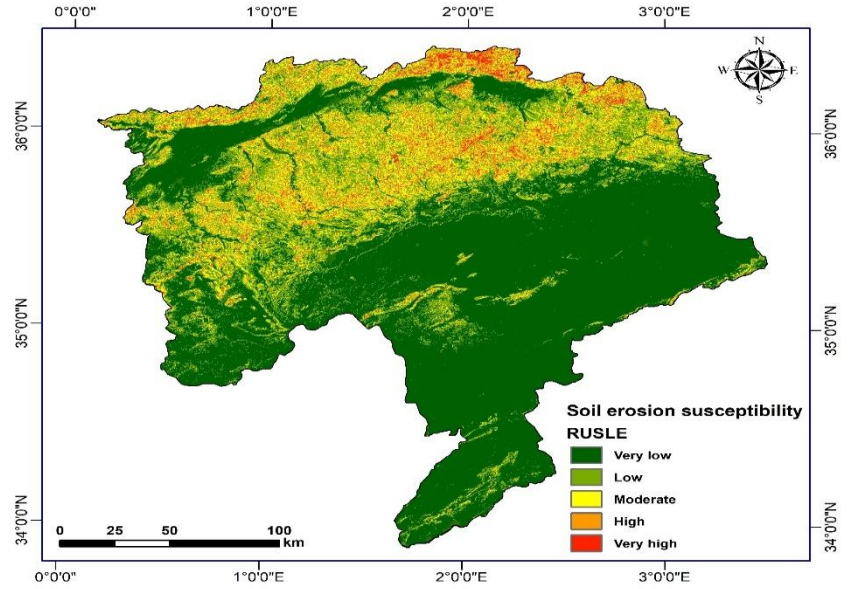


Figure 5: Soil erosion susceptibility map

4.2. HEC-RAS modeling

The study area was represented in HEC-RAS using a 2D computational mesh covering both the main channel of Oued Rhiou river and the adjacent urbanized zones (Figure 7). The mesh resolution was adapted to the topographic variability, with finer cells in the riverbed and built-up areas to better capture flow dynamics.

At the upstream boundary, a flow hydrograph was imposed for a proposed event (Figure 6), with a hypothetical peak discharge of 150 m^3/s, representing the rising limb, peak, and recession of the flood wave. The downstream boundary was set as a normal depth condition with a friction slope of 0.017 (Figure 6), a common approach in the absence of detailed hydraulic data. Such hypothetical boundary conditions are often adopted in data-scarce basins as a way to test the hydraulic behavior of the model and to provide insights into flood propagation under plausible scenarios.

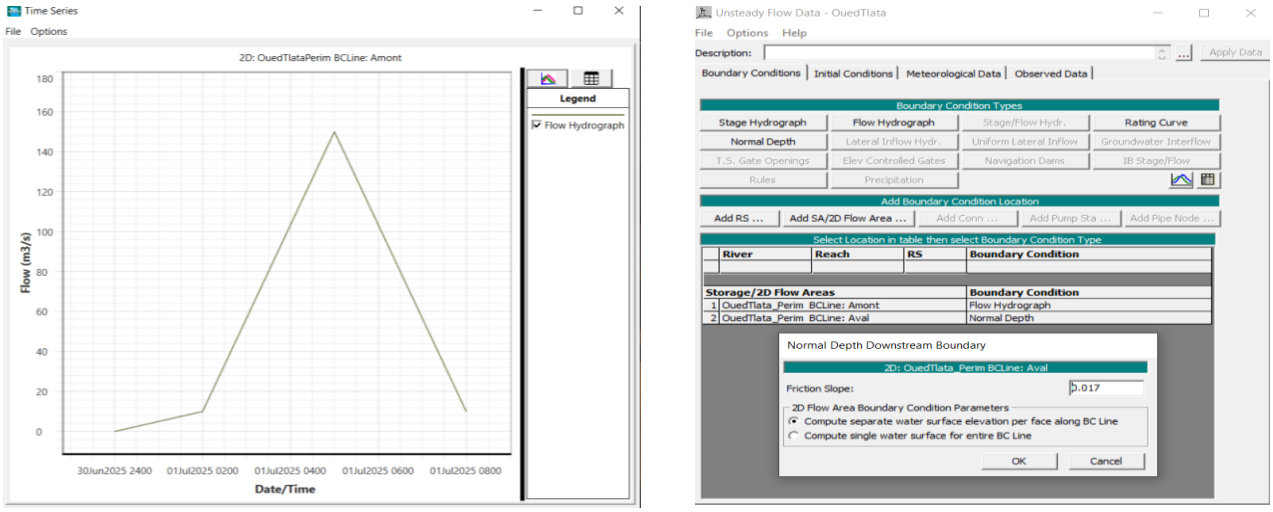


Figure 6 : Upstream and downstream boundary conditions in HEC-RAS

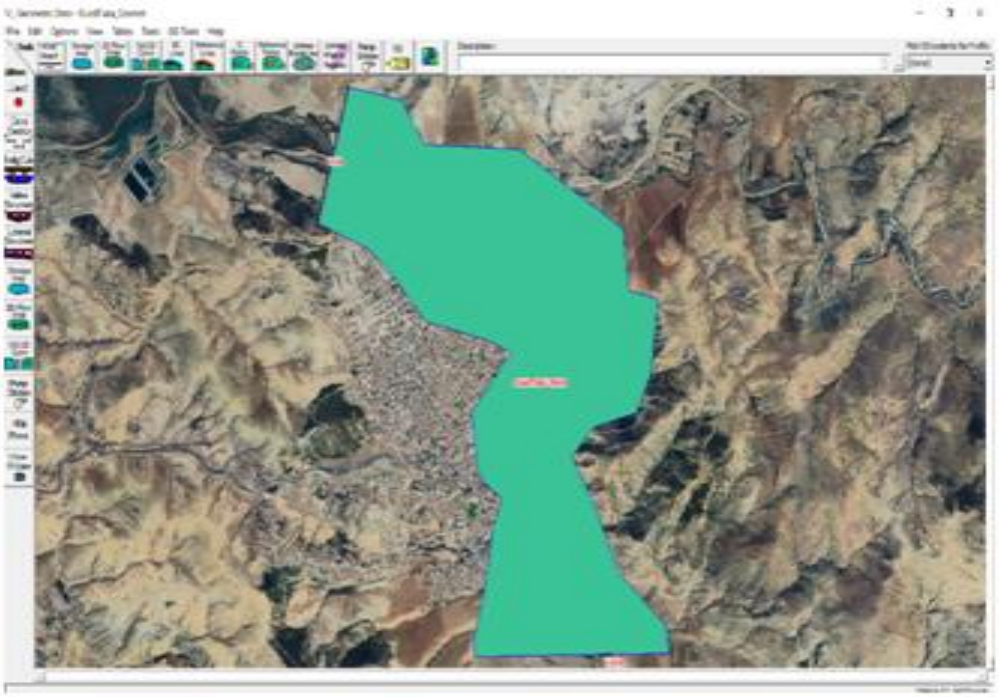


Figure 7: Computational 2D mesh of the Oued Rhiou riverdomain in HEC-RAS

The study revealed that the water flow velocity significantly exceeds the critical erosion threshold (2 m/s) for a peak discharge of 150 m3/s (see figure 8), confirming severe hydraulic erosion along the riverbed. Unlike the RUSLE model (Revised Universal Soil Loss Equation), which assesses only hillslope soil erosion, this hydraulic modeling approach quantified channel erosion caused by water flow—a process not accounted for in conventional empirical methods.

These findings highlight the importance of combining different approaches (hydraulic and pedological) for a comprehensive erosion risk assessment in watersheds, particularly in dynamic geomorphic settings such as Oued Rhiou river.

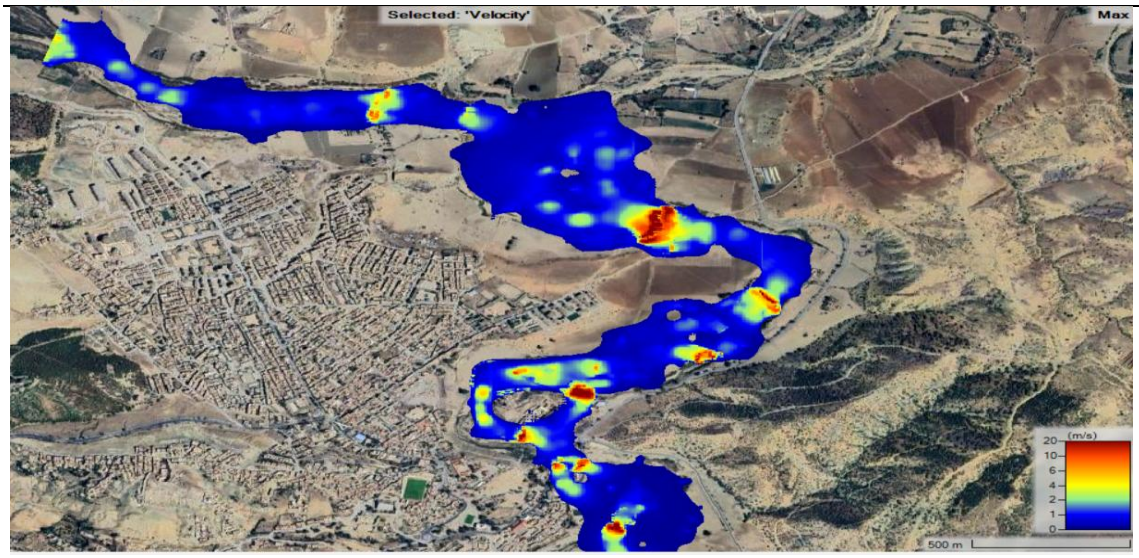


Figure 8: Oued Rhiou river flow modelling using HEC-RAS

4.3. Results validation using Google Earth satellite imagery:

The validation of the HEC-RAS simulation was supported by a comparative analysis of Google Earth imagery. The 2010 and 2023 images clearly illustrate morphological changes in the studied Oued Rhiou river section, including channel widening, bank instability, and loss of riparian vegetation (see Figure 9). These temporal changes are consistent with the simulated patterns of erosion and deposition. Furthermore, an additional high-resolution Google Earth image (see Figure 10), where visible traces of active erosion (ravines, bare soils, and unstable banks) are evident, provides visual evidence of the ongoing processes. The agreement between the model outputs and the observed features confirms the reliability of the hydrodynamic simulation in representing erosion dynamics in the study area.



Figure 9: Comparative evolution of the Oued Rhiou river reach between 2010 (top) and 2023 (bottom)

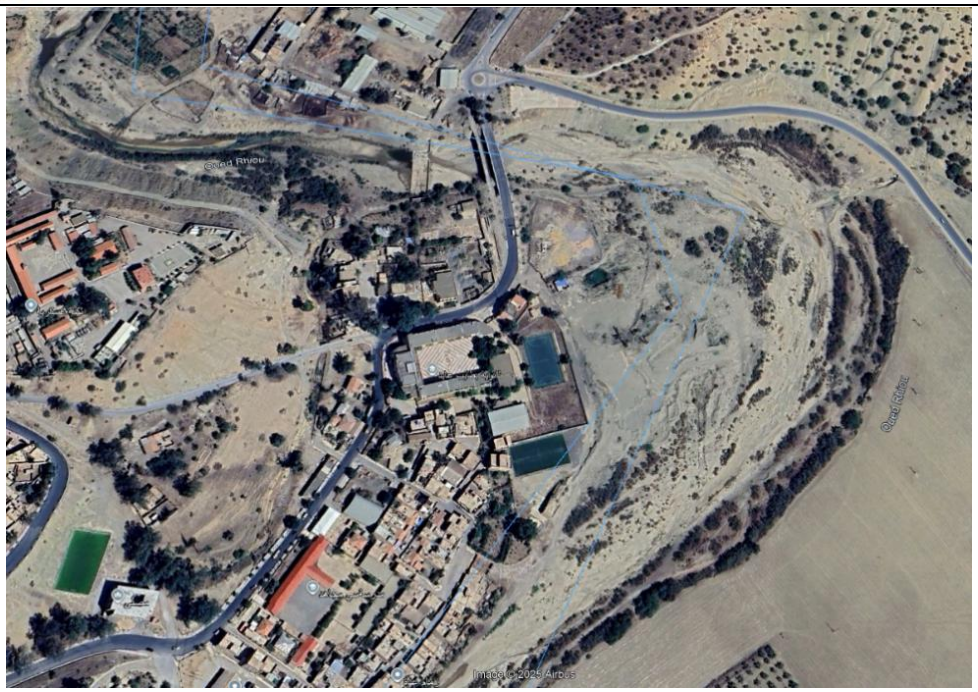


Figure 10: Traces of active erosion in a section of Oued Rhiou river

5. CONCLUSION

In this study, we assessed soil erosion susceptibility in the Cheliff Basin using two complementary approaches: the RUSLE model and the HEC-RAS hydrodynamic model. RUSLE, an empirical model, focuses on sheet and rill erosion across hillslopes, while HEC-RAS allows for the simulation of water flow characteristics such as depth and velocity, thereby capturing channel dynamics.

Application of the RUSLE model revealed that the northern part of the Cheliff Basin, particularly areas with steep slopes, is highly vulnerable to soil erosion. On the other hand, HEC-RAS modeling of the Oued Rhiou river (within the Cheliff watershed) showed flow velocities exceeding 2 m/s, surpassing the critical erosion threshold and indicating significant bed erosion.

By integrating both models, we provide a more comprehensive assessment of erosion: RUSLE captures diffuse hillslope erosion, while 2D HEC-RAS quantifies concentrated erosion along watercourses and simulates the impact of flow on river morphology.

This combined approach enables more effective targeting of erosion control measures—such as bank stabilization and anti-runoff structures—by addressing both hillslope and fluvial processes.

REFERENCES

Bouchelkia, H., Belarbi, F., & Remini, B. (2014). Quantification of suspended sediment load by double correlation in the watershed of Chellif (Algeria). Journal of Water and Land Development.

Bouguerra, H., Bouanani, A., Khanchoul, K., Derdous, O., & Tachi, S. E. (2017). Mapping erosion prone areas in the Bouhamdane watershed (Algeria) using the Revised Universal Soil Loss Equation through GIS. Journal of Water and Land Development, 32(1), 13.

Derdous, O., Bouamrane, A., & Mrad, D. (2021). Spatiotemporal analysis of meteorological drought in a Mediterranean dry land: case of the Cheliff basin–Algeria. Modeling Earth Systems and Environment, 7(1), 135-143.

Maurya, S., Srivastava, P. K., Yaduvanshi, A., Anand, A., Petropoulos, G. P., Zhuo, L., & Mall, R. K. (2021). Soil erosion in future scenario using CMIP5 models and earth observation datasets. Journal of Hydrology, 594, 125851.

Marouf, Z., Derdous, O., Benmamar, S., & Tachi, S. E. (2025). Water erosion susceptibility assessment using RUSLE, AHP and ANN: A comparative study in the Cheliff Basin—Algeria. Eurasian Soil Science, 58(3), 1-13.

Panditharathne, D. L. D., Abeysingha, N. S., Nirmanee, K. G. S., & Mallawatantri, A. (2019). Application of revised universal soil loss equation (Rusle) model to assess soil erosion in "kalu Ganga" River Basin in Sri Lanka. Applied and Environmental Soil Science, 2019(1), 4037379.

Renard, K. G. (1997). Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). US Department of Agriculture, Agricultural Research Service.

Segura, C., Sun, G., McNulty, S., & Zhang, Y. (2014). Potential impacts of climate change on soil erosion vulnerability across the conterminous United States. Journal of Soil and Water Conservation, 69(2), 171-181.

Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning (No. 537). Department of Agriculture, Science and Education Administration.