

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Ecole Nationale Polytechnique



المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
Ecole Nationale Polytechnique

Département de Génie Chimique

MEMOIRE DE MAGISTER

En Génie Chimique

Présenté par :

Mr. BENKORICHI Abdelmalek

Ingénieur d'Etat en Génie Chimique ENP

Thème

**Impact de la pollution engendrée par le CET d'Ouled Fayet
sur la qualité des eaux de la commune**

Soutenu devant le jury composé de :

Mr C.E.CHITOUR	Professeur (E.N.P)	Président
Mr E.H BENYOUSSEF	Professeur (E.N.P)	Examineur
Mme F. SOUABI	Professeur (E.N.P)	Examinatrice
Mme F. MOHELLEBI	Maitre de Conférences A (E.N.P)	Rapporteur

Promotion 2011

Ecole Nationale Polytechnique
Avenue 10, Hacén Badi, El Harrach. Alger.
16200

تأثير الملوثات الناتجة عن مركز الدفن التقني بأولاد فاييت على نوعية المياه

ملخص :

إن نمو السكاني والتوسع العمراني، وتطوير الأنشطة الاجتماعية والاقتصادية والتغيرات في أنماط الحياة والاستهلاك، ولد كميات هائلة من النفايات. في الجزائر يتم التخلص من هذه النفايات عن طريق عملية الدفن مازالت تستعمل إلى يومنا هذا. هذه تقنية الأقدم و الأكثر استعمالا بسبب انخفاض تكلفتها بالنسبة للطرق الأخرى، ولكن للأسف لكنها تولد ملوثات سائلة وغازية ضارة.

عملنا يهدف إلى دراسة تأثير الملوثات الناتجة عن مركز الدفن التقني بأولاد فاييت على نوعية المياه. تم إجراء تحاليل فيزيوكيميائية على عصارة النفايات المتولدة عن المركز و على مياه البلدية، وسجلت قيم تتجاوز المعايير بالنسبة لبعض العناصر الكيميائية. وأجري تحليل العنصر الرئيسي (ACP) في جدول بيانات من 22 المتغيرات (21 عنصر فيزيوكيميائية وعلى مسافة بين مركز الدفن وبئر). تهدف إلى تبسيط مصفوفة البيانات و عدد من الأبعاد دون خسائر كبيرة من المعلومات الأولية. أجريت الحسابات بمساعدة برنامج Statistica6. الكلمات المفتاحية: عصارة النفايات، مركز الدفن التقني، تلوث المياه، المعادن الثقيلة، ACP.

L'impact de la pollution engendrée par le CET d'Ouled Fayet sur la qualité des eaux de la commune.

Résumé

L'accroissement démographique, l'expansion urbanistique, le développement des activités socio-économiques et les mutations des modes de vie et de consommation, engendrent un gisement de déchets de plus en plus grandissant. En Algérie, la filière d'élimination des déchets reste à ce jour, la mise en décharge. Celle-ci figure comme la méthode la plus ancienne et la plus largement pratiquée du fait de son coût plus faible que celui des autres filières d'éliminations mais, malheureusement, elle engendre des effluents gazeux et liquides nuisibles.

Notre travail a pour but l'étude de l'impact de la pollution engendrée par le CET d'Ouled Fayet sur la qualité des eaux de la commune. Des analyses physico-chimiques sur les lixiviats produits et sur les eaux de la commune ont été effectuées. Des valeurs dépassant des normes ont été enregistrées pour quelques paramètres. Une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée sur un tableau de données de vingt deux (22) variables (21 paramètres physicochimiques et un paramètre distance CET-puits). Son application à notre travail est la simplification de la matrice de données initiales représentant les résultats des analyses physico-chimiques et métaux lourds. Les calculs ont été effectués par le logiciel Statistica 6. L'ACP a montré une réduction possible du nombre de dimensions sans pertes majeures d'information.

Mots clés : lixiviats, pollution des eaux, décharge contrôlée, ACP, métaux lourds.

Impact of pollution generated by the landfill of Ouled Fayet on the water quality of the town.

Abstract:

Population growth, urban expansion, development of socio-economic activities and changes of the consumption and ways of life, generate a layer of waste more and more growing. In Algeria, the sector of waste disposal remains to this day, the landfill. It appears as the most ancient and widely practiced due to its lower cost than other disposal routes, but unfortunately it generates harmful gaseous and liquid effluents. Our work aims to study the impact of pollution generated by the landfill of Ouled Fayet on the water quality of the town. Physicochemical analysis of the leachates and waters of the town were made. Values exceeding standards were recorded for some

parameters. A principal component analysis (PCA) was performed on a data table of twenty two (22) variables (21 physicochemical parameters and a parameter distance landfill-well). Its application to our work is the simplification of the matrix of initial data representing the results of physicochemical and heavy metals. The calculations were performed by the software Statistica 6. The PCA has shown a possible reduction in the number of dimensions without major losses of information.

Keywords: leachate, water pollution, landfills, CPA, heavy metals.

DEDICACES

A Celle qui m'a mis au monde, m'a suivi avec son Cœur, son esprit et m'a toujours soutenu pendant les moments difficiles, ma très chère Maman.

A celui que je respecte beaucoup et à qui je dois ce que je suis aujourd'hui, mon très cher père.

A mes très chères sœurs, que dieu me les garde éternellement heureuses.

A mon frère, à qui je souhaite beaucoup de réussite.

A tous mes amis.

Abdelmalek

Remerciements

Avant tout, je remercie الله le tout puissant pour m'avoir donné la santé, la volonté, le courage et la patience afin de mener à bien ce modeste travail.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance à ma promotrice Dr F.MOHELLEBI pour avoir bien voulu me confier ce sujet de recherche. Qu'elle veuille bien trouver ici, l'expression de mon profond respect et de ma profonde gratitude pour l'aide, les conseils et les critiques objectives qu'elle m'a prodigué tout au long de ce travail.

Je remercie le Professeur C.E.CHITOUR d'avoir accepté de présider ce jury. Je remercie également le Professeur F.SOUAHI et le Professeur E.H BENYOUSSEF, enseignants à l'Ecole Nationale Polytechnique (Département Génie Chimique), pour l'honneur qu'ils me font de juger ce travail.

Mes sincères remerciements vont aussi à Mme BOUCHFER, ainsi qu'à l'équipe du laboratoire de L'O .N.A de BARAKI et tout le personnel du Centre d'Enfouissement Technique d'Ouled Fayet en particulier Melle F.CHEDEBA.

Je tiens à remercier tous ceux qui ont collaboré à l'accomplissement de ce travail par l'aide matérielle et désintéressée qu'ils m'ont apportée.

Que tous les enseignants du département soient remerciés pour avoir contribué avec tant d'abnégation à ma formation.

Enfin, que tous mes proches et amis trouvent ici l'expression de ma profonde gratitude pour leur aide et surtout pour leur soutien moral tout au long de ce travail.

Glossaire et Abréviations

- ACP : Analyse en composantes principales.*
- ADEME : Agence française des déchets et de la maîtrise de l'énergie.*
- ADIT: Agence pour la Diffusion de l'Information Technologique.*
- AFNOR : Association française de normalisation.*
- AGV: Acides gras volatils.*
- AND: Agence Nationale de Déchet.*
- ANRH : Agence Nationale en ressource hydraulique*
- BRM : Bio réacteur à membranes.*
- CET: Centre d'enfouissement technique.*
- CND: Conductivité électrique (ms/cm)*
- CNERU: Centre National et de Recherche en Urbanisme.*
- COD: Carbone organique dissous.*
- COT: Carbone organique total.*
- CP : Composantes Principales.*
- C.T.T.P: Organisation Nationale de Contrôle Technique des Travaux Publics.*
- C/N: Rapport carbone/azote.*
- DA : Dinar Algérien.*
- DBE : Déchets banals d'entreprises.*
- DID : Déchets industriels dangereux.*
- DIND : Déchets industriels non dangereux.*
- DBO: Demande Biochimique en Oxygène.*
- DBO₅: Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours.*
- DCO: Demande Chimique en Oxygène.*
- DIB: Déchets industriels banals.*
- DMA: Déchets Ménagers et Assimilés.*
- ECO-JEM : Organisation publique de récupération des emballages.*
- ENP: Ecole nationale polytechnique.*
- EPDM: Ethylène propylène diène monomère.*
- EPIC : Etablissement public à caractère industriel et commercial.*
- GTZ: Office allemand de coopération technique.*
- % H: Pourcentage Humidité.*
- ISO: International organization for standardization*
- L.N.H.C: Laboratoire National de l'Habitat et Construction.*
- MATE: Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (Algérie).*
- MDA : Million de dinar algérien.*
- MES: Matière en suspension.*
- MO: Matière organique.*
- MVS : Matière volatile sèche.*
- NETCOM : EPIC - Etablissement de Nettoyement et collecte des ordures ménagères d'Alger.*
- NTK : l'azote Kjeldhal.*
- NTU: Turbidité unité NTU (Nephelometric Turbidity Unit).*

Glossaire et Abréviations

OM: Les ordures ménagères.

ONA: Office National d'Assainissement.

PC: Pouvoir Calorifique.

PCB : Polychlorobiphényles.

PCI : Pouvoir calorifique inférieur.

PCS : Pouvoir calorifique supérieur.

PEHD: Polyéthylène Haut Densité.

PH: Potentiel d'hydrogène.

PNAEDD: Programme National de l'Environnement et du Développement Durable.

PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement.

PROGDEM : Programme national de gestion intégrée des déchets municipaux.

PVC: Polychlorure de vinyle.

UV: Ultraviolet.

Liste des Figures

FIGURE I. 1 : SCHEMA DE PRINCIPE D'UN CET	11
FIGURE I. 2 : ETAPES DE DEGRADATION DES DECHETS	12
Figure III. 1 : Carte de situation de la commune d'Ouled Fayet dans la wilaya d'Alger.....	21
FIGURE III. 2 : COUPE TOPOGRAPHIQUE DU SITE	23
FIGURE III. 3 : CARTE DES RESSOURCES EN EAUX SOUTERRAINES.....	23
FIGURE III. 4 : PLAN DE LOCALISATION DES SONDAGES ET DES ESSAIS DE PENETRATION STATIQUE.....	25
FIGURE III. 5 : CARTE PLUVIOMETRIQUE DU SAHEL D'ALGER	26
FIGURE III. 6 : EVOLUTION DES QUANTITES DES OM AU NIVEAU DU CET OULED FAYET	29
FIGURE III. 7 : CONSTITUANT DU CASIER N°4 : GEO MEMBRANE, GEOTEXTILE ET GRAVIER ROULE	31
FIGURE III. 8 : SYSTEME DE DRAINAGE DES LIXIVIATS.	32
FIGURE III. 9 : SYSTEME DE RECUPERATION DE BIOGAZ SANS TRAITEMENT	32
FIGURE III. 10 : REFOULEMENT DE LIXIVIATS VERS L'EXTERIEUR AU NIVEAU DE LA CHEMINEE DE RECUPERATION DES BIOGAZ DU CASIER N° 1	32
FIGURE III. 11 : BASSIN DE DECANTATION DES LIXIVIATS.	33
FIGURE III. 12 : RECEPTACLE FINAL DE LIXIVIATS VERS L'OUED BEN BRAHIM.	33
FIGURE III. 13: PLANTATION D'ARBRES APRES RECOUVREMENT DES CASIERS	34
FIGURE IV. 1 : LOCALISATION DES POINTS DE PRELEVEMENT DE L'EAU.....	36
FIGURE IV. 2 : LOCALISATION DES POINTS DES PRELEVEMENTS DE LIXIVIATS DU CENTRE D'ENFOUISSEMENT TECHNIQUE D'OULED FAYET.....	37
FIGURE IV. 3 : PROJECTION DES INDIVIDUS SUR LE PLAN FACTORIEL	43
FIGURE IV. 4 : QUALITE DE LA REPRESENTATION D'UN INDIVIDU <i>i</i> SUR LE PLAN FACTORIEL.....	44
FIGURE IV 5: REPRESENTATION DES VALEURS PROPRES.....	61
FIGURE IV 6: LES CERCLES DE CORRELATIONS DE TROIS AXES FACTORIELS F1, F2 ET F3.	64
FIGURE IV 7: PLANS DES INDIVIDUS DE TROIS AXES FACTORIELS F1, F2 ET F3.....	65
FIGURE IV 8: ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES DE L'EAU. A : PROJECTIONS DES VARIABLES SUR LE PLAN F1-F2. B : PROJECTIONS DES INDIVIDUS SUR LE PLAN F1- F2.....	66
FIGURE IV 9: ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES DE L'EAU. A : PROJECTIONS DES VARIABLES SUR LE PLAN F1-F3. B : PROJECTIONS DES INDIVIDUS SUR LE PLAN F1- F3.....	68
FIGURE IV. 10 : ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES DE L'EAU. A : PROJECTIONS DES VARIABLES SUR LE PLAN F2-F3. B : PROJECTIONS DES INDIVIDUS SUR LE PLAN F2-F3.	69

Liste des Tableaux

TABLEAU II. 1 : VALEURS LIMITES APPLIQUEES AUX REJETS D'EFFLUENTS LIQUIDES DANS LE MILIEU NATUREL	14
TABLEAU II. 2 : COMPOSITION MOYENNE D'UN LIXIVIAT EN PHASE ACIDOGENE ET METHANOGENE SELON DIFFERENTES ETUDES	16
TABLEAU II. 3 : CLASSEMENT DES LIXIVIATS SELON L'AGE DE LA DECHARGE	18
TABLEAU III.1 : PROFONDEUR DES SONDAGES.....	24
TABLEAU III. 2 : AVANTAGES ET INCONVENIENTS DU SITE DU CET D'OULED FAYET.	27
TABLEAU III. 3: TYPES DE DECHETS ADMISSIBLES ET INTERDITS DANS LE CET D'OULED FAYET	28
TABLEAU III. 4: COMPOSITION DES DECHETS SOLIDES URBAINS REJETES DANS LE CET D'OULED FAYET.	29
TABLEAU III. 5: EXPLOITATION DES CASIERS D'ENFOUISSEMENT DU CET D'OULED FAYET	30
TABLEAU IV. 1 : CARACTERISTIQUES PHYSIQUES DES QUATRE PUIITS	37
TABLEAU IV. 2 : PARAMETRES, METHODES ET NORMES D'ANALYSE.....	38
TABLEAU IV. 3 : RESULTATS D'ANALYSES DE L'EAU DES PUIITS AUTOUR DU CET D'OULED FAYET	39
TABLEAU IV 4: LE pH DES DIFFERENTS METAUX	48
TABLEAU IV. 5 : RELATION ENTRE LA CONDUCTIVITE ET LA MINERALISATION	49
TABLEAU IV 6 : VARIATION DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET METALLIQUES DES EAUX DE PUIITS (LES CONCENTRATIONS SONT DONNEES EN MG/L EXCEPTE POUR LE CND ($\mu\text{s}/\text{cm}$), T ($^{\circ}\text{C}$), NTU ET D (KM).	59
TABLEAU IV 7 : MOYENNE ET ECART-TYPE DE LA MATRICE DE DONNEES:	59
TABLEAU IV 8 : MATRICE DE CORRELATIONS DES PARAMETRES CHIMIQUES DES EAUX DE PUIITS	60
TABLEAU IV 9 : VALEURS PROPRES ET POURCENTAGES DE CONTRIBUTION DES TROIS COMPOSANTES	61
TABLEAU IV 10 : MATRICE DE VECTEURS PROPRES	62
TABLEAU IV 11 : COORDONNEES FACTORIELLES DES INDIVIDUS BASEES SUR LES CORRELATIONS	62
TABLEAU IV 12 : COORDONNEES FACTORIELLES DES VARIABLES BASEES SUR LES CORRELATIONS	63
TABLEAU IV 13 : TENEURS DES DIFFERENTS PARAMETRES CARACTERISANT LES LIXIVIATS.....	69
TABLEAU IV 14: EVOLUTION DU pH DES LIXIVIATS EN FONCTION DU TEMPS	70
TABLEAU IV 15 : CARACTERISTIQUES PRINCIPALES DES DIFFERENTS TYPES DE LIXIVIATS.....	72

Introduction générale.....	1
Chapitre I : Les Déchets Solides	
I.1 Introduction	3
I.2 Définition des déchets	3
I.3 Les différents types de déchets	3
I.3.1 Déchets municipaux	3
a) Déchets ménagers.....	3
b) Autres déchets municipaux.....	4
I.3.2 Déchets industriels.....	4
I.3.3 Déchets agricoles.....	4
I.4 Caractéristiques des déchets solides urbains	4
I.5 Gestion des déchets solides en Algérie.....	6
I.5.1 Politique nationale de gestion des déchets solides.....	6
a) Bref historique.....	6
b) L'après Rio et la nouvelle politique	7
I.5.2. Cadre législatif et réglementaire.....	8
I.6 Les grandes filières de traitement des ordures ménagères.....	9
I.6.1. Le compostage.....	9
I.6.3. L'incinération (valorisation énergétique).....	9
I.6.4. La mise en décharge contrôlée	10
I.7 Les Centres d'Enfouissement Technique (CET).....	10
I.7.1 Définition	10
I.7.2 Dégradation des déchets dans les CET.....	11
a) Présentation d'un centre d'enfouissement technique.....	11
b) Processus physico-chimiques	11
I.8 Potentiel polluant des centres de stockages de déchets.....	12
I.8.1 Le biogaz.....	12
I.8.2 Lixiviats de décharges.....	13
Chapitre II : Lixiviats de décharge	
II.1 Introduction.....	14
II.2 Définition	14
II.3 Réglementation relative aux lixiviats.....	14
II.4. Formation et composition des lixiviats	15

II.5 Evolution du lixiviat au cours du temps	17
II.6. Impact du lixiviat sur l'environnement	18
Chapitre III : Le Centre d'Enfouissement Technique d'Ouled Fayet	
III.1 Introduction	20
III.2 Historique du projet	20
III.3 Situation géographique du centre d'enfouissement d'Ouled Fayet.....	21
III.4 Caractéristiques du site d'Ouled Fayet	22
III.4.1 Milieu naturel.....	22
a) Géologie du site d'Ouled Fayet.....	22
b) Topographie et géomorphologie du site.....	22
c) Hydrogéologie du site.....	23
d) Hydrologie.....	24
e) Géotechnique du CET	24
III.4.2 Conditions climatiques	26
III.4.3 Avantages et inconvénients du site d'implantation du CET d'Ouled Fayet.	27
III.5 Les déchets de la décharge d'Ouled Fayet	27
III.5.1 Nature des déchets autorisés.....	28
III.5.2. Quantité de déchets rejetés dans le CET	28
III.5.3 Composition des déchets rejetés	29
III.6. Conception et réalisation du CET d'Ouled Fayet.....	30
III.6. 1. Les casiers d'enfouissement	30
III.6.2. Imperméabilisation des casiers d'enfouissement.....	30
III.6.3. La Géo membrane	31
III.6.4. Réseau de drainage des lixiviats	31
III.6.5. Elimination des biogaz	32
III.6.6. Bassin de décantation de lixiviats	33
III. 7. Réaménagement en fin d'exploitation	33
III.8. Conclusion	35
Chapitre IV : Matériels et méthodes	
IV.1. Prélèvement des échantillons	36
IV.1.1 Prélèvement des eaux de puits.....	36
IV.1.2 Prélèvement des lixiviats	36
IV.2. Mode de prélèvement et de conservation	37

IV.3. Méthodes d'analyse	38
IV.4. Les eaux de puits	39
IV.4.1 Résultats d'analyses des eaux de puits	39
IV.4.2 L'analyse en composantes principales.....	39
a) Introduction.....	39
b) Définitions	40
c) Caractéristiques générales de la méthode	40
d) Interprétation d'un cas concret	47
IV.4.3. Interprétation des résultats.....	48
a) Interprétations	48
b) Analyse statistique ACP.....	58
b.2 Application de l'ACP	58
b.2.1 Elaboration de la matrice	58
b.2.2) Analyse du plan factoriel.....	66
IV.5. Caractérisation des lixiviats d'Ouled Fayet	69
a) Interprétations.....	70
a.1) L'odeur	70
a.2) La Température	70
a.3) Le Potentiel d'Hydrogène (pH)	70
a.4) Conductivité électrique.....	71
a.5) La demande chimique en oxygène (DCO)	71
a.6) La demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	71
a.7) Le rapport DBO ₅ /DCO	72
a.8) Les nitrates et nitrites (NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻).....	73
a.9) L'azote ammoniacal (NH ₄ ⁺)	73
a.10) Les orthophosphates (PO ₄ ³⁻)	73
a.11) Matière en suspension (MES).....	74
a.12) Matière volatile sèche (MVS).....	74
a.13) Les chlorures	74
a.14) Les sulfates.....	75
IV.6. Conclusion	75
Conclusion Générale	76
Références Bibliographiques	

Introduction Générale

Introduction Générale

La production des déchets solides suit la croissance démographique et le développement socio-économique. Il s'agit donc de maîtriser la gestion de quantités de déchets de plus en plus importantes. Il y a plusieurs raisons qui justifient cette gestion :

- les déchets constituent une menace pour la santé humaine et l'environnement et principalement pour les populations voisines des décharges publiques, à cause des nuisances olfactives et des émissions gazeuses dont certaines sont toxiques comme la dioxine, les acides chlorhydrique et fluorhydrique et les métaux lourds dont les concentrations dans l'air sont très importantes à proximité des décharges.
- La protection des eaux superficielles contre le ruissellement des eaux de pluie à travers la surface des décharges et les lixiviats provenant de la décomposition organique des déchets.
- la protection de la qualité des nappes d'eau souterraines situées sous ou à proximité des décharges contre l'infiltration des eaux provenant des décharges.
- la nécessité de préserver et d'économiser les sols servant au stockage des déchets.

Il semble donc que dans un proche avenir, la décharge contrôlée figura dans toute filière de traitement des déchets solide urbains et industriels.

La gestion des déchets ménagers et assimilés vise aussi, à se conformer aux exigences juridiques (loi 01-19 du 12/12/2001) et à satisfaire les attentes du public.

Les décharges se remplissent de plus en plus rapidement et les coûts d'élimination des déchets augmentent. Les décharges contiennent plusieurs articles qu'il est possible de détourner des lieux d'enfouissement, de réutiliser ou de recycler. Le plastique, le papier et les produits textiles constituent plus de 30% des déchets dans les lieux d'enfouissement. En réduisant la quantité de déchets solides déchargés dans les lieux d'enfouissement, l'Etat Algérien peut réduire considérablement son empreinte écologique.

En 2010, le centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet (CET) a reçu en moyenne 1380 tonnes de déchets solides urbains par jour.

L'eau, présente initialement dans les déchets, et la percolation des eaux de pluie à travers les dépôts, conduisent à des lixiviats riches en matières organiques et minérales. Ces liquides qui ne sont ni collectés ni traités constituent une source potentielle de pollution des eaux de la nappe phréatique et de celles de l'Oued Ben Brahim situé près du CET.

Introduction Générale

Dans le cadre de cette problématique environnementale, l'objectif de cette recherche est d'explorer l'impact de la pollution engendrée par le CET d'Ouled Fayet sur la qualité des eaux de la commune.

Ce mémoire composé de quatre chapitres s'articule de la de la façon suivante:

Le premier chapitre est une brève synthèse théorique sur les déchets solides ménagers et assimilés, sur leurs gestions au niveau national et sur leurs différents modes de l'élimination. Dans ce chapitre, nous avons présenté le fonctionnement général d'une installation de stockage des déchets afin de situer les potentiels polluants.

Dans le seconde chapitre intitulé « lixiviats de décharge », nous parlons de la formation de lixiviats à partir des déchets, formation qui met en jeu une grande diversité de phénomènes ce qui induit une composition de lixiviats changeante au cours du temps.

Le troisième chapitre est consacré à la présentation du centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet (Conception et réalisation, nature et quantité des déchets, management).

Le dernier chapitre de ce travail a porté

- sur le choix des points de prélèvements sur le site de façon à ce que l'échantillonnage (lixiviats et eaux de puits) soit représentatif du milieu suivant sa situation par rapport à la source de la pollution,
- sur la caractérisation physico-chimique et analyse des métaux des différents échantillons alors en notre possession.

Dans ce chapitre, nous avons aussi fait appel à un modèle statistique afin d'éclaircir et de synthétiser les relations entre les différents paramètres déterminés et la distance puits-CET non accessibles au seul examen de tableaux de résultats. Nous tenterons donc, par une analyse en composantes principales (ACP), d'atteindre ce but.



Chapitre I : Les Déchets Solides

I.1 Introduction

La gestion des déchets solides municipaux est l'un des problèmes cruciaux auxquels sont confrontées les autorités municipales des villes des Pays en développement. L'organisation de la collecte des déchets dans les quartiers et leur élimination, dans des conditions adéquates, ne sont que peu souvent assurées ce qui augmente les risques sanitaires auxquels sont soumises les populations.

I.2 Définition des déchets

La notion de déchets peut être définie de différentes manières selon le domaine et l'intérêt d'étude et parfois selon l'origine et l'état du déchet.

Parmi les nombreuses définitions existantes, nous pouvons mentionner celles qui nous paraissent les plus intéressantes :

Les déchets sont définis par le projet de loi 01-19 du 12 décembre 2001 relative à leur gestion et à leur élimination comme : « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon ou à l'obligation de s'en défaire dans le but de ne pas nuire à la collectivité et de protéger l'environnement » [1].

La directive du Conseil Européen, en date du 18 mars 1991, reprend la notion de « substance ou objet dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire » [2].

Selon la loi du 15 juillet 1975, un déchet est défini comme « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien nuisible abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon » [3].

D'après ces définitions, un objet est déchet non pas seulement lorsque son détenteur le destine volontairement à l'abandon, mais également si, pour une raison de santé publique, son élimination est nécessaire [2].

I.3 Les différents types de déchets

Plusieurs classifications ont été proposées. L'une entre elles, basée sur le périmètre de collecte, permet de faire un tour d'horizon complet, en distinguant les origines municipales, industrielles et agricoles. Les limites de cette classification résident dans les nombreuses interférences existant entre ces différentes origines [4].

I.3.1 Déchets municipaux

a) Déchets ménagers

Les déchets de l'activité domestique, dits « des ménages », sont pour la plupart collectés par les services de la voirie, soit en vrac, soit de façon sélective. On appelle

déchets assimilés aux déchets ménagers, les déchets qui sont issus des commerces, de l'artisanat, des bureaux et, qui sont collectés de la même manière que les déchets ménagers [4].

b) Autres déchets municipaux [4]

Sous ce vocable sont regroupés tous les autres déchets collectés par les collectivités locales. En fait, la définition varie d'une commune à l'autre, selon ce que les municipalités ont décidé de collecter, et ces déchets peuvent aussi comprendre, par exemple, des déchets industriels banals.

En règle générale, il s'agit :

- Des déchets des ménages qui ne peuvent pas faire l'objet de collectes usuelles :
 - ✓ Soit du fait de leur volume ou de leur poids : encombrants et déchets de bricolage et de travaux (ou inertes). Un volume non négligeable de ces déchets est encore parfois abandonné dans la nature.
 - ✓ Soit du fait de leur nature polluante potentielle : déchets ménagers spéciaux (piles et huiles de vidange surtout),
- Des déchets des espaces verts,
- Des déchets de nettoyage de la voirie publique,
- Des déchets liés à l'automobile (pneus, huiles et carcasses),
- Des déchets d'assainissement collectif (boues des stations d'épuration).

I.3.2 Déchets industriels [4]

Ils sont constitués pour les deux tiers d'inertes (déblais et gravats).

Une autre grande partie est assimilable aux ordures ménagères et est appelée déchets industriels banals, ou déchets banals d'entreprises (DBE), ou encore déchets industriels non dangereux (DIND).

Le reste constitue les déchets industriels spéciaux ou déchets industriels dangereux (DID) : il s'agit d'éléments polluants nécessitant des traitements spéciaux.

I.3.3 Déchets agricoles [4]

Le secteur de l'agriculture (auquel est ajouté l'agro-alimentaire) présente la particularité de produire en grande quantité des fermentescibles et d'en réutiliser une bonne partie lui-même (épandages des fumiers par exemple).

I.4 Caractéristiques des déchets solides urbains

La caractérisation des déchets urbains est le premier acte à faire en vue d'une gestion efficace de ceux-ci.

Les principaux critères à prendre en compte pour la collecte et le transport sont [5] :

- **La consistance** (solide, liquide ou pâteuse) : elle permet de déterminer et de prévoir des systèmes de transport étanches [5].

- **La masse volumique** : pour calculer la capacité et le nombre de véhicules de collecte nécessaire ; ce paramètre peut varier de manière importante en fonction de la forme des déchets collectés [5].
- **La compressibilité** : lors de la gestion de grandes quantités, il est intéressant de savoir si les déchets peuvent être compactés, ce qui permet de faciliter les modes de stockage et de rentabiliser les transports [5].

Pour le choix de procédés de traitement, les paramètres à prendre en compte sont les suivants [6] :

- **Le taux d'humidité** : Le taux d'humidité ou teneur en eau représente la quantité pondérale d'eau contenue dans une masse de déchets rapportée à la quantité pondérale de ce déchet humide [7]. Selon une étude récente sur les ordures ménagères de la ville d'Alger, le taux d'humidité est de 49% [8].
- **Le pouvoir calorifique** : Le pouvoir calorifique des ordures ménagères est défini comme étant la quantité de chaleur dégagée par la combustion de l'unité de poids d'ordures brutes, exprimé en millithermie/tonne ou en thermie/tonne [9]. On considère soit le pouvoir calorifique supérieur (PCS) qui prend en compte la chaleur de vaporisation de l'eau contenue dans les ordures ménagères, soit le pouvoir calorifique inférieur (PCI) qui exclut cette dernière lors de la combustion [10].
- **Le rapport carbone/azote** : Un compost est valable à partir d'ordures ménagères ayant un rapport $C/N \leq 35$ au départ [9]. Pour l'Algérie, le compost obtenu a un rapport $C/N \geq 15$ [10].
- **Les matières organiques** : Le caractère fermentescible des déchets solides urbains des pays en voie de développement est très accentué par rapport à d'autres pays. Le taux de matières organiques est pratiquement le double de celui des pays industrialisés (plus de 70 %).

La prise en compte des critères traditionnels est nécessaire pour évaluer l'adéquation technique d'un mode de gestion compte tenu des caractéristiques des déchets à traiter mais, elle ne permet pas de mesurer l'effet à long terme de ces choix sur la santé publique ni sur celle de l'environnement. Pour y remédier, il faut tenir compte des critères suivants [5]:

- La teneur en éléments chimiques et substances complexes,
- Le cycle de vie du produit,
- La réparabilité : ce critère dépend non seulement des matériaux utilisés et des modes d'assemblages mais aussi, des infrastructures existantes telles que les services après vente,
- L'adaptabilité : ce critère dépend des matériaux et mode d'assemblages utilisés. La conception par modules permettrait de ne remplacer que des parties du produit qui sont détériorées ou devenues obsolètes.

La prise en compte des teneurs en métaux lourds, chlore, fluor et en certaines substances complexes est importante pour permettre de déterminer à l'aide de bilans de flux dans quels compartiments de l'environnement les polluants vont être rejetés et quelles sont les quantités qui risquent d'être absorbées par les êtres vivants [5].

I.5 Gestion des déchets solides en Algérie

I.5.1 Politique nationale de gestion des déchets solides

a) Bref historique

Pour bien comprendre la politique nationale de gestion des déchets solides, nous avons jugé utile de dresser un bref historique pour nous permettre de nous placer dans le contexte. La prise en charge des déchets solides urbains en Algérie a connu deux principales phases, à savoir [11] :

Première phase « De l'indépendance nationale à la fin des années 1970 »

La période allant de l'indépendance à la fin des années 1970 a été marquée par la poursuite des pratiques de l'ère coloniale et par la prise en charge de besoins nouveaux induits par l'industrialisation du pays. Pour l'essentiel, on constatait :

- ❖ Des actions de collecte visant à dégager hors de la ville les déchets urbains. Les tâches correspondantes étaient prises en charge par les municipalités avec des ressources budgétaires et avec, pour seule préoccupation, la propreté de la Cité, la préservation de la santé publique et la préservation du cadre de vie. La mise en décharge des déchets n'était pas réglementée et aucune précaution n'était prise pour réduire la pollution des nappes phréatiques et les nuisances diverses sur l'environnement.
- ❖ Des tris des déchets, avant et après mise en décharge, opérés de façon informelle par des chiffonniers. Les récupérations concernaient principalement les tissus, les métaux non ferreux, le bois, les cuirs et d'autres sortes d'objets susceptibles d'avoir une « seconde vie ».
- ❖ Des collectes de métaux ferreux et de papiers qui avaient commencé à se faire de façon plus organisée pour les besoins de l'industrie sidérurgique et de l'industrie du papier à partir de 1970. Ces collectes étaient prises en charge par des entreprises spécialement créées à cet effet et dans des conditions assez rigoureuses (cahiers des charges, quantités, qualité, conditionnement). Ainsi, les ferrailles lourdes étaient récupérées par la SNS pour les besoins des aciéries d'El Hadjar et d'Oran (50 000 tonnes par an) et la récupération de papier était effectuée par l'ENEPAC (relevant de la SONIC) pour les besoins de l'usine de papier Kraft de Baba Ali (40 000 tonnes par an).

Les événements les plus remarquables, survenus pendant cette période, concernent la ratification, en 1976, par l'Algérie de divers traités et conventions régionaux et internationaux et plus particulièrement les conventions de Barcelone relatives à la protection de la mer Méditerranée.

Il est par ailleurs utile de signaler l'étude exhaustive de caractérisation des déchets ménagers et assimilés solides de la wilaya d'Alger menée en 1973 et 1974.

Deuxième phase « Décennie 1980 »

Cette période est marquée par la prise en charge de la gestion environnementale au niveau ministériel et par le développement de moyens financiers et humains spécifiques.

La loi 83-03 du 5/2/1983 portant « Protection de l'Environnement » est venue fixer, dans ses articles 1 à 4, le cadre général d'une planification traitant de « l'équilibre nécessaire entre les impératifs de la croissance économique et ceux de la protection de l'environnement et de la préservation du cadre de vie des populations.

Dans ses articles 89 à 101, la loi définit les déchets et fixe des orientations générales pour la collecte, le tri et l'élimination des déchets et pose le principe de la responsabilité des producteurs et détenteurs de déchets dans leur élimination.

Dans le sillage de la loi 83-03, le décret 84-378 du 15/12/84 est venu fixer les conditions de nettoyage, d'enlèvement et de traitement des déchets urbains solides. Au total, quelques vingt décrets ont été signés pour l'application de cette loi, dont le décret exécutif 94-465 du 25/12/94 portant création du Haut Conseil de l'Environnement et du Développement Durable et fixant ses attributions, son organisation et son fonctionnement et le décret 88-19 du 26/7/1988 portant sur les installations classées et leur nomenclature.

Signalons par ailleurs, dans le sillage de cette dynamique, la Loi n°91-25 du 18/12/1991 portant Loi de finances pour 1992 qui institue une « taxe sur les activités polluantes ou dangereuses pour l'Environnement ».

Une expérience de compostage de déchets ménagers a été menée dans les années 1980 à Alger (Gué de Constantine) et a été interrompue par manque de débouchés pour le compost et pour des difficultés de fonctionnement de l'installation.

Durant cette période, les autres activités de tri et la valorisation des déchets solides urbains n'avaient pas connu d'évolution significative tant sur le plan institutionnel que sur le plan économique.

b) L'après Rio et la nouvelle politique

La politique nationale de gestion environnementale a commencé à prendre forme après le sommet de Rio et connaît une véritable rupture épistémologique depuis l'année 2000, au cours de laquelle a été établi « le Rapport National sur l'état et l'avenir de l'environnement » adopté par le Conseil des Ministres du 12 août 2001. Ce rapport dresse un état de l'environnement, expose les facteurs de vulnérabilité d'ordre physique et institutionnel, définit les grandes lignes d'une stratégie nationale en cohérence avec les priorités socioéconomiques du pays et propose un programme d'actions.

Ceci a été concrétisé par la préparation du PNAE-DD (Plan National d'actions pour l'environnement et le développement durable) pour la décennie 2001-2010 adopté à l'issue de la conférence nationale sur l'Environnement des 17 et 18 juin 2002.

La stratégie d'action adoptée est assise sur deux principes :

- Le principe « pollueur payeur » qui responsabilise les détenteurs et les producteurs dans la collecte et le traitement des déchets dans des conditions respectueuses de l'environnement
- le principe de développement durable (auquel l'Algérie avait adhéré avec réserves) qui incite, entre autres, au recyclage des déchets dans les activités productrices de biens et services en vue de préserver les matières premières.

Cette stratégie implique une réelle volonté d'amélioration de la gestion des déchets :

- Par le renforcement des capacités d'intervention des communes,
- Par le développement des activités de recyclage et de valorisation des déchets,
- Par l'amélioration des conditions d'hygiène et la maîtrise des nuisances,
- Par la mise en place de programmes d'actions (PROGDEM).
- Par le développement des instruments appropriés, institutionnels (notamment pour la formation), financiers et fiscaux (FEDEP) [11].

1.5.2. Cadre législatif et réglementaire

Le cadre législatif et réglementaire de la gestion des déchets comprend l'ensemble, au sens le plus large, des textes régissant, à la fois [11] :

- Le cadre général de la gestion environnementale, et plus particulièrement, la Loi n°03-10 du 19 juillet 2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable, et autres textes à portée thématique ou sectorielle (Loi n°01-20 du 12 décembre 2001 relative à l'aménagement du territoire, Loi n°02-02 du 05 février 2002 relative à la protection et à la valorisation du littoral, Loi n°04-03 du 23 juin 2004 relative à la protection des zones de montagne, Loi n°04-09 du 14 août 2004 relative à la promotion des énergies renouvelables ...).
- La décentralisation et la gestion des collectivités locales, et plus particulièrement, le Code des Communes et les textes d'application qui fixent les prérogatives des communes et les modalités d'exécution de ces prérogatives.
- La gestion de la fonction publique à savoir l'ensemble des textes se rapportant au rôle et attributions des différents services administratifs (et en particulier les ministères des Finances et de l'Intérieur...), à la comptabilité publique et à la passation des marchés publics, au statut des personnels de l'Administration).
- Les textes spécifiques à la gestion des déchets, régissant le nettoyage, la collecte, le tri, la valorisation et l'élimination des déchets solides urbains.

L'ensemble de ces textes s'inscrivent dans le cadre des conventions, protocoles et traités relatifs à la protection de l'environnement, ratifiés par l'Algérie, et font fréquemment référence à la politique nationale de gestion environnementale telle que la traduit le Plan national d'actions pour l'environnement et le développement durable (PNAE-DD).

Ces textes comprennent notamment :

- Des textes à caractère fiscal ou financier (taxes écologiques, allocation des produits),
- Des textes relatifs à l'organisation et à la répartition des rôles entre les acteurs impliqués dans la gestion des déchets,
- Et d'autres relatifs à la gestion des déchets (en particulier les textes à caractère réglementaire), sans oublier la loi-cadre (Loi n°01-19 du 12/12/2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets) et ses décrets d'application.

I.6 Les grandes filières de traitement des ordures ménagères

Le but de la gestion de déchets est d'en assurer l'élimination, d'en réduire la production et surtout, de les valoriser. Le choix des filières doit se faire en tenant compte du contexte régional (géographique, pédoclimatique : lié au sol, au climat et économique) [12]. La gestion des OM est actuellement organisée selon différents modes de traitement ou de valorisation. Quatre grandes filières de traitement et d'élimination ont été développées.

I.6.1. Le compostage

Cette filière a pour objet de valoriser par fermentation une partie des ordures ménagères en compost utilisable pour l'amendement organique des sols (Une tonne de déchets représente approximativement 200 litres de fuel) [13]. Le compostage est souvent défini comme une bio-oxydation des matières organiques présentes provoquées par des micro-organismes indigènes en conditions contrôlées (aération, humidité, température) [13]. Deux modes de dégradation de la matière organique sont possibles : en présence d'oxygène (aérobiose), il s'agit du compostage et en absence d'oxygène (anaérobiose), on parle alors de méthanisation. L'Algérie n'a pas fait le choix du compostage malgré plusieurs expériences menées depuis les années 70 [14].

I.6.2. La valorisation matière

Parmi les déchets ménagers, plus de 50% en masse font partie des déchets recyclables et 30% sont fermentescibles [9]. La valorisation matière des OM peut s'effectuer de différentes façons :

- La première forme est le réemploi, par exemple réutilisation d'une bouteille en verre, de palettes ou d'emballages (produit valorisé dans le cadre du programme ECOJEM) [15].
- La deuxième forme est le recyclage qui permet d'obtenir, à partir des déchets, des matières premières secondaires entrant dans la fabrication de nouveaux produits. Le recyclage implique qu'il n'y ait pas de mélange des déchets et donc un tri à la source.

I.6.3. L'incinération (valorisation énergétique)

Elle consiste à brûler les ordures ménagères dans des fours spéciaux afin d'en réduire le volume et la nocivité. Elle peut se faire avec ou sans valorisation de

l'énergie produite. Vis-à-vis de l'incinération, la grandeur caractéristique la plus fréquemment utilisée est le PCI. Ce procédé est utilisé pour des déchets ayant un PCI élevé ($PCI > 7200 \text{ KJ/Kg}$) et une teneur en eau relativement faible ($Hu < 50\%$). L'incinération est souvent couplée à une récupération d'énergie. En effet, l'incinération d'une tonne d'ordures ménagères produit entre 1,5 à 2 tonnes de vapeur, soit un équivalent d'énergie de 300 à 350 Kwh [16].

1.6.4. La mise en décharge contrôlée

La mise en décharge est le procédé le plus largement utilisé pour les ordures ménagères et même pour certains déchets industriels. Les déchets sont répandus en couches successives sur un terrain dont les caractéristiques hydrogéologiques permettent d'éviter tout risque de pollution : pollution des eaux de surface, des eaux souterraines et des sols et dégradation des paysages. On parlait de décharge puis de CET. Enfin, à l'aube des années 2000, c'est la dénomination « centre de stockage des déchets » qui prime. Il existe trois catégories de centre de stockage des déchets [17]:

- classe I: déchets industriels spéciaux et déchets ultimes.
- classe II: déchets municipaux et déchets industriels.
- classe III: déchets inertes.

1.7 Les Centres d'Enfouissement Technique (CET)

La solution technique retenue par l'Algérie pour le traitement des déchets ménagers est l'enfouissement. A ce titre, plusieurs CET ont été réalisés. Sur un total de 80 CET programmés, 20 sont complètement réalisés, 34 sont en phase d'achèvement et 26 sont en phase d'étude (recherche de site, étude d'impact, ...). Plus de 39 CET ont fait l'objet d'expertises techniques menées par des experts internationaux de la Coopération Technique Algéro-Allemande pour apprécier la qualité de la conception et de la réalisation [18].

1.7.1 Définition

Au sens de l'article 2- 18 du décret wallon du 27 juin 1996 relatif aux déchets, on définit les centres d'enfouissement technique comme « un site d'élimination des déchets par dépôt des déchets sur ou dans la terre (c'est-à-dire en sous-sol), y compris :

- les décharges internes (les décharges où un producteur de déchets procède lui-même à l'élimination des déchets sur le lieu de production).
- les sites permanents (pour une durée supérieure à un an) utilisés pour stocker temporairement les déchets, à l'exclusion :
 - des installations où les déchets sont déchargés afin de permettre leur préparation à un transport ultérieur en vue d'une valorisation, d'un traitement ou d'une élimination en un endroit différent.
 - du stockage des déchets avant valorisation ou traitement pour une durée inférieure à trois ans en règle générale.
 - du stockage avant élimination pour une durée inférieure à un an » [12].

I.7.2 Dégradation des déchets dans les CET

a) Présentation d'un centre d'enfouissement technique

Un centre d'enfouissement technique constitue un réacteur complexe avec des flux de solides, de liquides et de gaz. Les déchets, les lixiviats et les biogaz constituent les trois compartiments du système. Ils sont indissociables et interagissent tout au long de la dégradation des déchets [19].

La Figure I.1 représente schématiquement un CET

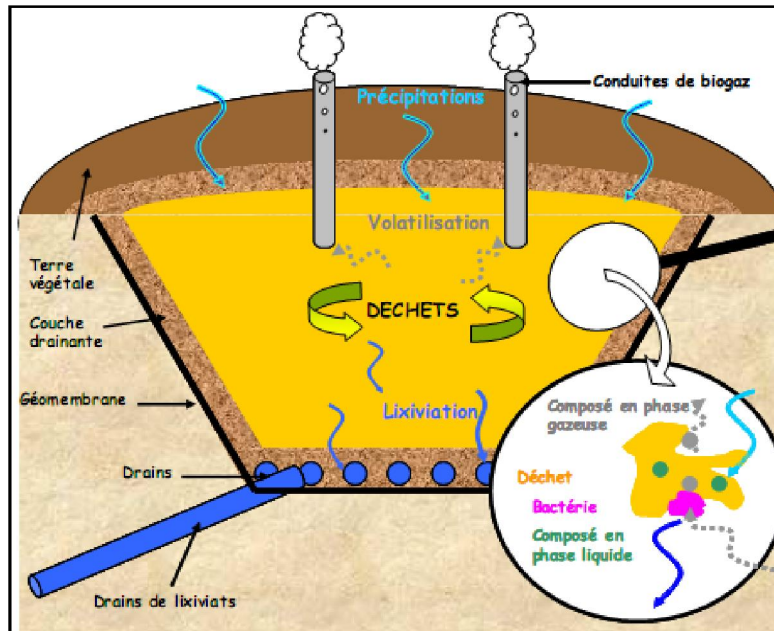


Figure I 1 : Schéma de principe d'un CET

Ce schéma donne une représentation schématique d'un CET comme un système régi par des phénomènes qui permettent de caractériser l'évolution globale d'une installation de stockage de déchets [19]:

- Les matières biodégradables subissent une évolution biologique sous l'action des bactéries aérobies et anaérobies.
- L'eau qui s'écoule, à travers la masse de déchets, produit des lixiviats en se chargeant de substances chimiques ou biologiques.
- La combinaison des contraintes physiques et chimiques conduit à la destruction partielle de la matière et à la solubilisation de certaines espèces ou à leur transformation en gaz.
- L'hétérogénéité des déchets stockés et des sols environnants peut entraîner des tassements au niveau des alvéoles et des casiers qui modifient les caractéristiques mécaniques et géotechniques.

b) Processus physico-chimiques

La dégradation des déchets est dépendante de nombreux paramètres comme l'humidité, la température, le pH, le potentiel d'oxydoréduction, la présence de différentes populations bactériennes, la présence d'inhibiteurs. Elle est caractérisée

par trois grandes étapes qui sont représentées schématiquement dans la Figure I.2. Ces trois phases sont indissociables et forment un tout appelé fermentation méthanique [19].

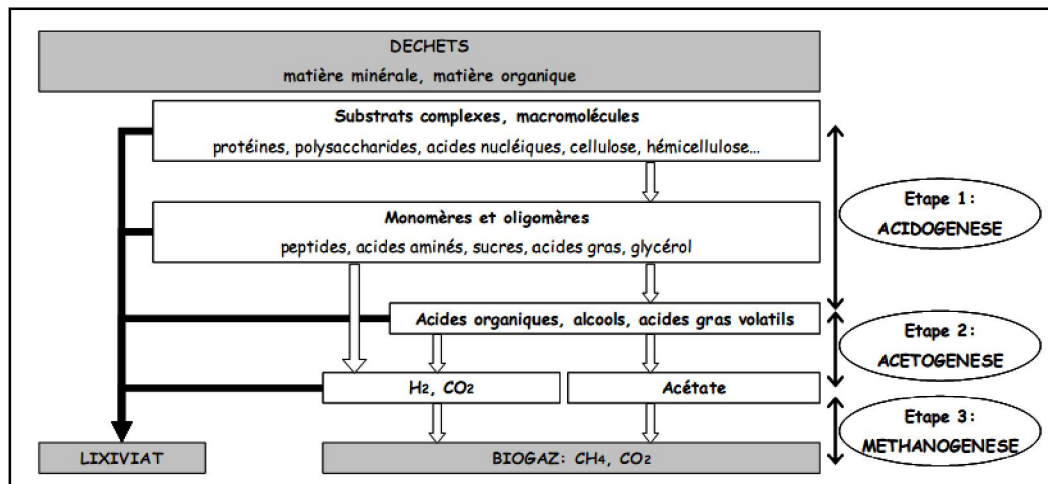


Figure I 2 : Etapes de dégradation des déchets

La première phase de la décomposition anaérobie des déchets est une fermentation acide. Lors de celle-ci, les matières organiques complexes sont hydrolysées en acides carboxyliques, acides aminés, alcools et acides gras. L'acidité du milieu favorise la solubilisation des métaux dans les lixiviats.

Lors de la deuxième étape, ce sont des bactéries acétogènes qui se développent dans le milieu anaérobie, riche en dioxyde de carbone. Elles transforment les divers composés en précurseurs directs du méthane : dioxyde de carbone, dihydrogène et acétate.

La dernière phase du processus de décomposition est la méthanogénèse : les bactéries méthanogènes, qui sont strictement anaérobies et qui se développent dans des milieux réducteurs, digèrent les précurseurs pour former du méthane, du dioxyde de carbone et de l'eau.

I.8 Potentiel polluant des centres de stockages de déchets

Le stockage des déchets revient à concentrer dans un volume réduit un ensemble varié de matériaux évolutifs. Dès la phase de dépôt, les déchets sont soumis à des processus de dégradation liés à des réactions bio-physico-chimiques complexes. Une partie des produits de la dégradation se retrouve en phase gazeuse, le biogaz, l'autre est transportée par les eaux de pluie qui s'infiltrent dans les déchets, les lixiviats [20].

I.8.1 Le biogaz

Le biogaz est un mélange composé essentiellement de méthane et de dioxyde de carbone (le rapport CH_4/CO_2 est d'environ 60/40 en phase de méthanogène). D'autres produits minoritaires sont également présents tels que le sulfure d'hydrogène, les mercaptans et des composés organiques volatils [21]. La production de biogaz liée à la phase de stabilisation des déchets, en système

anaérobie, dépend de plusieurs paramètres dont la nature du déchet [22]. Le biogaz représente une source d'énergie et de chaleur mais il a, cependant, un impact non négligeable sur l'environnement. En effet, le méthane participe activement à l'effet de serre et l'émission issue des décharges d'ordures ménagères est l'une des sources anthropogéniques des plus importantes [22].

I.8.2 Lixiviats de décharges

Les lixiviats sont des effluents toxiques issus des centres de stockage des déchets. Ils sont composés de multiples éléments organiques et minéraux. Le chapitre II est consacré à la description des phénomènes de formation et des origines physico-chimiques et biologiques, mis en jeu. Puis, une classification des lixiviats est présentée en fonction de leur composition, celle-ci pouvant s'avérer très variable.

Chapitre II : Lixiviats de décharge

II.1 Introduction

Les eaux météoriques s'écoulent à travers la masse des déchets, avec une vitesse et un débit qui dépendent de la porosité, de la perméabilité et de l'épaisseur du milieu. Elles favorisent la biodégradation des matières organiques fermentescibles et produisent des lixiviats en se chargeant de substances organiques ou minérales provenant des déchets ou des produits de la dégradation des déchets [19].

II.2 Définition

Le lixiviat est défini comme étant l'eau qui percole à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et chimiquement de substances minérales et organiques. Ce « jus de décharge » résulte donc de la solubilisation de composés lors de la percolation non uniforme et intermittente de l'eau à travers la masse de déchets. La genèse du lixiviat est donc la conséquence de l'infiltration, dans la masse de déchets, d'eaux de pluie, d'eaux de ruissellement, d'eaux souterraines (dans le cas où les déchets sont enfouis sous la nappe phréatique), mais elle est aussi due, en plus faible partie, à la présence d'humidité dans les déchets au moment de leur enfouissement [23].

II.3 Réglementation relative aux lixiviats

Le Tableau II.1 présente les critères minimaux applicables aux rejets d'effluents liquides dans le milieu naturel (Arrêté du 9 septembre 1997 modifié par l'Arrêté du 31/12/01) [19].

Les lixiviats ne peuvent être rejetés dans le milieu naturel que s'ils respectent les valeurs présentées dans le Tableau II.1. La dilution et l'épandage (sauf cas particulier) des lixiviats sont interdits.

Tableau II 1 : Valeurs limites appliquées aux rejets d'effluents liquides dans le milieu naturel

Critère	Valeur limite (mg/l)	
Matières en suspension totale	< 100	(si flux journalier max < 15kg)
	< 35	(si flux journalier max > 15kg)
Carbone organique total	< 70	
Demande chimique en oxygène	< 300	si flux journalier max (< 100kg)
	< 125	(si flux journalier max > 100kg)
Demande biologique en oxygène	< 100	(si flux journalier max < 30kg)
	< 30	(si flux journalier max > 30kg)
Azote total	< 30	(concentration moyenne mensuelle, si flux journalier max > 50kg)
Phosphore total	< 10	(concentration moyenne mensuelle, si flux journalier max > 15kg)
Phénols	< 0.1	(si le rejet journalier > 1g)
Métaux totaux (Pb, Cu, Cr, Ni, Zn, Mn, Sn, Cd, Hg, Fe, Al)	< 15	
Cr (VI)	< 0.1	(si le rejet journalier > 1g)
Cd	< 0.2	
Pb	< 0.5	(si le rejet journalier > 5g)
Hg	< 0.05	
As	< 0.1	
Fluor	< 15	(si le rejet journalier > 150g)
Cyanures libres	< 0.1	(si le rejet journalier > 1g)
Hydrocarbures totaux	< 10	(si le rejet journalier > 100g)
Composés organiques halogénés	< 1	(si le rejet journalier > 30g)

II.4. Formation et composition des lixiviats

La formation de lixiviats à partir des déchets met en jeu une grande diversité de phénomènes, résultant essentiellement du mode d'exploitation du centre de stockage (hauteur de déchets, nature et qualité des déchets, surface exploitée, compactage, âge des déchets etc.) et de l'infiltration des eaux. Ces différents phénomènes peuvent se répartir en deux catégories :

- Les mécanismes physico chimiques : les évolutions du pH, du pouvoir tampon, de la salinité et du potentiel d'oxydoréduction des percolats sont le résultat des mécanismes chimiques de solubilisation, complexation, oxydoréduction, adsorption, neutralisation et transfert de matière [24].
- Les processus biologiques aérobie et anaérobie : grâce à l'action biochimique des enzymes sécrétées par les microorganismes du milieu, la fraction organique des déchets est dégradée [25].

Le lixiviat est un effluent complexe caractéristique de la décharge dont il est issu. Les principaux paramètres influençant la composition du lixiviat sont la composition des déchets enfouis, leur degré de décomposition, leur taux d'humidité, leur température, le taux d'infiltration de l'eau dans les déchets, les conditions climatiques et l'âge de la décharge [26]. Malgré sa complexité, quatre groupes de polluants caractérisent le lixiviat [27] :

- La matière organique dissoute,
- Les composés organiques anthropiques (hydrocarbures aromatiques, phénols, composés aliphatiques chlorés...),
- Les composés minéraux majeurs : Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} ...
- Les métaux lourds (Zn, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb...)

Les principaux paramètres caractérisant un lixiviat sont la Demande Chimique en Oxygène (DCO), la Demande Biologique en Oxygène (DBO₅), le Carbone Organique Dissous (COD), l'azote Kjeldhal (NTK), le pH, la conductivité, les métaux.

Plusieurs auteurs ont étudié la composition d'un lixiviat en phases d'acidogénèse et de méthanogénèse sur des déchets enfouis et n'ayant subi aucun prétraitement [7]. Les gammes de valeurs correspondantes sont données dans le tableau II.2

Tableau II 2 : Composition moyenne d'un lixiviat en phase acidogène et méthanogène selon différentes études (Unités en mg/L sauf pour le pH) [7].

Paramètres	Acidogénèse	Méthanogénèse	Acidogénèse	Méthanogénèse
pH	4,5-7,8	6,8-9	4,5-7,8	6,4-9
DBO₅	4000-68000	20-1770	500-68000	0,5-1770
DCO	6000-152000	500-8000	400-152000	1-8000
COT	1010-29000	184-2270	350-29000	14-2270
AGV	963-22414	5-146	/	/
SO₄²⁻	5-1750	5-420	4-2800	1-1190
Ca⁺⁺	10-6240	20-600	/	/
Mg⁺⁺	25-1150	40-478	/	/
Fe	20-2300	1,6-280	0,1-2300	0,2-330
Mn	0,3-164	0,03-45	/	/
Zn	0,1-140	0,03-6,7	0,02-200	0,005-9
Cu	0,13	0,13	0,003-1,1	0,007-0,6
Cd	0,02	0,015	0,002-0,10	0,0001-0,9
Cr	0,13	0,090	0,01-1,5	0,0001-0,7
Ni	0,4	0,17	/	0,036-0,6
Pb	0,28	0,2	/	0,0001-1,9

Les concentrations en acides gras volatils (AGV) sont très élevées en début de dégradation. Ils représentent environ 80% de la charge organique totale et peuvent monter jusqu'à 95% dans un lixiviat jeune [7]. Des différences entre les études sont notées pour une même phase de dégradation. Des facteurs liés au site (condition

d'enfouissement, climat) et aux déchets (composition, quantité) ont de forts impacts sur la production et la qualité des lixiviats[28]. C'est aussi pour cette raison que les gammes de valeurs données par les différentes études sont larges et qu'il est difficile d'attribuer une durée à chaque étape de dégradation car les vitesses de dégradation sont très variables d'une décharge à une autre, en raison notamment des caractéristiques de chaque site. Cependant, de nettes différences entre la phase acidogène et méthanogène sont observées notamment en ce qui concerne la charge organique et la teneur en métaux. Les lixiviats issus de déchets en phase méthanogène ont une charge organique plus faible que les lixiviats issus de déchets en phase acidogène.

L'analyse de certains paramètres renseigne sur l'état de dégradation des déchets. Le pH et la concentration en AGV sont de bons indicateurs pour différencier la phase d'acidogénèse ($\text{pH} < 7$) et la phase de méthanogénèse ($\text{pH} > 7$).

En ce qui concerne les métaux, des concentrations plus faibles sont retrouvées dans les lixiviats en phase méthanogène. Le fer est un bon exemple de composé dont la concentration évolue avec la phase de dégradation.

D'autres éléments tels que le sodium et les chlorures ne sont pas dépendants des changements de phase de dégradation [7]. En revanche, les sulfates, qui sont réduits en sulfures au cours de la méthanogénèse, sont de bons indicateurs de cette phase.

II.5 Evolution du lixiviat au cours du temps

Le lixiviat est produit tout au long de la dégradation des déchets. La composition du lixiviat est une photographie de l'état de l'évolution des déchets.

De nombreux auteurs ont comparé la composition des lixiviats de décharges aux stades d'acidification et de fermentation méthanique. Ces études ont permis de suivre l'évolution de la matière organique enfouie et ont révélé que la composition des lixiviats peut être reliée à la biodégradabilité des déchets. Ils ont conclu que le degré d'humification augmente lorsque l'âge de la décharge augmente [7].

Le tableau II.3 donne le classement des lixiviats selon l'âge de la décharge.

Tableau II 3 : Classement des lixiviats selon l'âge de la décharge [7].

	Lixiviats jeunes	Lixiviats intermédiaires	Lixiviats stabilisés
Age de la décharge	< 5 ans	5 à 10 ans	> à 10 ans
pH	< 7	= 7	> 7
DCO (g.O ₂ /l)	> 20	3 à 15	< 2
Biodégradabilité (DBO ₅ /DCO)	Moyenne > 0,3	Assez faible 0,1 à 0,3	Très faible < 0,1
Concentrations en acides organiques	Forte Prédominance AGV	Moyenne 20 à 30 % du COD	Nulle
Charge organique	Prédominance des acides gras volatils	Réduction des acides gras volatils	Prédominances des macromolécules

D'après les différents paramètres donnés dans le tableau II.3, un lixiviat jeune âgé de moins de 5 ans se situerait encore en phase d'acidogénèse, un lixiviat intermédiaire dont l'âge serait compris entre 5 et 10 ans correspondrait à la mise en place des phases d'acétogénèse et de méthanogénèse alors qu'un déchet d'âge supérieur à 10 ans, dit « stabilisé » appartiendrait aux phases de méthanogénèse et de maturation. Cependant, la qualité du lixiviat n'évolue pas toujours de la même façon et l'âge du lixiviat n'apparaît pas comme un facteur déterminant pour définir l'état de dégradation d'un déchet. Un déchet âgé de 8 ans, provenant d'un site avec une couverture à base de compost, peut atteindre un état de dégradation proche d'un déchet âgé de 20 ans provenant d'un site avec une couverture d'argile. De ce fait, il est difficile d'attribuer une durée à chaque phase de dégradation car les vitesses de dégradation sont variables en fonction de la nature des déchets et du mode d'exploitation du site [7].

II.6. Impact du lixiviat sur l'environnement

Les lixiviats ou liquides de percolation de la décharge sont chargés bactériologiquement et surtout chimiquement de substances tant minérales qu'organiques. Ils peuvent se mélanger aux eaux de surface comme aux eaux souterraines et donc constituer un élément polluant tant par leur aspect quantitatif que qualitatif. L'eau traversant la couche de déchets va se charger en substances polluantes telles que la matière organique soluble résultant de l'activité biologique de la décharge, des constituants inorganiques comme les métaux lourds (provenant notamment des piles) et des germes qui peuvent être dangereux pour la santé et l'environnement.

Le plus grand risque lié à la production de lixiviats est la contamination de la nappe phréatique. Cela aurait pour conséquence de polluer les puits d'eau de consommation et donc de priver la population d'un élément vital à sa survie. Signalons également que la pollution des réserves d'eau potable par des micro-organismes pathogènes est susceptible de provoquer des épidémies.

Les risques liés au biogaz peuvent être séparés entre risques pour les humains (toxicité des substances traces, asphyxie pour les opérateurs sur le terrain, explosion du méthane, incendies) et risques de pollution de l'atmosphère (les gaz majeurs sont des gaz à effet de serre). Au-delà de ces considérations, les lixiviats doivent être traités comme des substances dangereuses. Il est nécessaire d'en organiser la collecte et le traitement afin de limiter au maximum les conséquences sur l'environnement et la santé publique [29].

Chapitre III : Le Centre
d'Enfouissement Technique d'Ouled
Fayet

III.1 Introduction

Dans ce chapitre, nous allons essayer de faire le diagnostic du premier centre d'enfouissement technique de déchets en Algérie qui est en exploitation à savoir celui d'Ouled Fayet.

III.2 Historique du projet

L'explosion démographique et la surexploitation de la décharge publique de Ouled Smar ont conduit à la saturation de cette dernière. Face à cette saturation, la wilaya d'Alger a décidé de rechercher un autre site pouvant servir de lieu de décharge. Dans ce sens, le Schéma Général d'Assainissement du Grand d'Alger, approuvé par le décret présidentiel n°76.53 du 25/03/76 a retenu le site qui sert déjà à la décharge publique d'Ouled Fayet. Ce site, situé au lieu dit « Maison-Blanche », était, à l'origine, une terre agricole du domaine Kouchi détournée en décharge sauvage.

Des études d'impact sur l'environnement de cette décharge confiées à plusieurs bureaux d'études (CNERU, ANRH, CTTP) ont débuté en 1985 et ont pris fin en 1989 par les résultats publiés par un autre bureau d'études qu'est l'EDIL.

Après ces multiples études, cette décharge devenue contrôlée s'est vue dotée de deux casiers 1 et 2 d'enfouissement. Elle recevait les déchets urbains des communes suivantes : Ouled Fayet, Baba Hassan, Draria, Douéra, Khereissia, Souidania, Chéraga, El Achour.

Dans un premier temps, l'exploitation se faisait d'une manière contrôlée. Mais, après le comblement des deux casiers, la décharge a été délaissée et s'est transformée en décharge sauvage.

Pour palier à ce type de situation, un bureau d'études allemand (Kittelberger) en collaboration avec l'EDIL a recommandé, en 1994, la réouverture de cette décharge avec cette fois-ci un mode de gestion qui répond aux normes en matière de protection de l'environnement.

L'EDIL, continuant son travail d'expertise jusqu'en 1999, a confirmé que le site convenait parfaitement à l'implantation d'une décharge contrôlée. Une telle conclusion s'est faite, en outre, en considérant les résultats de l'étude géotechnique du LNHC [30].

Les travaux portant sur la mise en place du nouveau CET ont démarré en septembre 2000 et l'exploitation du premier casier a commencé début octobre 2001 [31].

Par décision du Wali d'Alger n° 444 du 25/04/2001, il a été procédé à la création d'une unité chargée de la gestion et de l'exploitation du centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet. Cette unité est rattachée à l'Etablissement de Nettoyement et Collecte des Ordures Ménagères NETCOM [31].

Le centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet reçoit actuellement les ordures ménagères des communes suivantes [31] :

- **Entrée Payante :** Chéraga, Ain Bénain, Draria, Douéra, El Achour, Baba Hacen, Khraicia, Staoueli, Soudania, Zéralda, M'helma, Shaoula, Rahmania, Bir Khadem, Bordj El Bahri, Ain Taya, Bordj El Kiffen, Rouiba, Oued Smar, Baraki, Dar El Beida, Reghaia, El Marsa.
- **Entrée Gratuite :** O. Fayet.
- **Les communes ayant le bon de transport NETCOM :** El Djamilia, Casbah, Bologhine, El Biar, Hydra, O. Koriche, B.E.O, D. Brahim, Hammamet, B Messous, Bouzareah, Kouba, H. Dey, Bab Ezzouar, Alger Centre, Madania, Gue De Constantine, Ben aknoun, Mouradia, Bir Mourad Rais, Bourouba, Belouizdad, Mekaria, Bach Djarrah, Eucalyptus, Mohamadia, Rais Hamidou, Sidi M'hamed.

III.3 Situation géographique du centre d'enfouissement d'Ouled Fayet [30]

Le CET d'Ouled Fayet se situe à 16 km au sud-ouest d'Alger et à 3 km du chef lieu de la commune d'Ouled Fayet, dans la circonscription de Chéraga (figure III. 1).

Situé entre deux voies routières, la route nationale n° 36 et le chemin de wilaya CW 142 qui joint Chéraga, Ouled Fayet et Douéra, le centre s'étend sur une superficie de 40 ha dont 27 ha seulement pour l'enfouissement des déchets.

Le site se trouve sur un plateau ondulé et entaillé par de nombreux vallons. Le CET se localise à l'amont et sur le versant droit de l'Oued Ben Brahim, affluent de l'Oued El Karma. La projection conique conforme (La terre est supposée avoir la forme d'un ellipsoïde de révolution, le sommet du cône appartient à l'axe des pôles et donc de l'ellipsoïde) qui s'appelle « coordonnées Lambert » sont pour ce CET :

X=498 - 499m; Y=4063 - 4066m.

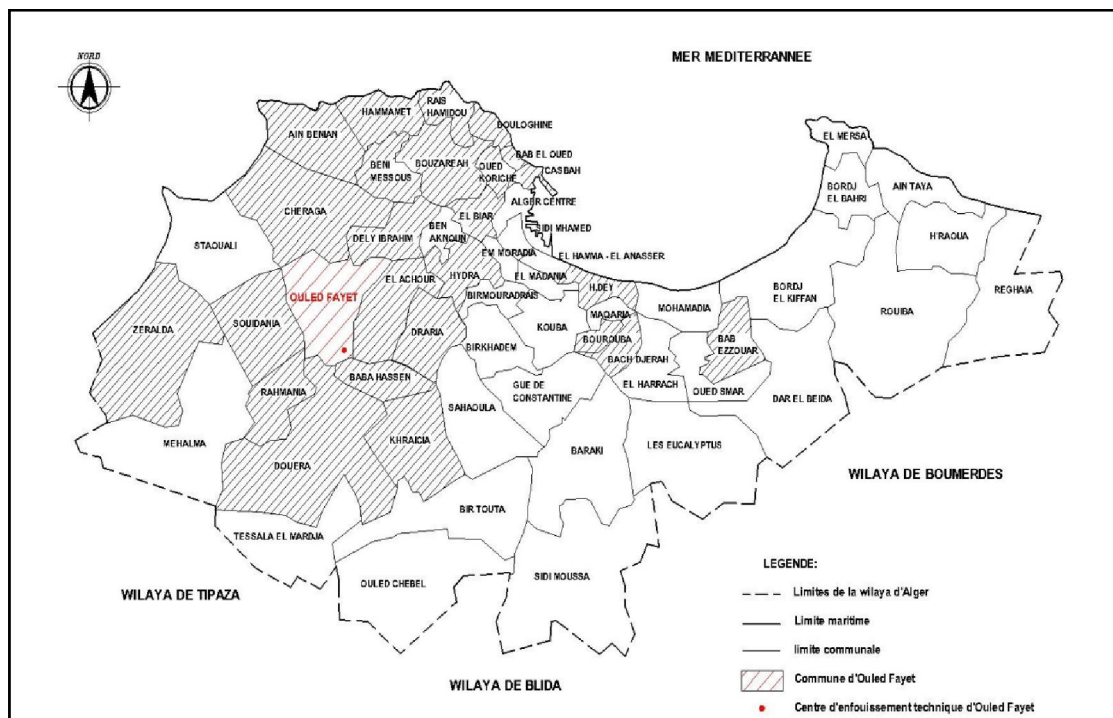


Figure III 1 : Carte de situation de la commune d'Ouled Fayet dans la wilaya d'Alger

III.4 Caractéristiques du site d'Ouled Fayet

III.4.1 Milieu naturel

a) Géologie du site d'Ouled Fayet [32]

Dans le secteur du site, on observe les affleurements des formations du quaternaire (période géologique récente, qui se poursuit actuellement), tertiaire [(pliocène, 5,3 à 1,8 Millions d'années)]. Le quaternaire est représenté par des dépôts caillouteux connus sous le nom de dépôts caillouteux du plateau d'Ouled Fayet. Ces dépôts semblent provenir d'une nappe étendue d'alluvions anciennes formées de graviers, de grès crétacés mélangés à une argile rougeâtre et constituant la couverture du plateau qui s'étend de Rahmania à Souidania et Ouled Fayet.

L'assise débute souvent par une couche glauconieuse, riche en fossile bien conservée.

Au dessus viennent des marnes bleues souvent sableuses, également fossilifères et d'épaisseur variable, puis des marnes jaunes renfermant des fossiles. Ces marnes jaunes s'intercalent de modules et bancs de calcaires jaunes.

Enfin, les argiles sahéliennes (assise argilo-marneuse de teint grise bleuâtre) forment le substratum du pliocène et s'étendent sur tout l'axe du sahel d'Alger.

b) Topographie et géomorphologie du site [33]

L'interprétation de la coupe topographique permet d'identifier le plateau d'Ouled Fayet légèrement vallonné et faiblement incliné vers le sud dont l'altitude moyenne est de 230 m et la moyenne de la pente varie de 2 à 3%.

Sur ce plateau, se trouve l'agglomération du chef-lieu de la commune d'Ouled Fayet à une altitude de 242 m environ; au sud de l'ACL de la commune d'Ouled Fayet et environ à 3 km se situe le site du centre d'enfouissement technique des déchets à une altitude de 180 m environ du point bas du site (figure III.2).

Le site de la décharge appartient à un plateau ondulé et très raviné dont l'aspect des collines mamelonnées est caractéristique de ce terrain. La pente varie de 10 à 20% dans certains endroits du site.

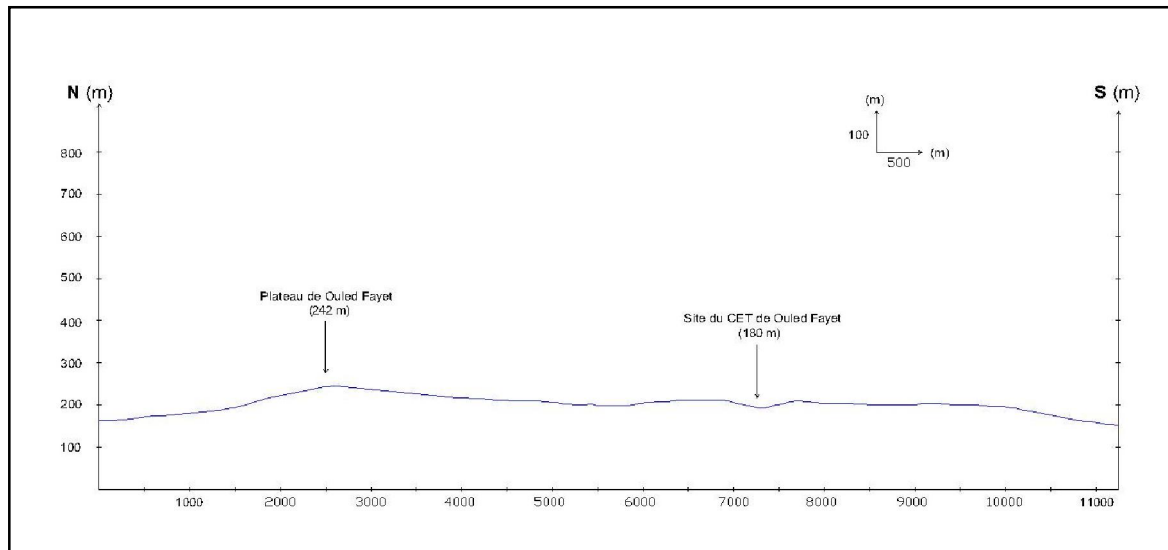


Figure III 2 : Coupe topographique du site [33]

Topographiquement, la région présente naturellement des thalwegs (cela correspond à la ligne qui rejoint les points les plus bas d'une vallée) qui forment naturellement la forme des casiers du CET.

c) Hydrogéologie du site [32]

Du point de vue hydrogéologique, les niveaux d'aquifères s'établissent nettement au-dessous de l'assise argileuse sahélienne. La nature des formations géologiques, situées au dessous de l'assise argileuse sahélienne, ne permet aucune présence d'aquifères importants dans le secteur (figure III.3).

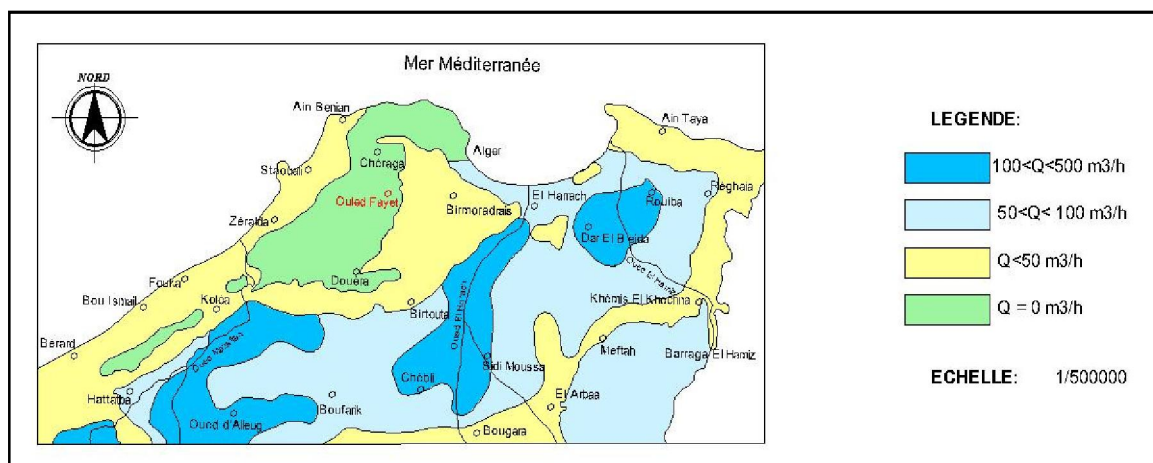


Figure III 3 : Carte des ressources en eaux souterraines [30]

L'équipe de l'ANRH, chargée de l'étude hydrogéologique du site, n'a pas pu repérer de points d'eau qui permettraient d'évaluer la moindre ressource en eau dans le secteur.

d) Hydrologie [32]

Le site CET se situe à l'intérieur du bassin versant hydrologique de la plaine de la Mitidja. Localement, il se situe à l'amont et sur le versant droit de l'Oued Ben Brahim, lui-même affluent de l'Oued El Kerma.

L'Oued Ben Brahim est un cours d'eau qui a peu d'importance du point de vue apport en eau de surface pour la décharge car elle se situe dans la partie amont du bassin versant.

e) Géotechnique du CET

Des investigations ont été effectuées sur l'emprise du projet: une étude géotechnique a été menée par l'organisme national de contrôle technique des travaux publics (CTTP).

Onze sondages carottés, de profondeurs différentes (tableau III.1), ont mis à jour, de haut en bas, des formations argileuses avec parfois intercalations sableuses et une mince couche de terre végétale dont l'épaisseur ne dépasse pas 0,50 mètre.

Tableau III 1 : Profondeur des sondages

N° de sondage	Profondeur (m)	N° de sondage	Profondeur (m)
1	10	7	10
2	15	8	8
3	10	9	12
4	20	10	10
5	6	11	12,5
6	7	/	/

La figure III.4 suivante localise les sondages et les essais de pénétration statique [33].

L'examen de sondage a permis de mettre en évidence (figure III.4):

- Une couche d'argile brunâtre à ocre, souvent sableuse, et à concrétions calcaires. Elle emballe parfois, quelques graviers de minces niveaux gréseux ou calcaires, assez rares et visibles au sein des sondages (S3, S4, S5).
- Un sable très fin, souvent très argileux, et peu limoneux dans la partie nord-ouest du site (sondages: S2, S3, S9).
- Un substratum constitué de formations marneuses brunâtres à grisâtres altérées, plus ou moins plastiques à indurées. A l'intérieur de cette marne, il a été constaté des concrétions calcaires ainsi que des passées sableuses ou graveleuses caillouteuses (sondages S3, S4).
- Dans les sondages S4, S11, la marne devient une véritable matrice sableuse, plastique, renfermant de nombreuses concrétions, graviers, calcaires.

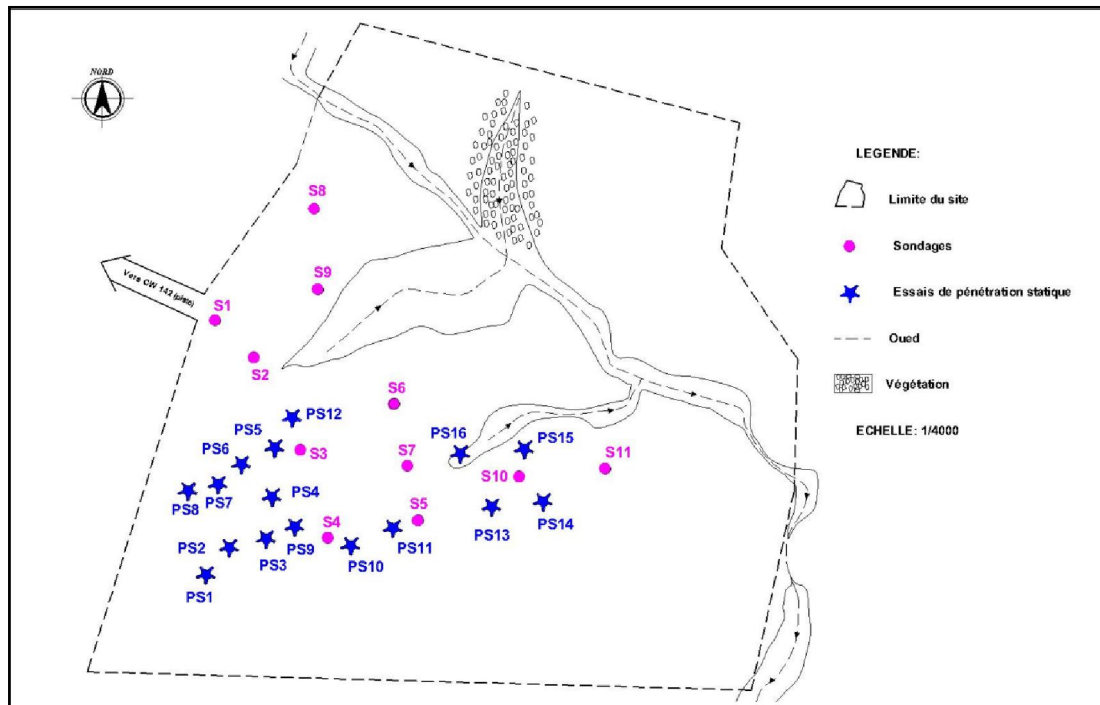


Figure III 4 : Plan de localisation des sondages et des essais de pénétration statique [30].

❖ Niveau de la nappe phréatique

Trois piézomètres ont été placés dans les sondages S4, S9, S11. Les mesures effectuées pour déduire le niveau de la nappe phréatique ont été faites les 18/11/87, 21/11/87 et 01/12//87.

Il existe une petite nappe perchée issue des infiltrations de surface de plateau. Cette nappe est peu étendue. Elle se situe vers 5 à 6,5 mètres de profondeur. La méthode d'exploitation, par la mise en place des casiers, provoquera la disparition de cette nappe dont les eaux ne seront pas potables.

❖ les essais de pénétration statique

L'équipe chargée de l'étude géotechnique de l'organisme national de CTP ont jugé nécessaire de compléter la reconnaissance des sondages par les essais de pénétration statique. Seize essais de pénétration statique ont été réalisés.

L'examen des essais de pénétration statique a permis de constater que:

- A l'exception des essais PS7, PS8 et PS9, tous les essais ont enregistré des résistances de pointe supérieure à 100 kg/cm^2 entre 0,40 et 2 mètres de profondeur.
- Certains essais ont enregistré de faibles valeur de résistance de pointe PS1, PS7, PS11, PS13 et surtout PS10 qui a montré de très faibles valeurs (2 à 4 kg/cm^2). Cet essai a été effectué en amont du versant sud du site.
- Tous les essais ont enregistré de fortes valeurs de résistance de pointe à partir de 10 mètres de profondeur (sauf PS5, PS6, PS7, PS8, PS13, PS14); il s'agit probablement de la marne compacte. Cette marne apparaît à partir de 5,4

mètres de profondeur pour PS7, PS8, implantés dans le thalweg. Pour PS5 et PS6, on a décelé le toit de la marne à 6 m et 6,6 m. Pour PS13 et PS14, la marne compacte ne commence qu'à 19,8 m et 23 m de profondeur.

III.4.2 Conditions climatiques

Les conditions climatiques (précipitations, température et vent) jouent un rôle certain dans l'étude de l'implantation d'un CET dans une région donnée [30].

➤ **La pluviométrie**

La région du sahel d'Alger présente deux saisons contrastées l'une pluvieuse en hiver et l'autre sèche en été, caractéristiques du climat méditerranéen.

Les précipitations moyennes annuelles se situent entre 700 et 800 mm, les plus fortes s'étendent du mois d'octobre au mois de février. Elles sont presque inexistantes en juillet et août (figure III.5).

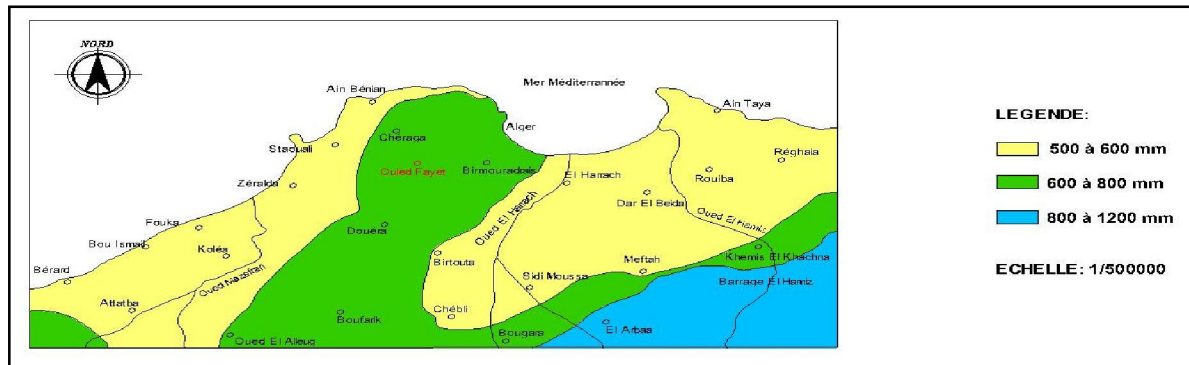


Figure III 5 : Carte pluviométrique du Sahel d'Alger [30].

➤ **La température**

La température constitue un facteur important pour notre étude car elle intervient dans la fermentation des déchets.

La période de décembre à avril comprend les mois les plus froids de l'année contrairement à la période de juin à septembre qui comprend les mois les plus chauds. Les températures se situent entre les valeurs extrêmes de 2°C et 40°C.

➤ **Les vents**

Le vent est un paramètre climatologique important pour l'implantation d'un centre d'enfouissement technique, car lors de la réalisation des casiers, il y a lieu de déterminer l'orientation de ces derniers en fonction des vents dominants afin d'éviter l'éparpillement des déchets légers tel que le papier sur toute la longueur des aires réalisées et aussi d'éviter la propagation des gaz ou odeurs nauséabondes, dans la direction de la ville par exemple.

Pour l'état des vents de la région d'Ouled Fayet, le changement de direction des vents dominants est en fonction des saisons. En automne et en hiver (d'octobre à mars), les vents soufflent d'ouest à sud-ouest. Au printemps et en été (d'avril à septembre), ils soufflent du nord à nord-est. La moyenne mensuelle de vitesse de vent est comprise entre 10 à 15 km/h.

III.4.3 Avantages et inconvénients du site d'implantation du CET d'Ouled Fayet

Le tableau III.2 présente les avantages et les inconvénients du site du centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet [30].

Tableau III 2 : Avantages et inconvénients du site du CET d'Ouled Fayet.

	Avantages	inconvénients
Géologie	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Nature du sol favorable (imperméable), ✓ absence de ressource minérale, ✓ présence de matériaux de couverture argileux-marneux, 	
Hydrogéologie	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Sol imperméable, ✓ pas de nappe aquifère, 	
Hydrologie	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Les eaux polluées peuvent être facilement collectées, 	
Géotechnique	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Sol porteur et stable, 	
Climatologie		<ul style="list-style-type: none"> ✗ Le site se situe sur une colline venteuse
Accessibilité	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Chemin de Wilaya n°142 et route nationale n°36, 	
Capacité	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Importante, 	
Protection contre la vue	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Plantation d'un rideau d'arbres, 	
Circulation à proximité immédiate	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Faible à moyenne, 	
Intégration du site dans le paysage local	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Positive (aire de jeux ou terrain de sport), 	
La faune et flore	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Pas de faune ou flore particulières, 	
Situation du site dans leur contexte d'habitat et d'économie	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Pas d'habitation à proximité du site sauf une ferme à 100m 	<ul style="list-style-type: none"> ✗ Présence des cultures aux alentours du site ✗ pas de réseaux d'assainissement à proximité du site

III.5 Les déchets de la décharge d'Ouled Fayet

Le CET d'Ouled Fayet, d'une durée de vie estimée à 10 ans, comporte 5 casiers d'un volume total de 3.10^6 m^3 . En décomptant les terres de couverture, ceci donne une capacité d'enfouissement de $1,5.10^6 \text{ T}$ de déchets compactés [11].

III.5.1 Nature des déchets autorisés

Les déchets ménagers enfouis sur le site d'Ouled Fayet sont constitués principalement de déchets putrescibles et de déchets d'emballages (papiers, cartons, textiles, plastiques). Ces derniers constituent environ 80 % de la masse de déchets [20]. Seules les ordures ménagères et les déchets assimilés (déchets de commerce, déchets industriels banals...etc.) sont autorisés à être déversés au niveau du C.E.T d'Ouled Fayet. Tous les autres déchets (toxique, septique, industriel, déchets d'abattoirs...etc.) sont strictement interdits [30].

Le tableau III.3 donne les différentes types de déchets admissibles et interdits dans le CET d'Ouled Fayet.

Tableau III 3: Types de déchets admissibles et interdits dans le CET d'Ouled Fayet [31].

Types de déchets admissibles	Types de déchets interdits
Ordures ménagères, Objets encombrants, Déchets de voierie, Déchets industriels et commerciaux assimilables aux ordures ménagères, Déchets verts, Boues dont la siccité est supérieure ou égale à 30%, Déchets fermentescibles et fortement évolutifs de l'industrie et de l'agriculture, Déchets de bois, papier, carton.	Déchets dangereux et déchets industriels spéciaux, Déchets contenant plus de 50mg/kg de PCB et les déchets contaminés par ce produit, Les déchets septiques des hôpitaux, Les cyanures, Les produits inflammables et explosifs, Les solvants organiques, Les produits radioactifs, Les pesticides, Les déchets d'amiante, Les déchets de peintures, Les produits pharmaceutiques, Les boues de tanneries et de teinturerie, Déchets liquides dont la siccité est inférieure à 30%.

III.5.2. Quantité de déchets rejetés dans le CET

Actuellement, la quantité moyenne de déchets déversés dans le C.E.T d'Ouled Fayet est de plus de 1380,64 tonnes par jour de déchets solides urbains. La figure III.6 représente la quantité des déchets reçus dans CET Ouled Fayet par an [31].

On remarque que la quantité de déchets augmente au cours du temps et ce, jusqu'à 2006 ce qui s'explique par l'augmentation du nombre de communes qui passe de 6 à 34 et par la fermeture partielle de la décharge Oued Smar. En effet, en 2006, la quantité de déchets est passée à 753896 tonne/an car la décharge de Oued Smar a été fermée pendant 4 mois.

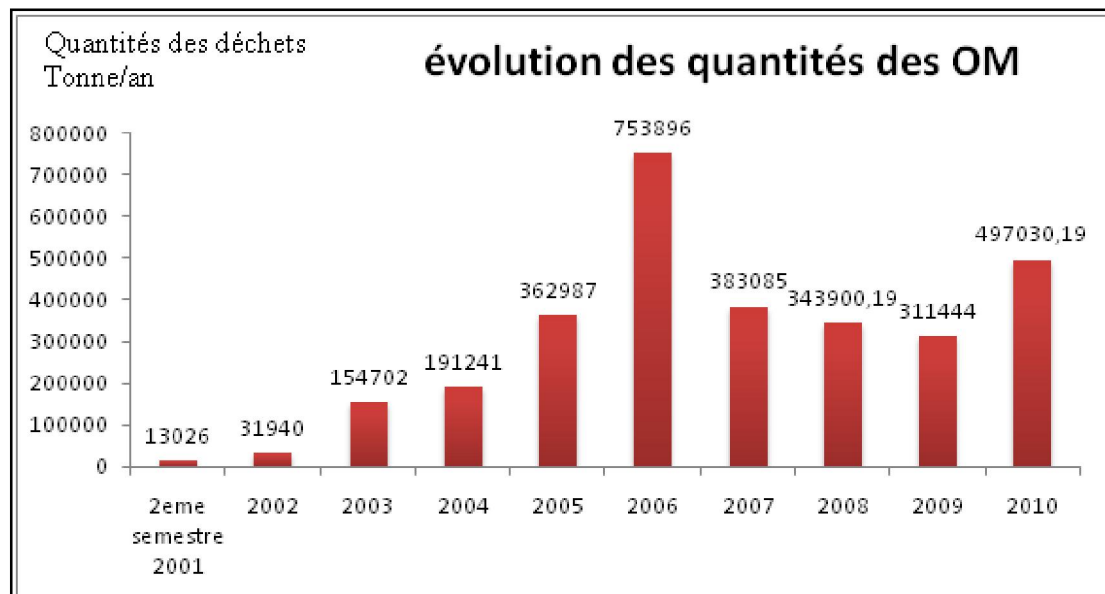


Figure III 6 : Evolution des quantités des OM au niveau du CET Ouled Fayet

III.5.3 Composition des déchets rejetés

La composition des déchets solides urbains rejetés dans le CET d'Ouled Fayet, en pourcentage, estimée par les auteurs, est résumée dans le tableau III.4.

Tableau III 4: Composition des déchets solide urbains rejetés dans le CET d'Ouled Fayet.

Composition	R.Gillet-1983- [30]	ECC-EDIL-1997- [30]	S. HOCINE-2006- [30]
Matières organiques	80	79,05	65,9
Matières plastiques	3,1	8,2	10,3
Papiers et cartons	7,5	5,72	10,6
Métaux	4,9	0,84	4,7
Textiles	2,2	3,93	7,1
Verre	0,6	0,89	0,6
Déchets divers	1,7	1,37	0,8

D'après ce tableau, on remarque la prédominance de la matière organique et l'augmentation des rejets de matières plastiques, papiers et cartons, textiles...

III.6. Conception et réalisation du CET d'Ouled Fayet

III.6. 1. Les casiers d'enfouissement

Le tableau III.5 donne la profondeur, la capacité et le taux d'exploitation de chaque casier ainsi que la durée d'exploitation de chacun.

Tableau III 5: Exploitation des casiers d'enfouissement du CET d'Ouled Fayet [31].

Casier	Profondeur (m)	Capacité (m ³)	Taux d'exploitation	Durée de vie
Casier N°1	12	130.000 soit 65.000 tonnes de déchets compactés.	116 %	12 mois Saturation définitive
Casier N°2	10	80.000 soit 40.000 tonnes de déchets compactés.	105 %	07 mois et 19 Jours Saturation définitive.
Casier N°3	20	960.000 soit 480.000 tonnes de déchets compactés.	123%	23 mois Saturation définitive
Casier N°4	22	1.250.000 soit 625.000 tonnes de déchets compactés	00	Réalisé et non exploité
Casier N°5	16	500.000 soit 250.000 tonnes de déchets compactés.	101 %	16 mois et 10 jours Saturation définitive.

III.6.2. Imperméabilisation des casiers d'enfouissement [30, 34]

Après étude du sol et des caractéristiques géologiques du site retenu pour l'implantation de la décharge, commencent alors les travaux de terrassement. Une excavation d'une dizaine de mètres de profondeur et d'une superficie de 10.000 m² est creusée (casier). Sur le fond du casier est déposée une couche d'argile ou de marne : matériaux naturels. Intervient ensuite la pose de la géo membrane en polyéthylène haute densité (PEHD), matériau étanche, pour éviter toute infiltration dans le substratum, sur le fond et les talus ou parois du casier. La pose de cette géo membrane exige une maîtrise des techniques de soudures. Cette dernière est alors recouverte par une couche de géotextile pour la protéger.

Un caniveau de drainage perforé et entouré du grillage pour recueillir les lixiviats est aménagé dans l'axe du casier dans le sens de sa largeur ou de sa longueur. Le drain est lié au bassin de décantation situé à l'Est du site. Enfin, une dernière couche de 50 cm de gravier de dimensions différentes (10% de calcaire) est déposée comme le montre la Figure III.7.

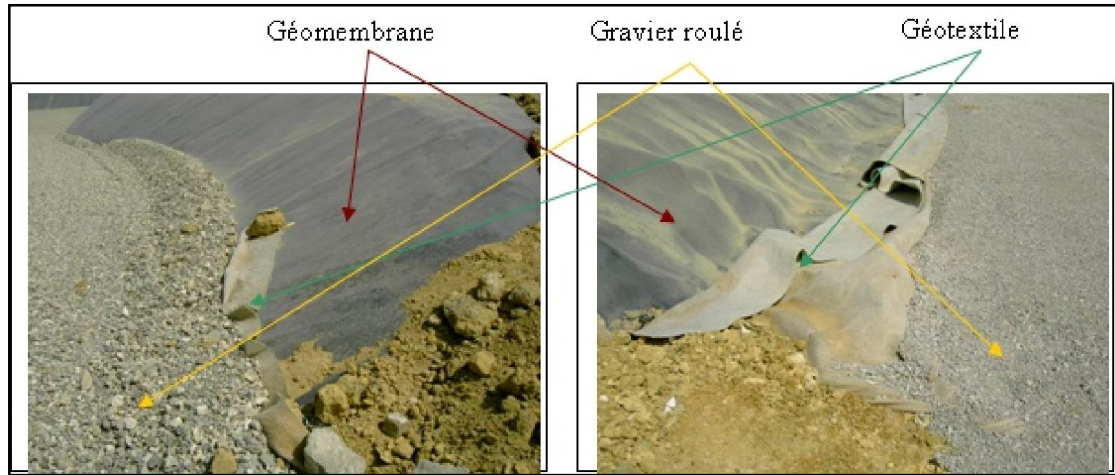


Figure III 7 : Constituant du casier N°4 : géo membrane, géotextile et gravier roulé [17].

III.6.3. La Géo membrane

L'utilisation de la géo membrane dans la construction des casiers assure une imperméabilité, évitant ainsi toute contamination possible du sol ainsi que des eaux superficielles et souterraines [30]. En fond de décharge, la géo membrane doit jouer le rôle de barrière étanche et favoriser le drainage des lixiviats. Seules les géo membranes en PEHD seraient chimiquement résistantes aux lixiviats. Mais, elles sont moins faciles à manipuler que celles qui sont en PVC (polychlorure de vinyle), en EPDM (éthylène propylène diène monomère) ou en bitume [30].

La géo membrane utilisée dans le C.E.T d'Ouled Fayet est en PEHD, livrée en rouleaux de 130 m de longueur, 1,5 mm d'épaisseur et 975 m² de surface [30].

La géo membrane en PEHD est résistante à la plupart des acides, aux produits pétroliers, aux bases et aux solutions de sel. Elle se dissout seulement dans quelques solutions quand la température est élevée. Grâce à l'adjuvant de la suie, elle est résistante aux rayons U.V. Cependant, les géo membranes parfaites n'existent pas. Des défauts peuvent apparaître au cours de la fabrication, du transport, du stockage, de la mise en œuvre (pose et soudure), de la période de fonctionnement [30].

Pour tenter de limiter la contamination accidentelle, un système de drainage peut être mis en place sous la géo membrane pour recueillir le lixiviats.

III.6.4. Réseau de drainage des lixiviats

Afin de capter et éviter l'accumulation des eaux de lixiviation vers le bas des casiers, un réseau est installé au fond des cellules. Il améliore la conception du système de drainage. Pour ce faire, quatre (04) tubes en PEHD (diamètre de 500 mm) sont installés. Ils permettent un drainage alterné dans le temps et offrent la possibilité au percolât d'être évacué au moins sur 01 des quatre drains en cas d'obstruction [30]. La figure. III.8 représente le système de drainage du Casier N°5 qui s'effectue par 04 drains.

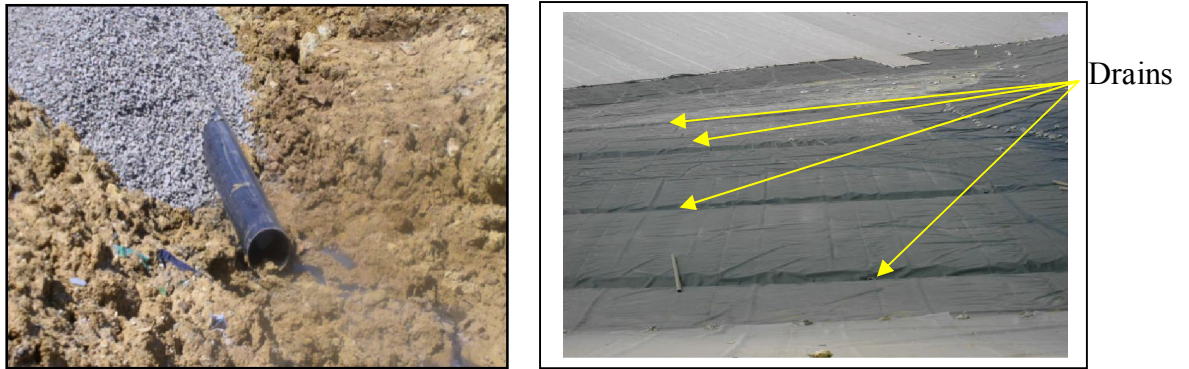


Figure III 8 : Système de drainage des lixiviats.

Ces tubes sont disposés dans des fossés, ensuite recouverts de pierre concassée et d'un géotextile de filtration afin de minimiser les risques d'obstruction. L'ensemble est recouvert d'une couche de gravier [30].

III.6.5. Elimination des biogaz

Un système vertical de récupération des biogaz a été réalisé. Il consiste en des cheminées en buses et en béton perforé de 1m de diamètre. A l'intérieur de ces buses est posé un tube en PVC perforé qui permet de collecter les biogaz produits par la biodégradation des déchets et de les évacuer du casier s'enfouissement [30]. La présence de biogaz au niveau des casiers et l'absence de torchères (casiers 1,2) pour brûlage du biogaz, provoquent des émanations toxiques (Figure III.9).

Le système de collecte des lixiviats, à cause de l'endommagement du drain central, entraîne la remontée des lixiviats par les puits de dégazage. On assiste alors à la stagnation des eaux pluviales mélangées aux lixiviats à la surface des casiers 1 et 2 (Fig. III.10).



Figure III 9 : Système de récupération de biogaz sans traitement



Figure III 10 : Refoulement de lixiviats vers l'extérieur au niveau de la cheminée de récupération des biogaz du Casier N° 1

III.6.6. Bassin de décantation de lixiviats

Les eaux de percolation des casiers N° 1, 2, 3 et 5 sont récupérées par un canal de réception dont le débit est estimé à 1.6 Litres/Seconde et dirigées vers un bassin ayant un volume de 124 m³ [30]. Il y a lieu de signaler que la nature est considérée comme le réceptacle final pour les lixiviats qui ne subissent aucun traitement au préalable (Fig. III.11). Actuellement, le bassin de décantation est saturé et le drainage se fait directement vers l'oued Ben Brahim à travers le canal d'évacuation (Fig. III.12).



Figure III. 11 : Bassin de décantation des lixiviats.



Figure III. 12 : Réceptacle final de lixiviats vers l'Oued Ben Brahim.

III. 7. Réaménagement en fin d'exploitation

Le réaménagement de la décharge contrôlée ne pourra s'effectuer dans des conditions satisfaisantes qu'au bout d'une année environ, afin de laisser le temps, aux ordures de la dernière couche, de fermenter. Après la stabilisation de la décharge, il est recommandé de procéder à la réintégration du site dans son environnement naturel. Cette opération est fonction de la destination finale, qui dépend de la volonté des autorités locales [35].

- Espace vert « engazonnement »,
- Mise en culture,
- Espace de loisirs (terrain de sport ou parc public).

Il est nécessaire de tenir compte de la forme de la décharge qui est un important facteur de réussite d'une telle opération. En effet, la décharge doit se terminer en pente pour éviter la formation de cuvettes où les eaux stagneraient provoquant ainsi la mort des végétaux par asphyxie. La réussite d'un reverdissement de la décharge contrôlée dépend de l'application de principes agronomiques simples :

a) Préparation d'un sol favorable : L'apport de matériaux de couverture est nécessaire. On veillera notamment à ne pas tasser la terre lors de sa mise en place car le sol favorable au développement de la végétation doit être perméable à l'air, à l'eau et suffisamment profond.

b) Plantation d'une végétation adaptée au milieu. Le choix des espèces doit être fonction du choix de réaménagement, en relation avec le type de sol et les conditions environnementales.

Sur la base de cette étude achevée depuis août 2006, des travaux de réhabilitation ont été entamés, et comprennent principalement:

- La fermeture, la réhabilitation et le réaménagement des zones n° 1 et 2.
- La réfection et l'exploitation des systèmes de lixiviats et de biogaz, avec prise en charge de l'entretien, du contrôle et du suivi.

Sur le plan de la consistance, les missions comprennent :

- Les travaux d'excavation des déchets en dehors du profil de fermeture de la décharge d'enfouissement, et de compactage.
- L'exécution et l'exploitation du système de collecte du biogaz.
- L'exécution des aménagements finaux (couverture, étanchéité, plantations ...).
- L'exécution des locaux (loge, centre d'exposition artisanale des régions, banc en bois, pont et cours d'eau artificiel, kiosque, toilettes, local administratif et maintenance), et autres travaux nécessaires à l'exploitation (Voieries et réseaux divers, stabilisation des sols, alimentation en énergie, installations pour suivi et rabattement du niveau de lixiviats et leur traitement ...).
- L'exécution de travaux géotechniques, et d'un réseau piézométrique pour le contrôle et l'analyse des eaux souterraines.

Ces travaux sont rendus nécessaires du fait des défections constatées (émanation de biogaz, débordement des lixiviats par les buses du dégazage) auxquelles on attribue l'échec de la majorité (80%) des plantations d'arbres réalisées au dessus des premiers casiers exploités (Casiers 1 et 2 et 3) (figure III.13) [11]. Mais actuellement, l'émanation de biogaz, le débordement des lixiviats par les buses du dégazage et le rejet du lixiviats dans l'Oued ben Brahim restent toujours des points noirs du CET d'Ouled Fayet.



Figure III. 13: Plantation d'arbres après recouvrement des casiers [11]

III.8. Conclusion

Un centre d'enfouissement technique permet la disposition finale des déchets solides de façon sécuritaire en minimisant les impacts sur l'environnement. Le CET d'Ouled Fayet a été choisi du fait de son isolement, de sa situation topographique et de ses caractéristiques hydrogéologiques. Il reçoit des déchets ménagers à raison de près de 1400 tonnes par jour sans aucun tri préalable et sans traitement des lixiviats générés ce qui entraîne fatalement un impact négatif certain sur l'environnement.

Le Centre d'enfouissement technique reste le moyen le plus adapté pour notre pays. Cependant, toutes les conditions techniques doivent être préalablement réunies pour récupérer le biogaz et éviter le déversement sauvage, dans la nature, des lixiviats dangereux pour l'environnement.

Chapitre IV : Matériel et méthodes

Introduction

Ce chapitre portera sur le mode de prélèvement des échantillons et sur la caractérisation des eaux de puits et des lixiviats. Un modèle statistique connu sous le nom ACP (Analyse en Composantes Principales) sera utilisé dans l'interprétation des résultats obtenus.

IV.1. Prélèvement des échantillons

IV.1.1 Prélèvement des eaux de puits

Une campagne de prélèvements de quatre échantillons a été effectuée durant le mois de Juin 2010. Les eaux ont été prélevées directement dans les puits proches du Centre d'enfouissement technique (Figure IV.1) et utilisés pour l'irrigation des champs limitrophes.



Figure IV. 1 : Localisation des points de prélèvement de l'eau.

IV.1.2 Prélèvement des lixiviats

Une campagne de prélèvements de trois échantillons (Figure IV.2) a été effectuée durant une période ensoleillée (Juin 2010) afin qu'il n'y ait pas de problème de dilution par les eaux de pluie ni de lessivage ce qui augmenterait les teneurs des éléments facilement mobilisables. Les échantillons de lixiviats ont été prélevés à une température ambiante d'environ de 25°C.



Figure IV. 2 : Localisation des points des prélèvements de lixiviats du centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet

IV.2. Mode de prélèvement et de conservation

Pour l'échantillonnage des eaux de puits, nous avons choisi les points disponibles sur site de façon à ce que l'échantillonnage soit représentatif du milieu suivant sa situation par rapport à la source de la pollution.

Le tableau IV.1 donne les profondeurs de prélèvement et les distances entre les puits par rapport au cœur du CET d'Ouled Fayet

Tableau IV. 1 : Caractéristiques physiques des quatre puits

Puits	Profondeur de prélèvement (m)	Distance CET-Puits (km)	Altitude (m)
P1	6	0,94	198
P2	2,3	1,99	158
P3	1,9	1,72	144
P4	0,5	0,60	173

Quant aux lixiviats prélevés, ils se différencient par leurs âges. Le premier point de prélèvement, point V (figure IV.2). Il se situe au niveau des casiers 1, 2 déjà fermés. Le point I se situe à la sortie du système de drainage des lixiviats du casier 3. Il est encore en cours d'exploitation. Le point J se trouve sur le casier N°5 déjà fermé (bassin de stockage).

Les échantillons des eaux de puits et de lixiviats sont collectés dans des flacons en polyéthylène de 1.5L préalablement rincés trois fois avec l'échantillon et remplis jusqu'à ce qu'il déborde puis, ils sont transportés au laboratoire où ils sont conservés au réfrigérateur à 4°C de manière à limiter toute évolution biologique.

Les analyses des paramètres globaux sont réalisées, dès la réception des lixiviats et des eaux de puits, au niveau de l'Office National d'Assainissement (ONA) de Baraki, au niveau des laboratoires de la SEAAL et du CETIM de Boumerdès ainsi qu'au niveau de l'ENP.

L'étude de la matière organique et de son fractionnement est, quant à elle, effectuée le plus rapidement possible de manière à limiter une éventuelle évolution de la matière organique car il n'est pas exclu que de légères transformations de celle-ci puissent se produire durant la phase de transport ou de stockage.

IV.3. Méthodes d'analyse

La détermination des paramètres physico-chimiques s'est faite selon les normes AFNOR et ISO (tableau IV. 2). Annexe A

Tableau IV. 2 : Paramètres, méthodes et normes d'analyse.

Paramètres	Méthodes d'analyse	
PH	pH-mètre (électrochimique)	NFT 90-008
Conductivité (ms/cm)	Conductimétrie (électrochimique)	NFT EN 27888
Température	Thermométrie	NFT 90-100
DCO (mg/l)	Bichromate de potassium	ISO 6060
DBO ₅ (g/l)	Manométrique (DBO mètre)	NFT 90-103
NTU	Turbidimètre	NF T90-033
Na ⁺ , K ⁺ , Ca ⁺⁺	Photométrie de la flamme	ISO 9964/3
NH ₄ ⁺ (mg/l)	Colorimétrique (Spectrométrie)	ISO 7150/1-1984
NO ₃ ⁻ (mg/l)	Colorimétrique (Spectrométrie)	T90-012
NO ₂ ⁻ (mg/l)	Colorimétrique (Spectrométrie)	ISO 5667
Cl ⁻	Titration	NF T90-014
HCO ₃ ⁻	Titration	NF T0-036
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	Colorimétrique (Spectrométrie)	ISO 6878/1-1986
MES (g/l)	Centrifugation et Séchage à 105°C	NFT 90-015
MVS (%)	Centrifugation et calcination à 560°C	-
Métaux lourds	Spectrométrie d'absorption atomique	ISO 82-88

IV.4. Les eaux de puits

IV.4.1 Résultats d'analyses des eaux de puits

Les caractéristiques physico-chimiques des eaux des différents puits sont regroupées dans le tableau IV.3.

Tableau IV. 3 : Résultats d'analyses de l'eau des puits autour du CET d'Ouled Fayet

paramètres	P1	P2	P3	P4	Normes Algériennes [36]	Normes OMS [37]
T (°C)	22	18	19	16	-	
pH	7,52	7,17	7,67	7,37	6,5 – 8,5	6,5- 9,5
CND (µS/Cm)	2314,83	2766,72	1510,45	1622,86	Max 2800	
NTU	0,84	0,45	0,55	2,50	Max 5	
Na ⁺ (mg/l)	48	28,44	39,11	16,89	200	200
K ⁺ (mg/l)	1,91	0	0	1,714	20	
Ca ⁺⁺ (mg/l)	127,45	107,84	225,49	117,65	75 à 200	
Mg ⁺⁺ (mg/l)	64,65	79,82	38,19	43,5	150	
Cl ⁻ (mg/l)	117,50	201,60	237,14	49,70	200 à 500	250
SO ₄ ⁻ (mg/l)	44,09	54,27	56,36	26,82	200 à 400	500
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	396,50	323,30	91,50	317,20	-	
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,094	0,112	0,199	0,0023	Max 0,5	
NO ₂ ⁻ (mg/l)	0,08	0,05	0,05	0	0,1	3
NO ₃ ⁻ (mg/l)	18,15	23,37	2,48	30,12	50	50
Cr (mg/l)	0,27	0,28	0,33	0,38	0,05	0,05
Cu (mg/l)	0,03	0,04	0,03	0,03	Max 1,5	2
Cd (mg/l)	0,012	0,015	0,016	0,015	0,010	0,003
Co (mg/l)	0,019	0,036	0,034	0,033	-	
Zn (mg/l)	0,008	0,006	0,010	0,005	Max 5	3
Ni (mg/l)	0,251	0,263	0,311	0,292	0,02	0,02
Fe (mg/l)	0,030	0,026	0,046	0,062	Max 0,3	/
Pb (mg/l)	0,02	0,02	0,02	0,02	0,05	0,01

IV.4.2 L'analyse en composantes principales

a) Introduction

Le but de l'ACP étant la simplification de la matrice de données initiales représentant les résultats des analyses physico-chimiques et métaux lourds qui ont été effectuées sur l'ensemble des puits dans les environs du CET d'Ouled Fayet. Les calculs seront effectués par le logiciel Statistica 6. Ce dernier consiste à analyser un tableau "individus-variables" en composantes principales.

b) Définitions

L'analyse en composantes principales (ACP), qui est une technique d'analyse des données, permet d'extraire l'essentiel de l'information contenue dans les tableaux des données et de fournir une représentation imagée se prêtant plus aisément à l'interprétation. Celle-ci a trois objectifs principaux :

- Le premier consiste à remplacer les variables initiales qui sont généralement plus ou moins liées entre elles, par des variables non corrélées, appelées Composantes Principales (CP) [38].
- Le second revient à réduire autant que possible le nombre des nouvelles variables (CP) à prendre en considération, tout en conservant la quasi totalité de la variance de l'ensemble des variables initiales [39].
- Le troisième est de donner une interprétation particulière aux CP les plus importantes parmi les variables initiales.

c) Caractéristiques générales de la méthode [40]

1) Tableau (matrice Z) des données initiales

Les individus sont représentés en lignes et les variables en colonnes.

$$\begin{bmatrix} z_1^1 & \cdots & z_1^p \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ z_n^1 & \cdots & z_n^p \end{bmatrix}$$

z_i^j est la valeur prise par la variable z^j pour l'individu i .

L'ACP cherche à décrire les relations entre les individus, entre les variables et entre les individus et les variables.

Pour cela, elle s'intéresse à 2 nuages de points : le nuage des points-individus et le nuage des points-variables.

➤ **Nuage des n points-individus**

A chaque individu sont associés, en ligne, p valeurs de variables ; les coordonnées de l'individu i dans l'espace de dimension p sont donc fournies par le vecteur :

$$\underline{z}_i = [z_i^1 + z_i^2 + \cdots + z_i^p]$$

L'ACP s'intéresse plus particulièrement aux distances entre les individus.

En ACP, les variables sont rarement de même nature et les distances ainsi mesurées n'auraient pas grande signification. Pour rendre les données homogènes,

elles sont centrées et réduites ce qui revient à remplacer z_i^j par $y_i^j = \frac{z_i^j - \bar{z}^j}{\delta(z^j)}$

Où \bar{z}^j désigne la moyenne arithmétique des z_i^j et $\delta(z^j)$ l'écart type des z_i^j .

➤ **Nuage des n points-variables**

A chaque variable sont associés, en colonne, les n valeurs attribuées aux individus. Les coordonnées de la variable z^j dans l'espace de dimension p sont donc fournies par le vecteur : $\underline{z}^j = [z_1^j + z_2^j + \dots + z_n^j]^t$

L'ACP s'intéresse plus particulièrement aux corrélations entre les variables.

Le coefficient de corrélation entre les variables z^j et z^k peut être calculé avec les données initiales (z) ou avec les données centrées et réduites (y) :

$$r(z^j, z^k) = \frac{cov(z^j, z^k)}{\delta(z^j) \delta(z^k)} = cov(y^j, y^k) = \frac{1}{n} \sum_i y_i^j y_i^k = \sum_i \frac{y_i^j}{\sqrt{n}} * \frac{y_i^k}{\sqrt{n}}$$

Soit, en posant, pour tout j : $\frac{y_i^j}{\sqrt{n}} = x_i^j$, on obtient : $r(z^j, z^k) = \sum_i x_i^j x_i^k$.

Or $\sum_i x_i^j x_i^k$ est le produit du transposé du vecteur x^j par le vecteur x^k .

On notera $C = \hat{X}X$ la matrice des corrélations.

La division par \sqrt{n} ne modifie pas la forme du nuage des individus, elle ne fait qu'en modifier l'échelle.

➤ **Visualisation des deux nuages**

Il s'agit, bien entendu, du nuage des individus et du nuage des variables associées à la matrice X.

Une représentation graphique directe du nuage de points dans l'espace de dimension 2 (plan) est facile, elle l'est moins dans un espace de dimension 3 et elle devient impossible dans le cas d'un espace de dimension supérieure à 3.

Les plans retenus, chacun deux étant défini par 2 axes orthogonaux (appelés axes factoriels), devront donner des images aussi peu déformées que possible du nuage de points. Autrement dit, une « photographie » du nuage des individus doit correctement refléter les distances entre les individus et une « photographie » des variables doit correctement refléter les corrélations entre les variables.

2) Analyse du nuage des individus [40]

Nous nous situerons d'abord dans des espaces de dimension 2 pour présenter la démarche d'une ACP avant de la généraliser.

➤ **Espace de dimension 2**

Le nuage des points-individus peut être directement visualisé graphiquement dans le plan, comme on le fait lors d'une étude de corrélation simple en statistique descriptive.

- 1) L'ACP centre les données du tableau, ce qui revient à prendre pour nouvelle origine le point G de coordonnées (\bar{z}^1, \bar{z}^2) appelé centre de gravité au point-moyen du nuage. Puis, elle les réduit et les divise par \sqrt{n} .

La somme des carrés des distances entre les points-individus et le point G est appelée inertie totale du nuage ; elle mesure la dispersion des points autour du centre de gravité du nuage.

Lorsque l'ACP est normée, la somme des carrés de toutes des données x_i^j est égale au nombre de variables.

- 2) L'intérêt essentiel de l'ACP est de faire apparaître l'axe principal d'allongement du nuage, c'est-à-dire l'axe, passant par G, sur lequel les distances entre les projections des points sont maximales. Il est appelé axe factoriel n°1.

Il n'existe pas, dans le plan, d'axe sur lequel les projections des points individus soient davantage dispersées que sur l'axe n°1. Si l'on mesure cette dispersion par la somme des carrés des distances entre les projections et le point G, on obtient l'inertie de l'axe factoriel n°1.

- 3) L'axe orthogonal à l'axe n°1 et passant par G est appelé axe factoriel n°2. Son taux d'inertie est forcément plus faible.
- 4) La « photographie » proposée par une ACP, dans le cas d'un espace de dimension 2, sera donc quasiment identique au graphique initial. Elle fera simplement apparaître, après avoir centré et réduit les données, les deux axes principaux d'allongement du nuage de points et les utilisera comme repère.

Remarque

Les axes Gx^1 et Gx^2 ont été remplacés par les axes factoriels Gc^1 et Gc^2 , c'est-à-dire que les variables x^1 et x^2 (corrélées) ont été remplacées par les variables c^1 et c^2 , appelées composantes principales ou facteurs. On montre que les variables c^1 et c^2 sont non corrélées.

➤ Généralisation à un espace de dimension p ($p > 3$)

Lorsque n individus sont décrits sous l'angle de p caractères ($n > p$), l'ACP détermine les P axes factoriels orthogonaux 2 à 2 et passant par le centre de gravité G du nuage des n points-individus dans l'espace de dimension p. Ces axes sont obtenus dans l'ordre décroissant de leur taux d'inertie.

On montre que c^1, c^2, \dots, c^p sont des combinaisons linéaire de x^1, x^2, \dots, x^p . Pour la $k^{ième}$ composante principale, on donc : $c^k = u_1^k x^1 + u_2^k x^2 + \dots + u_p^k x^p$.

\underline{u}^k est le vecteur directeur de l'axe factoriel n° k dans le repère $(Gx^1, Gx^2, \dots, Gx^p)$.

Les axes n°1 et n°2 définissent le plan factoriel sur lequel la projection du nuage restitue le plus d'information (plan principal).

La connaissance des taux d'inertie et de leur cumul permet à l'utilisateur de choisir le nombre d'axes factoriels retenus.

La lecture d'une « photographie » des individus conduit à s'intéresser aux distances entre les individus et aux distances entre les individus et l'individu « moyen » (représenté par le point G). Des groupes d'individus peuvent apparaître, et les individus très « originaux », donc éloignés de l'individu «moyen» peuvent permettre de donner une signification aux axes factoriels.

Remarque importante : il faut être prudent dans l'interprétation des distances entre les projections des individus ; il suffit, pour en être convaincu, de remarquer, par exemple, que dans un espace de dimension 3, 2 points, même éloignés, ont des projections confondues sur un plan factoriel s'ils sont, par exemple, symétriques l'un de l'autre par rapport à ce plan (figure IV.3).

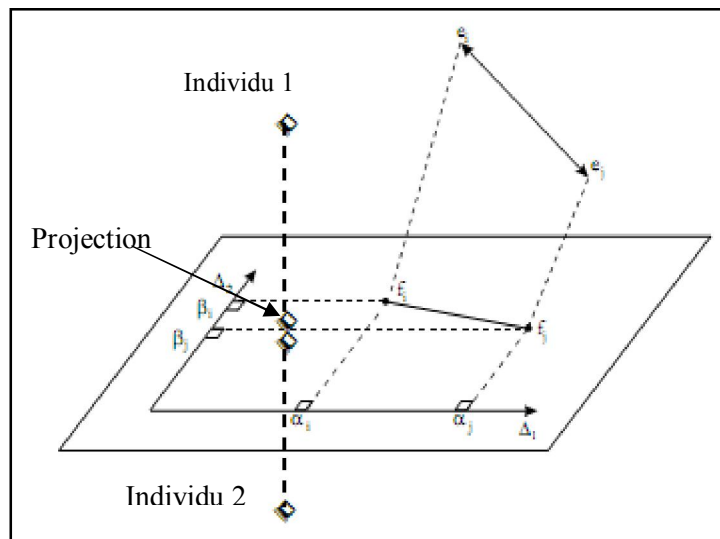


Figure IV. 3 : Projection des individus sur le plan factoriel.

Outre la possibilité de présenter plusieurs « photographies », les logiciels d'ACP réduisent les risques d'interprétation en proposant, pour chaque point-individu, des indicateurs de qualité de sa représentation.

La qualité de la représentation d'un individu i , sur l'axe factoriel k est appréciée en comparant :

- La distance (élevée au carré) séparant la projection du point-individu sur l'axe factoriel de l'origine soit : $(c_i^k)^2$;
- Et la distance (élevée au carré) séparant le point-individu de l'origine, dans l'espace de dimension p , soit : $(d_i)^2 = \sum_{j=1}^p (x_i^j)^2$;

La qualité de la représentation est d'autant plus satisfaisante que le rapport $\frac{(c_i^k)^2}{(d_i)^2}$ est proche de 1.

Ce rapport est fourni par les logiciels d'ACP sous des appellations diverses, par exemple $COS2(i, k)$...

La qualité de la représentation d'un individu i sur le plan factoriel défini par les axes k et l , peut donc être appréciée en faisant le rapport entre :

- La distance (élevée au carré) séparant la projection du point-individu sur le plan factoriel de l'origine soit : $(d_i')^2 = (c_i^k)^2 + (c_i^l)^2$;
- Et $(d_i)^2$

Ce rapport est bien entendu d'autant plus satisfaisant qu'il est proche de 1. Il est parfois noté $QLT_{kl}(i)$. On constate que : $QLT_{kl}(i) = \cos^2(i, k) + \cos^2(i, l)$.

Ceci peut être illustré graphiquement dans l'espace de dimension 3 (figure IV.4).

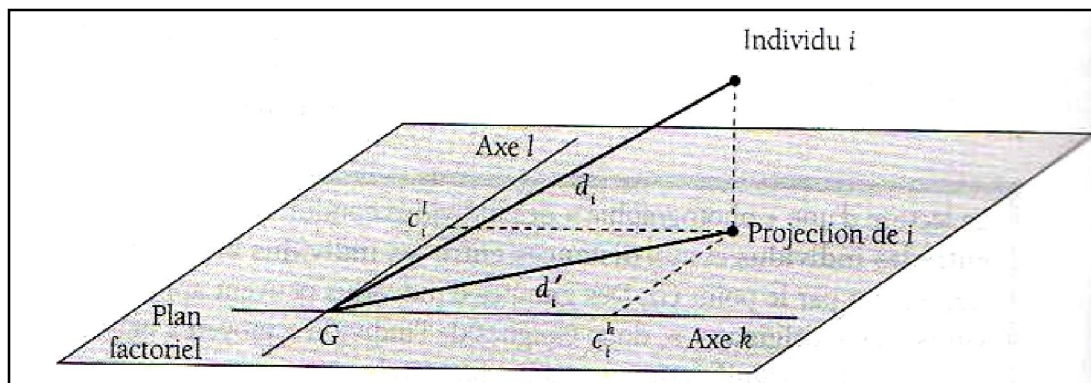


Figure IV. 4 : Qualité de la représentation d'un individu i sur le plan factoriel.

3) Analyse du nuage des variables [40]

L'ACP s'intéresse également aux corrélations entre les variables. Nous nous placerons dans un espace de dimension 3 (3 individus) pour présenter l'essentiel de la démarche. En effet, se placer dans un espace de dimension 2 reviendrait à caractériser chaque variable par 2 observations et conduirait à des coefficients de corrélation évidemment égaux à 1 ou à -1, ce qui serait sans grand intérêt.

➤ Espace de dimension 3

- 1) Comme l'étude du nuage des points-individus, celle des points-variables est faite après centrage, réduction et division par \sqrt{n} des données

L'origine O prise pour le nuage des points-variables correspond à une variable j (fictive) dont les valeurs x_1^j, x_2^j, x_3^j seraient nulles pour les 3 individus (ce n'est donc pas le centre de gravité du nuage des points-variables).

On sait que la somme des carrés des coordonnées de chaque variables est égale à 1 : dans un espace de dimension 3, les points-variables sont donc tous situés sur une sphère d'origine O et de rayon 1.

On montre que, sur cette sphère :

- 2 points proches correspondent à 2 variables fortement corrélées positivement ;
- 2 points quasiment opposés par rapport à O correspondent à 2 variables fortement corrélées négativement ;
- 2 points dans des directions quasiment orthogonales par rapport à O correspondent à 2 variables très faiblement corrélées.

La somme des carrés des distances entre les points-variables et l'origine est, par définition, l'inertie totale du nuage par rapport au point O .

L'inertie totale du nuage des points-variables est égale à l'inertie totale du nuage des points-individus.

Lorsque l'ACP est normée, cette inertie est égale au nombre de variables.

- 2) L'ACP détermine la direction principale d'allongement du nuage des points-variables, c'est-à-dire la direction de l'axe factoriel n°1. L'axe factoriel passe par O .

La dispersion des projections des points-variables sur cet axe est maximale. Elle est mesurée par la somme des carrés des distances des projections au point O ,

Le taux d'inertie de l'axe factoriel n° 1 est égal, par définition, à son inertie divisée par l'inertie totale.

- 3) L'ACP détermine l'axe factoriel n° 2 : c'est, parmi les axes orthogonaux à l'axe n° 1 et passant par O , l'axe sur lequel la dispersion (inertie) des projections des points-variables est maximale.

Les axes factoriels du nuage des points-variables ont les mêmes inerties et les mêmes de taux d'inertie que les axes factoriels du nuage des points-individus.

L'ACP conduit donc à définir le même nombre d'axes factoriels sur les deux nuages de points.

- 4) La projection des points variables sur le plan principal, défini par les axes factoriels n° 1 et n° 2, fournit la « photographie » du nuage de variables.
- 5) Si l'on souhaite connaître tous les coefficients de corrélation des variables prises 2 à 2. On a vu, à l'occasion de l'étude du nuage des points-individus que $C = X^t \cdot X$

On montre que les coordonnées des points-variables sur les axes factoriels correspondent aux coefficients de corrélation entre les variables et les composantes principales.

On sait que les composantes principales, c^1, c^2, \dots sont des variables de synthèse non corrélées résultant de combinaisons linéaires des variables x^1, x^2, x^3, \dots .

Un coefficient de corrélation élevé entre une variable x^j et la composante c^k indique que la variable x^j contribue fortement à la définition de l'axe n° k , ce qui peut aider à donner une signification à cet axe.

➤ **Généralisation à un espace de dimension n ($n > 3$)**

Dans la mesure où, pour tout j , on a $\sum_i (x_i^j)^2 = 1$, les points-variables sont tous situés à une distance égale à 1 de l'origine. Ils sont donc sur une « hyper sphère » de rayon 1. Comme elle le fait pour le nuage des points-individus, l'ACP détermine les p axes factoriels orthogonaux 2 à 2 du nuage des p points-variables dans l'espace de dimension n .

Ces axes sont obtenus dans l'ordre décroissant de leur taux d'inertie.

Les axes factoriels du nuage des p points-variables correspondent aux axes factoriels du nuage des n points-individus :

- Ils sont au nombre de p ;
- Le taux d'inertie de l'axe factoriel n° k du nuage des points-variables est égal au taux d'inertie de l'axe factoriel n° k du nuage des points individus.

Les axes n° 1 et n° 2 définissent le plan factoriel sur lequel la projection du nuage des points-variables restitue le plus d'information (plan principal).

Du fait de la correspondance existant entre les axes factoriels des deux nuages, à tout plan factoriel du nuage des individus (parfois appelé plan direct) correspond un plan factoriel du nuage des variables (parfois appelé plan dual).

L'intersection du plan dual avec l'hyper sphère des points-variables définit un cercle de rayon 1 appelé cercle de corrélations.

A la lecture d'une « photographie » des individus sur un plan direct, on doit donc associer la lecture d'une « photographie » des variables sur le plan dual où l'on fait apparaître le cercle des corrélations.

Les distances entre les projections des points-variables sur le plan dual sont le reflet des corrélations entre les variables.

Comme pour le points-individus, la prudence s'impose quant à l'interprétation des distances entre les projections des points-variables.

Seuls les points proches du cercle des corrélations peuvent être aisément interprétés. Ils correspondent à des points-variables proches du plan factoriel dans l'espace de dimension n et dont la qualité de la présentation est bonne :

- Deux points rapprochés traduisent une forte corrélation positive entre les deux variables ;
- Deux points approximativement opposés, par rapport à l'origine, traduisent une forte corrélation négative entre les deux variables ;
- Deux points dans des directions approximativement orthogonales, par rapport à l'origine, traduisent une corrélation très faible entre les deux variables.

Les points éloignés du cercle des corrélations (donc proches de l'origine) ne peuvent pas être correctement interprétés ; la qualité de la présentation des variables qu'ils donnent sur le plan factoriel est insuffisante.

La lecture des corrélations sur le plan dual peut être complétée par l'édition de la matrice des corrélations ($C = {}^tX.X$).

Les coordonnées des points-variables, sur les axes factoriels, sont les coefficients de corrélation entre les variables et les composantes principales.

Autrement dit, la coordonnée du point-variable j sur l'axe factoriel n° k est le coefficient de corrélation entre x^j et c^k .

Un point proche du cercle des corrélations et d'un axe factoriel correspond donc à une variable qui contribue fortement à la définition de cet axe et peut aider à lui attribuer une signification.

d) Interprétation d'un cas concret [40]

Les informations fournies par l'ordinateur permettent, après avoir choisi le nombre d'axes factoriels retenus en fonction des taux d'inertie, d'interpréter le graphe direct en examinant les proximités entre individus, et le graphe dual en examinant les angles (corrélations) entre les variables. Il est intéressant de chercher à donner un sens aux axes factoriels à partir des individus originaux (sur le graphe direct) et des variables fortement corrélées avec les composantes principales (sur le graphe dual). Les individus et les variables pris en compte par le logiciel pour déterminer les axes factoriels, et privilégiés pour l'interprétation, sont appelés individus actifs et les variables actives. On peut leur adjoindre des individus et des variables supplémentaires qui ne participent pas à la détermination des axes factoriels mais que l'on juge intéressant de projeter sur le plan factoriel pour compléter l'interprétation.

IV.4.3. Interprétation des résultats

a) Interprétations

a.1) Le pH

Le pH d'une eau représente son acidité ou son alcalinité. Il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates. Il dépend de la diffusion du gaz carbonique à partir de l'atmosphère, du bilan des métabolismes respiratoires et photosynthétiques [41] ainsi que de l'origine des eaux, la nature géologique du milieu traversé, les rejets des eaux usées, etc [42]. Il est indissociable des valeurs de la température, de la salinité et du taux de CO₂ [43]. Ainsi, il a été démontré que la minéralisation de la matière organique provoque une chute du pH [44]. Il a une action directe sur la disponibilité des ions métalliques dans l'environnement et donc sur le taux de leur accumulation par les organismes tout en modifiant la forme du métal et en agissant sur la physiologie des organismes [45]. Le pH des eaux naturelles est lié à la nature des terrains traversés, il varie habituellement entre 7,2 et 7,6 [46]. D'une façon générale, les eaux très calcaires ont un pH élevé et celles provenant de terrains pauvres en calcaires ou siliceux ont un pH voisin de 7 et quelquefois un peu inférieur [46]. Le pH des eaux analysées varie entre 7,17 et 7,67. Cette faible variation est attribuable à l'effet tampon des ions bicarbonates. Nous constatons que le pH des puits P1, P2, P3, et P4 se trouvent dans l'intervalle de norme de potabilité (la norme algérienne est de 6,5 – 8,5). Le pH mesuré est proche du pH neutre. Cette neutralité est influencée par la nature géologique du site d'Ouled Fayet qui est constitué de marnes jaunes. Ces marnes jaunes s'intercalent de modules et de bancs de calcaires jaunes.

Une forte association entre le pH et les cations Ca²⁺ ($r = 0,83$), Na⁺ ($r = 0,58$), NH₄⁺ ($r = 0,5$), les métaux lourds Zn ($r = 0,84$), Ni ($r = 0,49$) et la température ($r = 0,44$) a été observée. Les métaux lourds peuvent être mobilisés en cas de modification des conditions environnementales. Il existe un pH au dessus duquel les métaux sont brusquement relargués (tableau IV.4). Ce pH est différent selon le métal considéré [47].

Tableau IV 4: Le pH des différents métaux [47].

Métaux lourds	pH
Zn	6
Cd	6
Cu	5
Pb	4

Le pH est considéré comme le principal paramètre chimique contrôlant la biodisponibilité des métaux lourds dans le sol [48].

a.2) La conductivité électrique

La conductivité d'une eau est un indicateur des changements de la composition en matériaux et de leur concentration globale. Elle est proportionnelle à la qualité de sels

ionisables dissous [43]. Elle renseigne sur le degré de minéralisation globale des eaux superficielles. Des températures élevées agissent sur la conductivité électrique par action sur la mobilité des sels [42]. Les eaux naturelles servent comme solvant d'un nombre considérable de solutés, qui en solutions aqueuses sont, soit complètement dissociés en ions ou partiellement ionisés. Une conductivité élevée traduit le plus souvent une salinité élevée [49].

La conductivité électrique, ici exprimée en $\mu\text{S}/\text{cm}$, est donc une expression de la minéralisation de l'eau. Une conductivité élevée est signe d'une importante minéralisation (également appelée salinité) [50]. Le tableau IV.5, ci-dessous, donne quelques indications sur la relation existant entre la minéralisation et la conductivité [46].

Tableau IV. 5 : Relation entre la conductivité et la minéralisation [46]

Conductivité < 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$: minéralisation très faible
100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ < Conductivité < 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$: minéralisation faible
200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ < Conductivité < 333 $\mu\text{S}/\text{cm}$: minéralisation moyenne
333 $\mu\text{S}/\text{cm}$ < Conductivité < 666 $\mu\text{S}/\text{cm}$: minéralisation moyenne accentuée
666 $\mu\text{S}/\text{cm}$ < Conductivité < 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$: minéralisation importante
Conductivité > 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$: minéralisation élevée

Les eaux des puits P1, P2, P3 et P4 ont une conductivité électrique très élevée qui varie entre 1510,45 et 2766,72 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La forte valeur de cette conductivité est signe d'une minéralisation importante (sodium, calcium, magnésium, chlorure, sulfate et bicarbonate). La conductivité et le Mg présente une forte corrélation ($r = 1$). Les ions (Mg^{2+}) proviendraient, comme les ions calcium, de la dissolution des formations carbonatées riches en magnésium (dolomite). Une forte association a été constatée d'une part, entre la conductivité et les ions bicarbonate (HCO_3^-) ($r = 0,63$), Cu^{++} ($r = 0,70$) et d'autre part entre les distances CET-puits D ($r = 0,41$) ce qui justifie une infiltration des lixiviats.

a.3) La turbidité

La turbidité est liée à la présence de particules organiques diverses, d'argile, de colloïdes, de plancton, etc. ; elle peut être favorisée par la pluviométrie [46].

Les normes concernant la turbidité de l'eau potable sont assez différentes. L'OMS recommande comme valeur limite 5 unités NTU et précise que dans le cas où l'on pratique la désinfection, il conviendrait que la turbidité soit inférieure à 1 NTU [46]. La turbidité NTU, des eaux analysées, varie entre 0,45 et 2,5. Elle est inférieure à la concentration maximale admissible, mais dans le puits P4, la NTU est supérieure à la valeur guide ($2,5 > 1$). Une forte association a été trouvée entre la NTU et les ions K^+ ($r = 0,65$), NO_3^- ($r = 0,65$), Cr_{total} ($r = 0,79$) et Fe_{total} ($r = 0,83$).

a.4) Le Calcium

Le calcium est un métal alcalino terreux extrêmement répandu dans la nature et en particulier dans les roches calcaires sous forme de carbonates. Il est généralement

l'élément dominant des eaux potables. Sa teneur varie essentiellement suivant la nature des terrains traversés [46]. Les concentrations élevées en ion calcium (Ca^{2+}), dans les échantillons, varie entre 117,84 et 225,49 mg/L. Le calcium, en concentration élevée, pourrait provenir de la dissolution des formations carbonatées (équation chimique IV.2) et de la dissolution des formations gypseuses [51]. Une forte association entre (Ca^{2+}) et pH ($r = 0,83$), Cl^- ($r = 0,61$), SO_4^{2-} ($r = 0,49$), NH_4^+ ($r = 0,78$), et les métaux lourds Cd ($r = 0,47$), Zn ($r = 0,87$) et Ni ($r = 0,74$) a été observée.

a.5) Le Potassium

Le potassium est un élément principalement présent dans les roches ignées (dont les roches volcaniques) et les argiles. Dans les roches silicatées, on le trouve essentiellement sous forme d'orthose [KAlSi_3O_8], de micas et de feldspathoïdes (ex : la leucite [KAlSi_2O_6]). D'une manière générale, les eaux souterraines présentent rarement des teneurs en potassium supérieures à 10 mg/l [50]. Les concentrations mesurées en potassium (K^+) se situe entre 0 à 1,9 mg/L. Nous remarquons une absence quasi totalité du potassium dans la région de Ouled Fayet.

a.6) Le Magnésium

Le magnésium est présent dans de nombreux minéraux constitutifs des roches volcaniques. On distingue en particulier l'olivine (Fe, Mg_2 [SiO_4]), les clinopyroxènes et les orthopyroxènes (Mg, Fe_2 [SiO_3]₂), l'amphibole (Mg, Fe_7 [Si_8O_{22}] (OH, F)₂) et les biotites K (Mg, Fe_3 [$\text{Si}_3\text{AlO}_{10}$] (OH, F)₂). Dans les eaux souterraines, la forme dissoute Mg^{2+} est prédominante. Les équilibres naturels qui contrôlent les teneurs en magnésium dans les eaux souterraines sont complexes. De nombreuses réactions d'échanges cationiques, d'adsorption et de désorption (sur des minéraux argileux) influencent la mise en solution du magnésium dans le milieu souterrain. Dans les roches ignées, les roches volcaniques et les roches d'altération contenant de l'argile, la mise en solution du magnésium est plus difficile que dans les roches carbonatées. Ainsi, les teneurs types du fond géochimique de Martinique pourraient être comprises entre quelques mg/l et quelques dizaines de mg/l [50].

Les concentrations en magnésium mesurées sont inférieures à 80 mg/l et sont-en deçà, de la norme Algérienne (150 mg/l). Le Mg et la conductivité présentent une très forte corrélation ($r = 1$). Il existe donc une combinaison linéaire entre le magnésium et la conductivité électrique. D'après la matrice de corrélation établie (tableau IV.6), une forte association a été constatée d'une part avec HCO_3^- ($r = 0,65$), NO_2^- ($r = 0,46$), Cu ($r = 0,69$) et d'autre part, avec la distance CET-puits ($r = 0,39$). Ceci signifierait une dissolution des formations carbonatées riches en magnésium et une infiltration des lixiviats dans les eaux souterraines.

a.7) Le Sodium

Le sodium est un élément constant de l'eau, toutefois, les concentrations peuvent être extrêmement variables allant de quelques dizaines de milligrammes à 500 mg/l et même au-delà [46]. Indépendamment de la lixiviation des formations géologiques

contenant du chlorure de sodium, le sel peut provenir de la décomposition des silicates de sodium et d'aluminium, des retombées d'origine marine, de la venue d'eaux salées dans les nappes aquifères, etc. [46] Le sodium est présent dans de nombreux minéraux constitutifs des roches volcaniques. Les feldspaths sodiques sont parmi les plus abondants (formule de base $\text{Na}[\text{Si}_3\text{AlO}_8]$). Dans les eaux souterraines, le sodium est présent sous la forme ionique Na^+ . Il est soumis aux mêmes types de phénomènes d'adsorption/désorption que le calcium et le magnésium [50].

Les concentrations en sodium de l'eau analysée sont comprises entre 16.89 et 48 mg/l. Le sodium présente une très forte corrélation avec la température ($r = 0,97$), NO_2^- ($r = 0,93$) et une forte association entre Cl^- ($r = 0,42$), SO_4^- ($r = 0,56$), NH_4^+ ($r = 0,62$), pH ($r = 0,58$) et Zn ($r = 0,78$) a été observée. Le sodium est lié aux chlorures et aux sulfates sous la forme de sel (NaCl , Na_2SO_4).

a.8) Les chlorures (Cl^-)

Les chlorures peuvent avoir de multiples origines dans les eaux souterraines [50] :

- Les aérosols : De nombreux aérosols contenus dans l'eau de pluie présentent une teneur importante en chlorures. Il a été démontré une relation forte entre la distance à la mer et les concentrations en chlorures mesurées dans l'eau de pluie.
- Les interactions eau/roche : Certaines roches ignées et volcaniques contiennent des minéraux riches en chlorures (ex : la sodalite de formule $[\text{Na}_8[\text{Cl}_2(\text{AlSiO}_4)_6]]$). Il est également admis de possibles apports de chlorures par les inclusions fluides de certains minéraux rencontrés en contexte volcanique.
- Le biseau salé : L'intrusion du biseau salé est un phénomène pouvant se produire dans les aquifères littoraux.

Les eaux connées : eaux marines anciennes piégées pouvant, à la faveur de fissures ou de forages, influencer les concentrations en chlorures des eaux prélevées.

- Engrais : De nombreux fertilisants minéraux présentent des teneurs importantes en chlorures.

Les teneurs en ions chlorures des eaux souterraines sont généralement de l'ordre de 10 à 20 mg/L mais elles peuvent atteindre plus de 100 mg/L au contact de certaines formations géologiques [52]. Les chlorures possèdent des caractéristiques différentes de celles des autres éléments. Ils ne sont pas adsorbés par les formations géologiques, ne se combinent pas facilement avec les éléments chimiques et restent très mobiles. Ils constituent un bon indicateur de la pollution [51].

Les concentrations en ions chlorures (Cl^-) dans les eaux analysées varient entre 49,7 mg/L et 237,14 mg/L. Elles sont inférieures à la valeur limite acceptable pour l'eau potable algérienne (de 200 à 500 mg/L). Nous remarquons que le puits P3 de teneur maximale en Cl^- de 237,14 mg/l est très proche (160 m) de l'oued Ben Brahim (rejet

de lixiviat). En outre, le facteur de corrélation de distances entre CET-puits est proche de 1 ($r = 0,93$) Ceci indique une infiltration de lixiviats dans les puits. Une forte association de Cl^- avec les ions Na^+ ($r = 0,42$), Ca^{++} ($r = 0,61$), NO_2^- ($r = 0,55$), Zn^{++} ($r = 0,67$) et les ions SO_4^{--} ($r = 0,97$) a été observée. Les chlorures sont très répandus dans la nature, généralement sous forme de sels de sodium (NaCl), de potassium (KCl) et de calcium (CaCl_2).

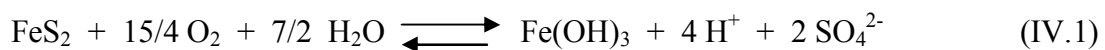
a.9) Les ions SO_4^-

L'ion sulfate (SO_4^-) est la forme prédominante des sulfates dans les eaux souterraines. Sa présence peut avoir plusieurs origines [50]:

- L'oxydation des minéraux riches en soufre (ex : La pyrite (FeS_2)). les teneurs mesurées dans les eaux souterraines s'échelonnent alors de quelques mg/l à quelques dizaines de mg/l.
- Le lessivage de formations évaporitiques (ex : Le gypse ($\text{CaSO}_4, 2\text{H}_2\text{O}$)) Les teneurs en sulfates des eaux souterraines peuvent alors atteindre quelques centaines, voire quelques milliers de mg/l.
- L'oxydation de sulfures dans les précipitations atmosphériques (phénomène des pluies acides).
- L'utilisation d'engrais.

La concentration en ions sulfate des eaux naturelles est très variable. Dans les terrains ne contenant pas une proportion importante de sulfates minéraux, elle peut atteindre 30 à 50 mg/l, mais ce chiffre peut être très largement dépassé (jusqu'à 300 mg/l) dans les zones contenant du gypse ou lorsque le temps de contact avec la roche est élevé [46].

Les concentrations en ions sulfate de l'eau analysée se situent entre 26,82 mg/l et 56,36 mg/l. Elles présentent une forte corrélation entre les distances CET- puits ($r = 0,92$) ce qui signifie une pollution engendrée par infiltration de lixiviats. Les ions SO_4^{2-} présentent une faible corrélation avec le calcium ($r = 0,49$). Ils proviendraient de formations gypseuses. Leur origine probable pourrait être l'oxydation de la pyrite [53] (conditions oxydantes en saison des pluies) suivant la réaction (IV.1) :



Une corrélation significative a été observée entre les ions SO_4^{--} et les ions Cl^- ($r = 0,97$), NH_4^+ ($r = 0,92$), NO_2^- ($r = 0,71$), Cu^{++} ($r = 0,73$), Zn^{++} ($r = 0,67$), Na^+ ($r = 0,56$) et la température ($r = 0,42$).

a.10) Le NO_3^-

Les ions nitrate (NO_3^-) sont présents dans la nature où ils font partie du cycle de l'azote. Ils représentent la forme la plus soluble de l'azote. Principalement utilisés comme engrais inorganiques pour la croissance des plantes et la synthèse de composés azotés organiques, les nitrates en excès peuvent se retrouver rapidement

dans les eaux souterraines [54]. Toutes les formes d'azote (azote organique, ammoniacque, nitrite, etc.) sont susceptibles d'être à l'origine des nitrates par un processus d'oxydation biologique. Dans les eaux naturelles non polluées, le taux de nitrates est variable suivant la saison et l'origine des eaux ; il peut varier de 1 à 15 mg/l et une concentration de 2 ou 3 mg/l peut être considérée comme normale [46].

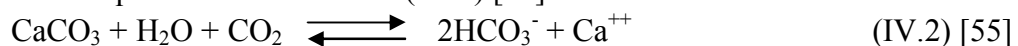
Les concentrations en nitrates des eaux analysées varient entre 2,48 mg/l et 30,12 mg/l. Elles sont dans l'intervalle de valeurs de nitrate recommandé par la norme Algérienne (50 mg/l pour l'eau potable). Une forte association entre le NO_3^- et les ions K^+ ($r = 0,52$), HCO_3^- ($r = 0,78$) et NTU ($r = 0,65$) a été constatée.

a.11) Le NO_2^-

En l'absence de pollution, il n'y a pas ou très peu de nitrites dans les eaux et dans les zones où l'autoépuration est active ; les teneurs se maintiennent à des niveaux très faibles (de l'ordre de 0,01 mg/l). Les nitrites proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniacque, la nitrification n'étant pas conduite à son terme, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante. Une eau qui renferme des nitrites est à considérer comme suspecte car lui est souvent associée une détérioration de la qualité microbiologique [46]. Les eaux analysées présentent une teneur en nitrites qui se situe entre 0 mg/L et 0,08 mg/L. Cette teneur se trouve dans l'intervalle des valeurs recommandées par la norme algérienne de 0,1 mg/l. Les ions nitrites sont fortement corrélés avec la température ($r = 0,92$), Na^+ ($r = 0,93$), SO_4^{--} ($r = 0,71$) et à un degré moindre avec les ions Mg^{++} ($r = 0,46$), Cl^- ($r = 0,55$), Zn^{++} ($r = 0,64$) et les distances CET-puits ($r = 0,44$).

a.12) Le HCO_3^-

La dissolution des minéraux carbonates et l'action combinée du CO_2 des eaux météoriques et du sol sont, d'une manière générale, les principales origines des bicarbonates (réaction IV.2). Les fonds géochimiques en HCO_3^- , dans les contextes de socle et milieu volcanique en métropole, sont compris entre 50 et 200 mg/l [50]. La décomposition de la matière organique végétale très abondante dans la zone d'étude et la minéralisation de la matière organique présente dans le sol, sous l'action de l'oxygène, dégagent du dioxyde de carbone lequel se dissout dans l'eau pour former l'acide carbonique suivant la réaction (IV.3) [55].



La concentration des carbonates (CO_3^{2-}) et bicarbonates (HCO_3^-) dans l'eau est fonction de la teneur en CO_2 car ce dernier est très soluble dans l'eau (200 fois plus que l'oxygène) et sa solubilité dépend de la température et de la pression atmosphérique [56].

Les concentrations en bicarbonates des eaux analysées sont très variables. Elles sont comprises entre 91,5 et 396,5 mg/l. Les puits P1, P2 et P4 présentent des concentrations élevées de bicarbonate respectivement de 396,5 ; 323,3 et 317,2 mg/l.

Une forte association entre HCO_3^- , la conductivité ($r = 0,63$), les ions K^+ ($r = 0,67$), Mg^{++} ($r = 0,65$) et NO_3^- ($r = 0,78$) a été observée.

a.13) Le NH_4^+

L'ion ammonium est la forme la plus réduite de l'azote dans les eaux naturelles. Il a la propriété d'être fortement adsorbé sur les surfaces minérales. Les sources d'azote ammoniacal (des formes ionisées NH_4^+ et non ionisées NH_3) sont principalement les eaux météoriques (concentrations communes de 0.1 à 2 mg/l), la réduction des nitrates par des bactéries autotrophes ou par des éléments métalliques et la dégradation des déchets végétaux et animaux [50].

La concentration en ammonium est généralement faible dans les eaux souterraines (le plus souvent inférieure à 0.2 mg/l), principalement à cause de sa complexation avec des éléments du sol et son oxydation rapide en milieu oxygéné. De plus fortes concentrations sont possibles en milieu anoxique (teneurs pouvant atteindre 3mg/l). La présence de l'ion ammonium est ainsi caractéristique des nappes captives et peut être un indice d'une activité biogéochimique importante [50].

Les concentrations de l'ion NH_4^+ mesurées dans les eaux se situe entre 0,002 à 0,2 mg/L. Elles sont inférieures à la concentration maximale admissible par la norme algérienne (max 0,5 mg/L). En ce qui concerne la toxicité de l'ammoniaque pour la faune piscicole d'eau douce, il est reconnu que ce n'est pas la forme ammoniacale ionisée (NH_4^+) qui est toxique mais la forme ammoniacale non ionisée (NH_3) dont la proportion dépend du pH et de la température.

Une forte association a été observée entre NH_4^+ , la température ($r = 0,44$), le pH ($r = 0,5$), les ions NO_2^- ($r = 0,64$), SO_4^- ($r = 0,92$), Na^+ ($r = 0,62$), Ca^{++} ($r = 0,78$), les métaux lourds Zn^{++} ($r = 0,88$), Cu^{++} ($r = 0,44$) et les distances CET-puits ($r = 0,76$).

a.14) Le fer

Le fer est indispensable pour le corps humain mais de très fortes concentrations affectent les propriétés organoleptiques de l'eau et tâchent aussi le linge. Dans les eaux souterraines, le fer peut exister sous forme de fer ferreux (Fe^{2+}) soluble ou sous forme de fer ferrique (Fe^{3+}) insoluble pouvant être complexé, colloïdal ou précipité [57]. Les eaux de surface peuvent contenir quelques mg /l de fer ayant pour origine la lixiviation des terrains traversés ou les pollutions industrielles. Le fer peut se rencontrer jusqu'à 10 mg/l dans les eaux de sondage. Les eaux minérales et, principalement, les eaux thermo minérales peuvent en contenir plus de 10 mg/l [46].

Les concentrations en fer total (Fe_{tot}) de l'eau analysée varient entre 0,03 mg/l et 0,06 mg/l. Elles sont dans les valeurs de guide de la norme Algérienne (0,3 mg/l).

Une forte corrélation entre le fer, le Cr ($r = 0,98$), le Cd ($r = 0,44$) et le Ni ($r = 0,73$) a été observée.

a.15) Le chrome

Le chrome est présent en petites quantités dans la nature. Il est plus important dans les roches de type basique que dans celles de type siliceux. D'une façon générale, sa solubilité est faible vis-à-vis des phénomènes de lessivage des sols. De ce fait, les eaux brutes n'en contiennent que de faibles quantités (de 5 à 15 µg/l). Le chrome est amphotère et peut exister dans l'eau sous plusieurs formes ; les eaux naturelles n'en contiendront à l'état de cation que lorsque le pH est bas. Pratiquement, le chrome est un élément anormal de l'eau [46]. Le chrome présente deux états d'oxydation (+III et +VI) dont la forme la plus toxique est le chrome hexavalent [58].

Les concentrations en chrome de l'eau analysée varie entre 0,27 à 0,38 mg/L. Elles sont supérieures aux valeurs recommandées par la norme algérienne (0,05 mg/l). Des concentrations supérieures à cette valeur guide dans l'eau potable peuvent entraîner des éruptions cutanées, des ulcères gastriques, un affaiblissement immunitaire, voire un cancer du poumon par effet cumulatif [59].

Des associations significatives ont été observées entre le chrome et d'autres paramètres de la qualité des eaux. Il s'agit de Cr- NTU ($r = 0,79$), Cr- Cd ($r = 0,59$), Cr- Co ($r = 0,48$), Cr - Ni ($r = 0,77$) et une forte corrélation avec Fe ($r = 0,98$).

a.16) Le zinc

Le zinc est présent naturellement dans l'air, l'eau et le sol. La plupart du zinc est rejeté par les activités industrielles, telles que l'exploitation minière, la combustion du charbon et des déchets et l'industrie de l'acier [37]. Le zinc aussi se retrouve dans les roches généralement sous forme de sulfure. Le minerai le plus répandu est le sulfure de zinc (blende) qui contient également du fer, du cadmium, du manganèse et de l'arsenic [46]. Dans l'eau, la solubilité des chlorure et sulfate de zinc est importante, leur hydrolyse conduit à une diminution du pH [46].

Les concentrations en Zinc de l'eau analysée varie entre 0,005 et 0,01 mg/L. Elles sont inférieures à la concentration maximale admissible de la norme algérienne (max 5 mg/l). Une forte association entre le Zinc, la température ($r = 0,62$), le pH ($r = 0,84$), les ions NO_2^- ($r = 0,64$), Cl^- ($r = 0,62$), Na^+ ($r = 0,78$), Ca^{++} ($r = 0,87$) et NH_4^+ ($r = 0,88$) a été observée.

a.17) Le Nickel

D'une façon générale, les sols riches en silice ont une teneur en nickel moins élevée que les sols pauvres en silice ; les terres cultivables ont des teneurs variant de 0,003 à 1%. Le fait que le nickel ne soit généralement pas retrouvé dans les eaux souterraines ou en quantités très faibles indique que la présence de ce métal est principalement liée aux activités humaines. Les quantités retrouvées dans les eaux de surface varient de quelques microgrammes à 100 µg/l [46]. En petites quantités, le nickel est essentiel mais, quand l'absorption est trop importante, il peut présenter un risque pour la santé.

L'absorption de quantités trop importantes de Nickel peut avoir les conséquences suivantes [37]:

- Plus de risque de développer un cancer des poumons, du larynx et de la prostate ;
- Nausées, vomissements et vertige après une exposition au gaz ;
- Embolies pulmonaires ;
- Echec respiratoire ;
- Echec de naissance ;
- Asthme et bronchite chronique ;
- Réactions allergiques telles que des éruptions cutanées (principalement avec les bijoux) ;
- Problèmes cardiaques ;

Les concentrations en nickel de l'eau analysée varie entre 0,251 à 0,311 mg/l. Dans l'eau destinée à la consommation humaine, l'OMS recommande une valeur guide de 0,02 mg/l. Dans les pollutions d'origine industrielle, on le retrouve généralement associé aux cyanures, au mercure, à l'arsenic, au chrome, en fait aux métaux lourds. En effet, une forte association entre nickel, le pH ($r = 0,49$), les ions Ca^{++} ($r = 0,74$) et métaux lourds Cr ($r = 0,77$), Cd ($r = 0,82$), Co ($r = 0,60$) et Fe ($r = 0,73$) a été mise en évidence par nos travaux.

a.18) Le cuivre

Le cuivre est présent dans la nature sous forme de minerais de cuivre natif, de minerais oxydés ou sulfurés; à l'air, il se recouvre d'une mince couche de carbonate basique [46]. Le cuivre peut se rencontrer dans certaines eaux naturelles généralement à des teneurs inférieures à 1 mg/l sous forme ionique ou de complexes (cyanures, ammoniacale, produits organiques, etc.) [46].

Les concentrations en cuivre de l'eau analysée varie entre 0,03 à 0,041mg/L. Une forte association entre le cuivre, la conductivité ($r = 0,70$), les ions Mg^{++} ($r = 0,69$), SO_4^- ($r = 0,73$), NH_4^+ ($r = 0,44$), les métaux lourds Co ($r = 0,50$) et les distances CET-puits ($r = 0,90$) a été remarquée. Ceci signifierait une infiltration des lixiviats dans les eaux souterraines car le coefficient de corrélation trouvé est proche de l'unité.

a.19) Le cobalt

Le cobalt est présent en petites quantités dans la nature; il est plus important dans les roches de type basique que dans celles de type siliceux. Les teneurs dans les eaux naturelles sont nulles ou très faibles, généralement inférieures à 0,01 mg/l. De petites quantités de métal peuvent être mises en solution par le développement d'une activité bactérienne spécifique [46].

Les effets sur la santé, d'une consommation de concentrations élevées de cobalt, sont [37]:

- Vomissements et nausées,
- Problèmes de vision,
- Problème de cœur,
- Détérioration de la thyroïde.

Les concentrations en cobalt de l'eau analysée se situent entre 0,019 et 0,033 mg/l. Une forte association entre cet élément et les métaux lourds Cr_{total} ($r = 0,48$), Cu^{++} ($r = 0,5$), Cd^{++} ($r = 0,94$), Ni^{++} ($r = 0,60$) ainsi que les distances CET-puits ($r = 0,50$) est observée.

a.20) Le Cadmium

Dans la nature (minerais, sols), le cadmium est généralement associé au Zinc ; il est utilisé pour le revêtement électrolytique des métaux, dans certains alliages, pour la fabrication d'accumulateurs et de matières plastiques, et dans l'industrie nucléaire (ralentisseur de neutrons). D'une façon générale, les eaux ne contiennent que quelques microgrammes de cadmium par litre [46]. Lorsque des teneurs plus élevées sont rencontrées dans les eaux superficielles ou les eaux de nappes phréatiques, l'origine du cadmium doit être recherchée dans les effluents industriels (galvanoplastie, en particulier) [46].

En termes d'effets sur la santé, il est reconnu que le cadmium s'accumule dans les reins, où il endommage les mécanismes de filtration. Cela entraîne l'excrétion de protéines essentielles et de sucre hors de l'organisme et d'autres dommages aux reins. Il faut beaucoup de temps pour que le cadmium qui s'est accumulé dans les reins soit excrété du corps [37].

Les autres problèmes que le cadmium peut provoquer sont [37]:

- Diarrhée, douleurs d'estomac et vomissements importants,
- Fracture des os,
- Echec de reproduction et même, probablement, infertilité,
- Problèmes au système nerveux central,
- Problèmes au niveau du système immunitaire,
- Désordre psychologique,
- Probablement altération de l'ADN ou développement de cancer.

Les concentrations en Cadmium de l'eau analysée varie entre 0,012 et 0,015 mg/l, Ces concentrations dépassent la valeur guide (0,003 mg/L). La présence de cadmium comme contaminant dans les engrais et une infiltration des lixiviats du CET d'Ouled Fayet peuvent expliquer cette présence dans nos échantillons. Une forte association entre le Cadmium, l'ion Ca^{++} ($r = 0,47$), les métaux lourds Cr_{total} ($r = 0,59$), Co ($r = 0,94$), Ni ($r = 0,82$), Fe_{total} ($r = 0,44$) et les distances CET-puits ($r = 0,45$) est remarquée.

b) Analyse statistique ACP

b.1.Introduction

Dans le souci de mieux comprendre et gérer la qualité des eaux de surface, l'on entreprend souvent de longues et fastidieuses campagnes d'analyses. Celles-ci génèrent généralement assez de données dont l'interprétation n'est pas toujours aisée. L'application de l'analyse en composantes principales (ACP) pour une telle tâche pourrait être salutaire. C'est dans l'optique d'une telle application que 21 paramètres physico-chimiques provenant de l'analyse d'échantillons d'eau collectés en juin 2010 sur 4 puits ont été analysés. L'analyse en composantes principales appliquée aux données a montré que les variables peuvent être regroupées en trois principales composantes (F1, F2 et F3). Aussi, l'ACP a montré une réduction possible du nombre de dimensions sans pertes majeures d'information. Dans la perspective de la création d'outils de gestion, cet outil se présente comme une bonne alternative.

b.2 Application de l'ACP

Une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée sur un tableau de données de vingt deux (22) variables (21 paramètres physicochimiques et un paramètre distance CET-puits) et de 4 individus (puits). Nous avons poussé l'analyse jusqu'à trois facteurs (F1, F2 et F3) et 100 % de la variance ont pu être exprimés.

b.2.1 Elaboration de la matrice

L'ensemble des résultats est regroupé sous forme d'une matrice de données brutes constituée par 22 variables (paramètres physicochimiques) disposées en colonnes et 4 individus (puits) disposés en lignes (tableau IV.6)

Nous avons fait appel au logiciel Statistica 6 pour effectuer les calculs.

Après entrée de la matrice de données brutes, l'outil de calcul a permis de :

- 1) Calculer les paramètres statistiques : moyenne et Ecart-type (tableau IV.7),
- 2) Centrer et de réduire la matrice de données (calcul des variables centrées et réduites $y_i^j = \frac{z_i^j - \bar{z}^j}{\delta(z^j)}$ Où \bar{z}^j désigne la moyenne arithmétique des z_i^j et $\delta(z^j)$ l'écart type des z_i^j).
- 3) Calculer la matrice de corrélations C ($C = X^t X$ ou X^t est la transposée de la matrice X de données centrées et réduites) (tableau IV.8),

Tableau IV 6 : Variation des paramètres physico-chimiques et métalliques des eaux de puits (les concentrations sont données en mg/l excepté pour le CND ($\mu\text{s}/\text{cm}$), T ($^{\circ}\text{C}$), NTU et D (km)).

puits	T ($^{\circ}\text{C}$)	pH	CND	NTU	Na	K	Ca	Mg	Cl	SO4	HCO3	NH4	NO2	NO3	Cr	Cu	Cd	Co	Zn	Ni	Fe	D
P1	22,000	7,520	2314,830	0,840	48,000	1,905	127,451	64,650	117,500	44,091	396,500	0,094	0,076	18,146	0,267	0,030	0,012	0,019	0,008	0,251	0,030	0,940
P2	18,000	7,170	2766,720	0,450	28,444	0,000	107,843	79,820	201,600	54,273	323,300	0,112	0,051	23,374	0,281	0,041	0,015	0,036	0,006	0,263	0,026	1,990
P3	19,000	7,670	1510,450	0,550	39,111	0,000	225,490	38,190	237,140	56,364	91,500	0,199	0,052	2,478	0,333	0,033	0,016	0,034	0,010	0,311	0,046	1,720
P4	16,000	7,370	1622,860	2,500	16,889	1,714	117,647	43,500	49,700	26,818	317,200	0,002	0,000	30,121	0,384	0,028	0,015	0,033	0,005	0,292	0,062	0,600

Tableau IV 7 : Moyenne et Ecart-type de la matrice de données:

	T ($^{\circ}\text{C}$)	pH	CND ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	NTU	Na	K	Ca	Mg	Cl	SO4	HCO3	NH4	NO2	NO3	Cr	Cu	Cd	Co	Zn	Ni	Fe	D
Moyenne	18,75	7,4325	2053,715	1,085	33,111	0,90475	144,60775	56,54	151,485	45,3865	282,125	0,101825	0,04475	18,52975	0,31625	0,033	0,0145	0,0305	0,00725	0,27925	0,041	1,3125
Ec-Type	2,500	0,214	593,669	0,958	13,449	1,048	54,512	19,274	84,387	13,490	132,092	0,081	0,032	11,770	0,053	0,006	0,002	0,008	0,002	0,027	0,016	0,651

Tableau IV 8 : Matrice de corrélations des paramètres chimiques des eaux de puits

	T	pH	CND	NTU	Na	K	Ca	Mg	Cl	SO4	HCO3	NH4	NO2	NO3	Cr	Cu	Cd	Co	Zn	Ni	Fe	D
T	1																					
pH	0,44	1																				
CND	0,31	-0,70	1																			
NTU	-0,60	-0,11	-0,49	1																		
Na	0,97	0,58	0,18	-0,69	1																	
K	0,19	0,09	-0,13	0,65	0,01	1																
Ca	0,16	0,83	-0,65	-0,34	0,38	-0,46	1															
Mg	0,28	-0,72	1,00	-0,46	0,15	-0,11	-0,68	1														
Cl	0,24	0,20	0,16	-0,88	0,42	-0,90	0,61	0,13	1													
SO4	0,42	0,15	0,33	-0,97	0,56	-0,81	0,49	0,30	0,97	1												
HCO3	0,20	-0,57	0,63	0,26	-0,04	0,67	-0,92	0,65	-0,65	-0,47	1											
NH4	0,44	0,50	-0,03	-0,85	0,62	-0,73	0,78	-0,07	0,94	0,92	-0,70	1										
NO2	0,92	0,27	0,49	-0,86	0,93	-0,17	0,20	0,46	0,55	0,71	0,07	0,64	1									
NO3	-0,46	-0,77	0,34	0,65	-0,66	0,52	-0,93	0,37	-0,77	-0,73	0,78	-0,93	-0,55	1								
Cr	-0,79	0,14	-0,80	0,79	-0,73	0,13	0,19	-0,78	-0,41	-0,61	-0,37	-0,39	-0,91	0,19	1							
Cu	-0,05	-0,56	0,70	-0,70	0,00	-0,80	-0,12	0,69	0,70	0,73	-0,08	0,44	0,33	-0,09	-0,52	1						
Cd	-0,73	-0,02	-0,43	0,04	-0,55	-0,72	0,47	-0,43	0,43	0,21	-0,78	0,29	-0,52	-0,24	0,59	0,30	1					
Co	-0,82	-0,36	-0,15	0,04	-0,69	-0,72	0,17	-0,14	0,36	0,18	-0,54	0,13	-0,55	0,01	0,48	0,50	0,94	1				
Zn	0,62	0,84	-0,31	-0,63	0,78	-0,35	0,87	-0,34	0,67	0,67	-0,65	0,88	0,64	-0,98	-0,28	-0,03	0,04	-0,22	1			
Ni	-0,52	0,49	-0,86	0,23	-0,33	-0,37	0,74	-0,86	0,23	0,00	-0,88	0,28	-0,51	-0,45	0,77	-0,23	0,82	0,60	0,32	1		
Fe	-0,66	0,27	-0,86	0,83	-0,61	0,29	0,21	-0,85	-0,50	-0,68	-0,32	-0,42	-0,85	0,16	0,98	-0,68	0,44	0,30	-0,21	0,73	1	
D	0,07	-0,17	0,41	-0,84	0,20	-0,94	0,32	0,39	0,93	0,92	-0,45	0,76	0,44	-0,49	-0,45	0,90	0,45	0,50	0,37	0,06	-0,59	1

- 4) Déterminer les valeurs propres et les vecteurs propres à partir de la matrice de corrélations (tableaux IV.9 et IV.10),

✓ *Les valeurs propres*

L'application de l'outil de calcul Statistica 6 à nos données a conduit vers l'obtention des valeurs regroupées dans le tableau IV.9. Nous remarquons, dans ce tableau IV.9, que le premier axe (F1) a la valeur propre la plus importante. Elle est égale à 8,98 ce qui correspond à un pourcentage de 42,75% de la variance totale. Le deuxième axe (F2), ayant une valeur propre de 7,49, correspond à un pourcentage de 35,64% de la variance totale et à un cumul de cette variance de 78,4%. En fin, le troisième axe (F3) trouvé a une valeur propre de 4,54 et un pourcentage de 21,60% de la variance totale, soit un total de 100 % de l'information expliquée.

Tableau IV 9 : Valeurs propres et pourcentages de contribution des trois composantes

Valeur numéro	Val. Propre	% total variance	Cumul val. Propre	Cumul %
F1	8,98	42,75	8,98	42,8
F2	7,49	35,64	16,46	78,4
F3	4,54	21,60	21,00	100,0

La figure IV.5, ci-dessous, représente les valeurs propres et l'information données par chaque axe.

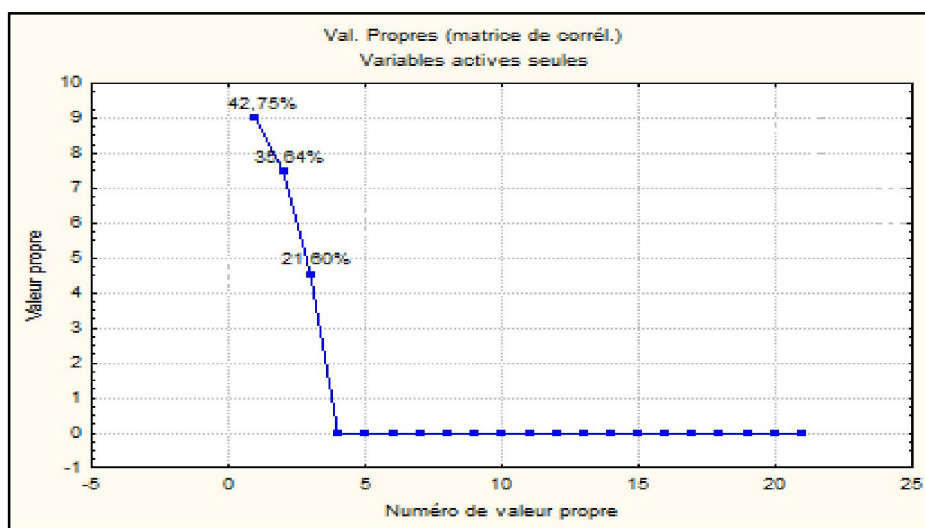


Figure IV 5: Représentation des valeurs propres

✓ *Vecteurs propres*

Le tableau IV.10 donne les coefficients de corrélation entre les axes et les variables.

- Sur l'axe F1 : les coordonnées des variables (T, Na, Cl, SO₄, NH₄, NO₂, Cu, Zn) sont toutes positives donc corrélables positivement avec cet axe ;

- Sur l'axe F 2 : les coordonnées des variables (CND, Mg, HCO₃, NO₃) sont toutes positives donc corrélables positivement avec cet axe ;
- Sur l'axe F 3 : les variables (T, pH, Na, K) sont corrélées positivement avec cet axe.

Tableau IV 10 : Matrice de vecteurs propres

	F 1	F 2	F 3
T	0,234	0,146	0,278
Ph	0,113	-0,212	0,348
CND	0,106	0,309	-0,201
NTU	-0,325	-0,041	0,096
Na⁺	0,270	0,069	0,261
K⁺	-0,190	0,153	0,333
Ca⁺⁺	0,167	-0,304	0,114
Mg⁺⁺	0,094	0,312	-0,206
Cl⁻	0,287	-0,120	-0,182
SO₄⁻	0,314	-0,043	-0,149
HCO₃⁻	-0,115	0,340	0,055
NH₄⁺	0,304	-0,150	-0,028
NO₂⁻	0,298	0,137	0,119
NO₃⁻	-0,262	0,209	-0,112
Cr	-0,246	-0,247	-0,002
Cu	0,173	0,076	-0,390
Cd	-0,027	-0,288	-0,287
Co	-0,053	-0,196	-0,389
Zn	0,264	-0,166	0,193
Ni	-0,046	-0,362	-0,025
Fe	-0,247	-0,235	0,093

- 5) Calculer la composante principale CP (CP= matrice des variables centrées réduites*matrice des vecteurs propres) pour l'obtention des coordonnées factorielles des lignes (tableau IV.11),

Tableau IV 11 : Coordonnées factorielles des individus basées sur les corrélations

	F1	F2	F3
P1	1,164	2,556	2,358
P2	0,997	1,712	-2,816
P3	2,254	-3,527	0,312
P4	-4,416	-0,740	0,145

- 6) Calculer la composante principale CP' ($CP' = \frac{CP}{\sqrt{\lambda}}$) pour l'obtention des coordonnées factorielles des colonnes (tableau IV.12),

Tableau IV 12 : Coordonnées factorielles des variables basées sur les corrélations

	F1	F2	F3
T (°C)	0,701	0,399	0,592
pH	0,339	-0,580	0,740
CND	0,317	0,846	-0,428
NTU	-0,973	-0,111	0,204
Na⁺	0,809	0,189	0,556
K⁺	-0,568	0,419	0,708
Ca⁺⁺	0,500	-0,832	0,242
Mg⁺⁺	0,282	0,853	-0,439
Cl⁻	0,861	-0,329	-0,388
SO₄⁻	0,941	-0,118	-0,317
HCO₃⁻	-0,346	0,931	0,118
NH₄⁺	0,910	-0,410	-0,061
NO₂⁻	0,892	0,374	0,254
NO₃⁻	-0,784	0,573	-0,238
Cr	-0,738	-0,675	-0,005
Cu	0,517	0,207	-0,830
Cd	-0,080	-0,788	-0,611
Co	-0,158	-0,536	-0,829
Zn	0,791	-0,454	0,411
Ni	-0,138	-0,989	-0,052
Fe	-0,739	-0,644	0,199
D	-0,736	0,131	0,664

Après toutes ces étapes, nous aboutissons à des cercles de corrélations (figure IV.6) et aussi aux graphes des individus (figure IV.7).

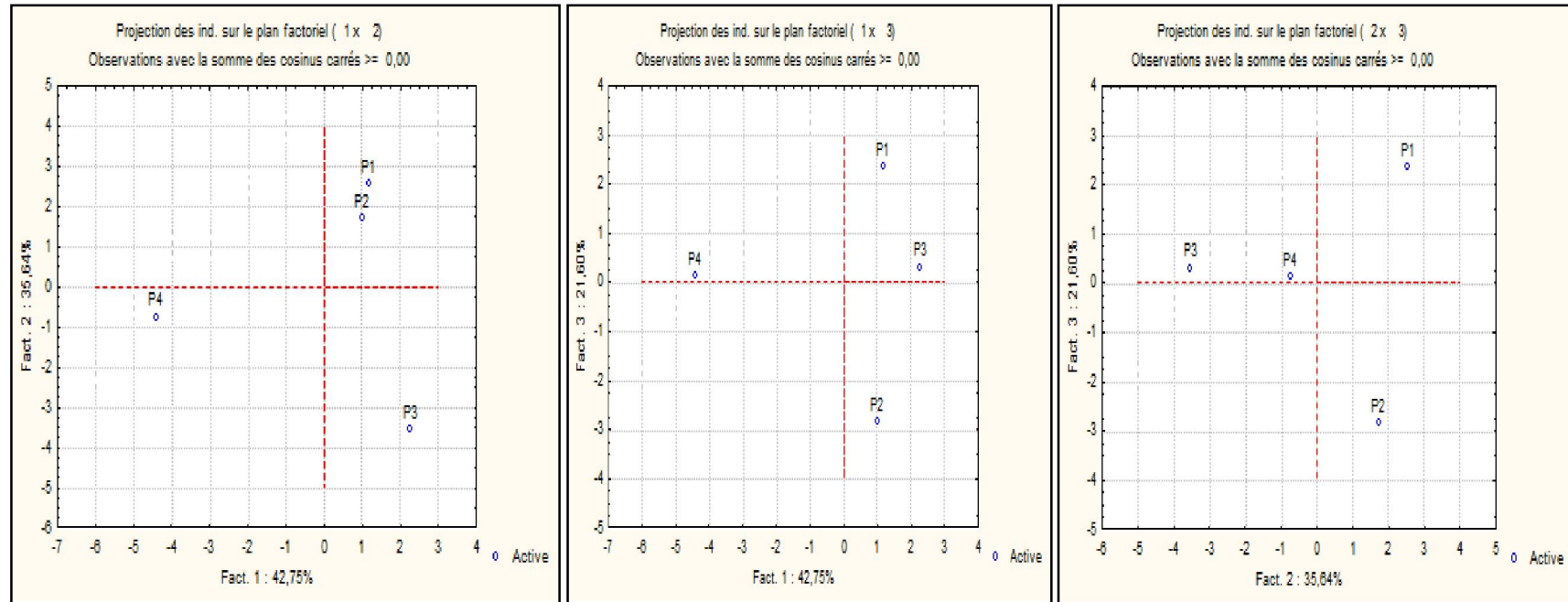


Figure IV 7: Plans des individus de trois axes factoriels F1, F2 et F3.

b.2.2) Analyse du plan factoriel

Trois axes factoriels ont donc été retenus. Ils présentent de 100% de la variance totale

1. Analyse du plan factoriel F1-F2

La projection des individus sur le premier plan factoriel F1-F2 donne environ 78,4 % de la variance totale (42,75 % pour F1 et 35,64 % pour F2). Ceci montre l'individualisation de trois groupes principaux (fig. IV.8 .B) :

- Le groupe 1, situé du côté positif de l'axe F1 et F2, est constitué par les puits P1 et P2. Il est caractérisé par une minéralisation qui dépend de la concentration en Na^+ , Mg^{++} , NO_2^- et Co^{++} . Cela se traduit par des valeurs élevées de la conductivité qui atteint des valeurs supérieures à 2766 $\mu\text{S}/\text{Cm}$.
- Le groupe 2, situé du côté positif de l'axe F1 et à l'opposé de l'axe F2, est constitué par le puits P3 caractérisé par une présence d'ions NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{--} , Ca^{++} , Ni^{++} et Cd^{++} .
- Le groupe 3, situé du côté négatif des axes F1 et F2, est constitué par le puits P4. Il est caractérisé essentiellement par une pollution en métaux lourds (Fe_{total} , Cr_{total} , Ni^{++} , Co^{++} , Cd^{++}), par une turbidité conséquente et par une présence de nitrates.

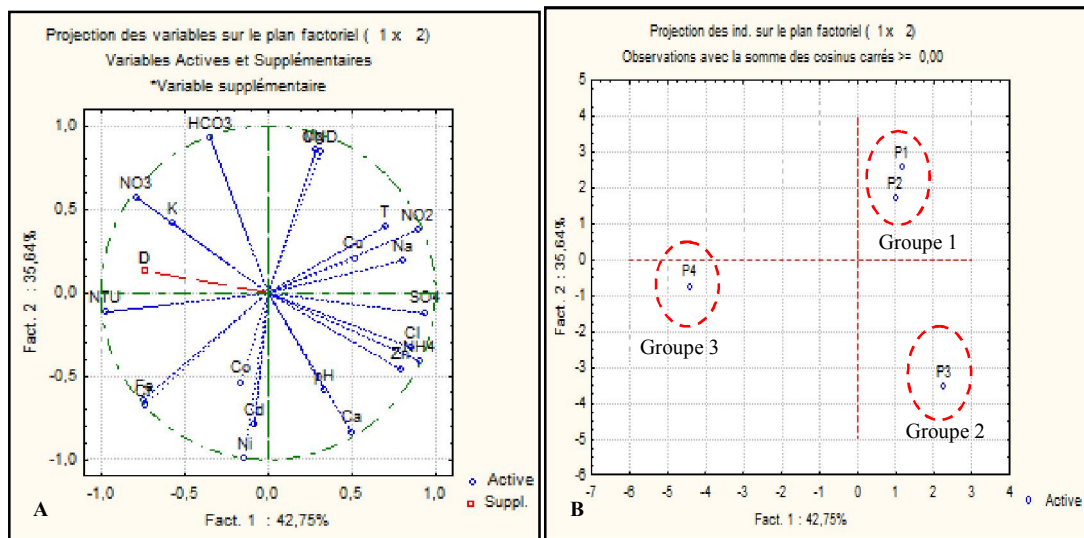


Figure IV 8: Analyse en composantes principales de l'eau. A : Projections des variables sur le plan F1-F2. B : Projections des individus sur le plan F1-F2

Sur le cercle de corrélations qui est de 42,75 % pour F1 et de 35,64 % pour F2 de la variance totale, soit un ensemble 78,39%, nous pouvons dire que les variables étudiées sont bien représentées. Les variables qui contribuent d'une manière principale dans la constitution de l'axe F1 sont les facteurs T, Na^+ , Cl^- , SO_4^{--} , NH_4^+ , NO_2^- et Zn^{++} . Du côté positif vers le côté négatif (Figure IV.8.A), cet axe présente un gradient de concentration croissant pour T, Na^+ , Cl^- , SO_4^{--} , NH_4^+ , NO_2^- et Zn^{++} et décroissant pour NTU , NO_3^- , Fe_{total} et Cr_{total} .

Cet axe est un axe de qualité de l'eau, les facteurs cités sont indicateurs d'une minéralisation de l'eau, d'une pollution organique et d'une pollution par les métaux lourds (Cr_{total}).

La conductivité, Mg^{++} et HCO_3^- ainsi que le Ca^{++} , Ni^{++} et Cd^{++} contribuent fortement à la formation du deuxième axe F2. Il apparaît donc que cet axe traduit aussi la minéralisation des eaux et la pollution par les métaux lourds (Ni^{++} et Cd^{++}).

Le plan factoriel F1-F2 a permis de mettre en évidence une pollution des eaux du puits P4 par les ions nitrate, Potassium, Fe et Cr. Situé dans la zone agricole, ce puits est très proche du CET d'Ouled Fayet. Le puits P3 est pollué par les ions NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{--} , Ca^{++} , Ni^{++} et Cd^{++} . Situé aussi dans la zone agricole, il est proche de la zone de rejet de lixiviats, l'Oued Ben Brahim, d'une distance d'environ de 160 mètres. Les puits P1 et P2 sont pollués par les ions en Na^+ , Mg^{++} , NO_2^- et Co^{++} .

2. Analyse du plan factoriel F1-F3

La projection des individus sur le premier plan factoriel F1-F3 donne environ 64,4 % de la variance totale (42,75 % pour F1 et 21,60 % pour F3). Ceci montre l'individualisation de trois groupes principaux (fig. IV.9 .B) :

- Le groupe 1, situé du côté positif de l'axe F1 et F3, est constitué par les puits P1 et P3. Il est caractérisé par les ions Na^+ , Zn^{++} , NO_2^- et la température.
- Le groupe 2, situé du côté positif de l'axe F1 et à l'opposé de l'axe F3, est constitué par le puits P2. Ce dernier est caractérisé essentiellement par une pollution en métaux lourds (Cu, Co,) et une pollution par les ions SO_4^{--} , NH_4^+ et Cl^- .
- Le groupe 3, situé du côté positif de l'axe F3 et à l'opposé de l'axe F1, est représenté par le puits P4. Il est caractérisé essentiellement par une pollution en métaux lourds (Fe et Cr), une turbidité conséquente, une présence en ions K^+ et une influence certaine de sa proximité avec le CET.

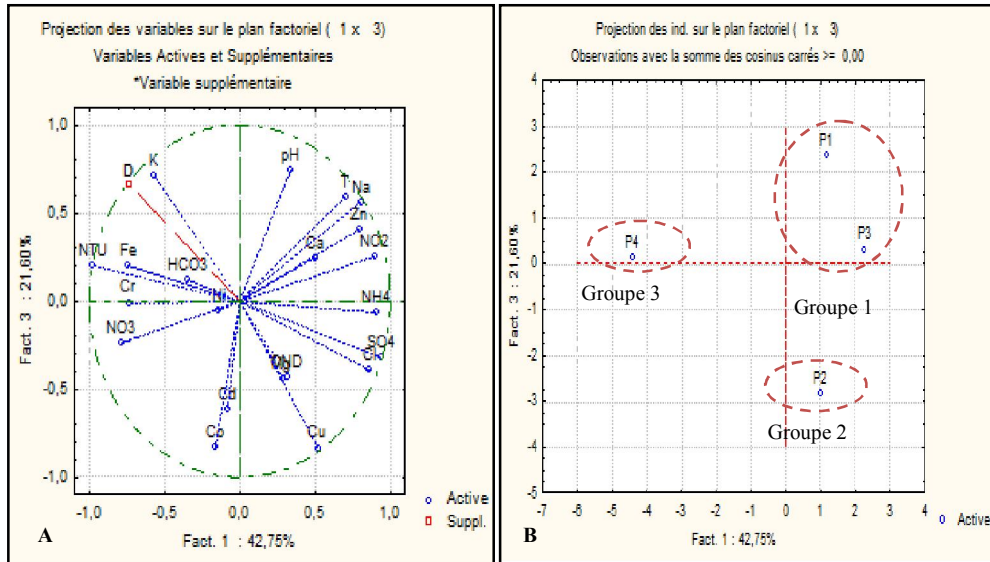


Figure IV 9: Analyse en composantes principales de l'eau. A : Projections des variables sur le plan F1-F3. B : Projections des individus sur le plan F1-F3

Les facteurs Cu^{++} , Co^{++} , K^+ , pH et la distance CET-puits contribuent fortement à la formation du troisième axe F3. Il apparaît donc que cet axe traduit aussi la minéralisation des eaux et leur pollution par les lixiviats du CET.

3. Analyse du plan factoriel F2-F3

La projection des individus sur le plan factoriel F2-F3 explique environ 57,30 % de la variance (35,64 % pour F2 et 21,60 % pour F3), montre l'individualisation de quatre groupes principaux (fig. IV.10) :

- Le groupe 1, situé du côté positif de l'axe F2 et F3, est constitué par le puits P1. Il est caractérisé l'ion K^+ .
- Le groupe 2, situé du côté négatif de l'axe F2 et F3, est constitué par les puits P3 et P4. Il est caractérisé par les ions Cr_{total} , Fe^{++} , Cl^- , SO_4^- , Ca^{++} et NTU.
- Le groupe 3, situé du côté positif de l'axe F2 et à l'opposé de l'axe F3, est constitué par le puits P2. Il est caractérisé essentiellement par une pollution en métaux lourds (Cu).

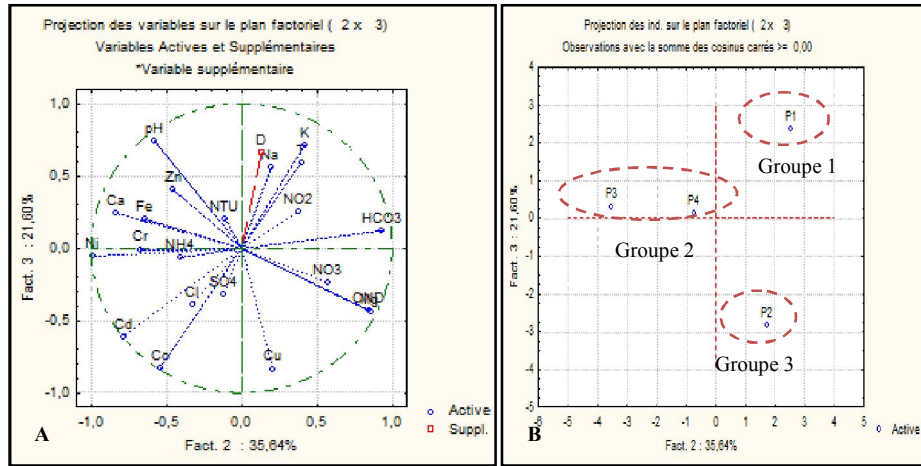


Figure IV. 10 : Analyse en composantes principales de l’eau. A : Projections des variables sur le plan F2-F3. B : Projections des individus sur le plan F2-F3.

IV.5. Caractérisation des lixiviats d’Ouled Fayet

La caractérisation physico-chimique des lixiviats du CET de Ouled –Fayet, prélevés en trois points différents de la zone de travail (figure IV.2), est mise en évidence par le tableau IV.13

Tableau IV 13 : Teneurs des différents paramètres caractérisant les lixiviats

Paramètre	J	I	V	Norme [36]
PH	8,17	8,35	7,76	6,5 à 8,5
T (°C)	27	27,1	26,9	30
E Redox (mv)	-71,6	-83,4	-48,7	-
Conductivité (mS/Cm)	6,95	5,90	7,52	-
MES (g/l)	25,34	12,34	14,67	35
MVS (g/l)	10	3	3,33	-
DCO (mg d’O ₂ /l)	20413,97	6116,10	8051,65	120
DBO ₅ (mg d’O ₂ /l)	2260	1214	1609	35
DBO ₅ /DCO	0,11	0,19	0,19	-
Na ⁺ (g/l)	2,667	1,778	2,223	-
K ⁺ (g/l)	2,762	1,905	2,286	-
Ca ²⁺ (g/l)	143,137	87,254	121,568	-
NH ₄ ⁺ (mg/l)	5685,815	4645,368	7532,24	-
NO ₃ ⁻ (mg/l)	340,56	124,44	96,1	-
NO ₂ ⁻ (mg/l)	15,625	9,577	13,105	-
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	25,0056	26,6017	67,0363	-
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	19520	14640	19520	-
Cl (mg/l)	5820	1988	2272	-
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	200	109,09	127,27	-

a) Interprétations

a.1) L'odeur

Les odeurs désagréables dégagées par les lixiviats avaient une similitude avec celles "des œufs pourris". Elles sont plus prononcées pour le lixiviat jeune du point J que pour celui intermédiaire du point I. Ces odeurs sont dues essentiellement [17] :

- A la présence d'ammoniac ;
- Au soufre qui participe de près à l'émanation de ces odeurs due à la formation du gaz H₂S ;
- A la décomposition de la matière organique présente dans l'effluent dont la macération se poursuit (fermentation anaérobie) ;
- A la température qui intensifie aussi ces odeurs.

a.2) La Température

La température favorise le développement des micro-organismes dans les lixiviats. Le lixiviat jeune (J) présente une température de 27°C due aux réactions exothermiques dans le bassin de stockage alors que les lixiviats intermédiaires (I) et vieux (V) possèdent une température au voisinage de 27 °C qui est en relation avec la température ambiante. Nous constatons que ces valeurs mesurées sont inférieures à la norme maximale de rejet qui est de 30 °C [60].

a.3) Le Potentiel d'Hydrogène (pH)

Ce paramètre caractérise un grand nombre d'équilibres physico-chimiques et dépend de facteurs multiples. La valeur trouvée du pH se situe dans l'intervalle [7.76, 8.35] pour les lixiviats V, J et I respectivement. Ces valeurs montrent que nous sommes dans une étape de méthanogèse signe d'autoépuration.

Ces valeurs de pH proches de celles d'un lixiviat stabilisé pourraient s'expliquer par la diminution de la concentration en acide gras volatil (AGV) au cours du temps. En outre, une réaction réversible de dénitrification, pendant laquelle la consommation de protons nécessaire pour réduire les nitrates ou nitrites en azote moléculaire et/ou en oxyde d'azote gazeux, provoque une augmentation ou une diminution du pH [7].

L'évolution du pH est une fonction linéaire du temps pour une courte période de vie de la décharge, essentiellement durant l'utilisation des AGV (Tableau IV.14 où t est exprimé en année) [25].

Tableau IV 14: Evolution du pH des lixiviats en fonction du temps

Age de la décharge	pH des lixiviats
0 à 2 ans	Acidification importante et variable
2 à 6 ans	$\text{pH} = 0,71.t + 4,5$
Après 6 ans	Stabilisation du pH à 8 – 8,5

a.4) Conductivité électrique

La mesure de la conductivité apporte une information globale sur la quantité d'espèces chargées présentes dans les différents lixiviats. Elle constitue un paramètre intéressant à suivre pour évaluer la charge minérale présente dans un effluent [7].

Les valeurs de la conductivité électrique enregistrées dans les lixiviats sont de 5.90, 6.95 et 7.52 mS/cm pour les points I, J et V respectivement.

Les valeurs obtenues sont élevées du fait de la quantité de substances minérales existantes dans ces lixiviats. Cette minéralisation est due, en partie, aux fortes teneurs en Ca^{2+} , en Na^+ , en K^+ , NH_4^+ , HCO_3^- et en Cl^- qui ne peuvent être expliquées seulement par leurs taux de présence naturelle dans les ordures ménagères, mais résultent aussi d'un important rejet.

a.5) La demande chimique en oxygène (DCO)

La matière organique relarguée dans les lixiviats est considérée comme un bon indicateur de l'état de dégradation des déchets car elle subit de multiples transformations au cours des différentes étapes de dégradation. La Demande Chimique en Oxygène fait partie des principaux paramètres dont la mesure est imposée par la réglementation. Elle permet de déterminer la quantité de matière oxydable présente dans les lixiviats et permet d'estimer la matière organique. Toutefois, certains composés comme les hydrocarbures aromatiques ou les hétérocycles (pyridine) ne sont pas accessibles par cette méthode [7].

Les résultats obtenus nous permettent de constater que nous sommes en présence d'une forte charge organique oxydable. La DCO est de 20413.97, 6116.103 et 8051.65 mg/l aux points J, I et V respectivement. Cette forte DCO rencontrée est due à la fraction organique constituée d'acides gras volatils dégradables et aux métabolites non biodégradables. Les valeurs de DCO sont très élevées par rapport à la norme qui est de 120 mg/l pour le rejet dans le milieu naturel.

a.6) La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La Demande Biologique en Oxygène au bout de 5 jours a également été mesurée pour estimer la biodégradabilité des différents lixiviats. Elle représente l'utilisation effective de la matière organique par les micro-organismes et traduit l'expression mesurable du potentiel d'interactions. Au sens strict, la biodégradabilité englobe deux processus : d'une part, l'utilisation microbienne directe ou après décomposition de composés pour la biosynthèse de nouveau matériel cellulaire et d'autre part, la minéralisation pour obtenir de l'énergie et des nutriments inorganiques [52].

Pour nos analyses, les valeurs obtenues aux points J, I et V sont respectivement de 2260, 1214 et 1609 mg d'O₂/l. Nous remarquons un écart entre ces trois valeurs qui sont trop élevées par rapport à la norme de rejet qui est de 35 mg/l. Ces valeurs montrent la présence d'une concentration importante en matière organique biodégradable.

a.7) Le rapport DBO_5/DCO

Le rapport DBO_5/DCO caractérise la biodégradabilité des lixiviats. Ce ratio est généralement corrélé à l'âge des lixiviats et donc au degré d'avancement de la stabilisation du massif. Toutefois, une bonne estimation de l'âge de la décharge n'est valable que sur de courtes périodes (10 ans) [20]. Plus ce rapport est élevé, plus les lixiviats sont biodégradables. ($< 0,1$: non biodégradable, $> 0,8$: totalement biodégradable) [20]. C'est un indicateur de la proportion de matière organique biodégradable par rapport à la matière organique totale et donc un indicateur de la maturité des lixiviats et des décharges.

Toutes ces caractéristiques sont résumées dans le tableau IV.15 suivant :

Tableau IV 15 : Caractéristiques principales des différents types de lixiviats

	Lixiviats Jeunes	Lixiviats intermédiaires	Lixiviats stabilisés
Age de la décharge	<5 ans	5 à 10 ans	>10 ans
pH	<6,5	6,5 à 7,5	>7,5
DCO (g/l)	10 à 20	5 à 10	< 5
DBO_5/DCO (biodégradabilité)	> 0,5 Bonne	0,1 à 0,5 assez faible	< 0,1 très faible

La valeur de ce rapport est de 0.11 au point J et d'environ 0.2 aux points I et V.

En effet, le lixiviat au niveau du point J présente :

- Un pH basique de l'ordre de 8.17
- Une charge organique très élevée avec une DCO de 20.413 g d'O₂/l
- Une biodégradabilité de l'ordre $DBO_5 / DCO = 0,11$

Nous pouvons dire que ce lixiviat évolue d'un lixiviat jeune vers un lixiviat intermédiaire.

Le lixiviat du point I présente :

- Un pH de l'ordre de 8.35
- Une charge organique élevée avec une DCO de valeur de 6.116 g d'O₂/l.
- Une biodégradabilité environ de 0, 2

Nous pouvons dire que ce lixiviat évolue d'un lixiviat intermédiaire vers un lixiviat stabilisé.

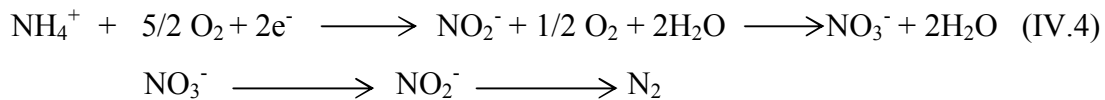
Le lixiviat du point V présente :

- Un pH moyen de l'ordre de 7.76
- Une charge organique élevée avec une DCO de valeur de 8.051 g d'O₂/l.
- Une biodégradabilité de 0, 2.

Nous pouvons dire que ce lixiviat évolue d'un lixiviat intermédiaire vers un lixiviat stabilisé.

a.8) Les nitrates et nitrites (NO_3^- , NO_2^-)

Les nitrites sont importants dans la métabolisation des composés azotés. Ils s'insèrent dans le cycle de l'azote entre les ions ammonium (NH_4^+) et les nitrates. Leur présence est due soit à l'oxydation bactérienne de l'ammoniaque soit, à la réduction des nitrates. Ils ne représentent qu'un stade intermédiaire et sont facilement oxydés en nitrates [61]. La réaction chimique (IV.4) suivante résume le phénomène d'oxydation :



Leur présence, dans les lixiviats analysés, est faible et ce, par rapport aux nitrates (tableau IV.13)

Ceci confirme l'omniprésence de réactions de nitrification et/ou dénitrification dans les lixiviats.

a.9) L'azote ammoniacal (NH_4^+)

La formation de NH_4^+ par l'action hydrolytique de bactéries sur les formes organiques azotées telles que les protéines est appelée ammonification. Ce processus est influencé par la teneur du déchet en azote organique [55].

Les lixiviats du CET de Ouled Fayet sont riches en azote et l'azote prépondérant se trouve sous forme réduite (azote ammoniacal) parce qu'en aérobiose, la minéralisation est ralentie [61].

Les valeurs obtenues aux points J, I et V sont respectivement de 5685.815, 4645.368 et 7532.568 mg/l. Elles sont nettement supérieures à la norme de rejet, qui est de 20 mg/l.

Il apparaît que l'azote ammoniacal domine quantitativement. Les formes azotées représentent 90 % de l'azote total [62].

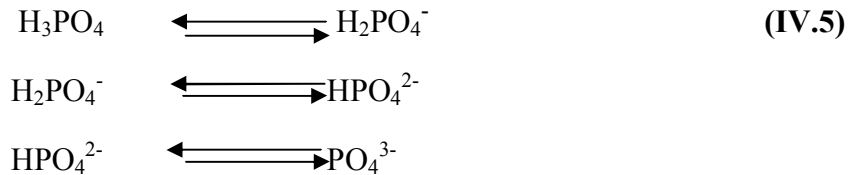
a.10) Les orthophosphates (PO_4^{3-})

Le phosphore est présent dans les lixiviats sous différentes formes :

- Phosphore organique : comme les phospholipides, les phosphoprotéines.
- Phosphore minéral : dérivé de l'acide phosphorique comme les orthophosphates (PO_4^{3-} , H_2PO_4^- et HPO_4^{2-}).

L'ensemble des formes organiques et minérales constitue le phosphore total. Les phosphates correspondent en fait aux orthophosphates car l'ion phosphate, n'existe en solution que pour des pH basiques.

En effet, l'acide phosphorique est susceptible de s'ioniser de différentes façons (réaction IV.5):



Les résultats obtenus en orthophosphates aux points J, I et V du CET d'Ouled Fayet pour les différents prélèvements sont respectivement de 25.01, 26.605 et 67.036 mg/l. Ces faibles teneurs sont donc la résultante de l'assimilation rapide de cet élément par les bactéries et les algues et/ou par sa complexation avec le calcium sous forme d'apatite. Le phosphore précipite généralement sous forme hydroxyl-apatite ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)\text{OH}$). Cette absence de précipitation du phosphore ne peut pas être attribuée à une absence des ligands cationiques (Fe^{2+} , Ca^{2+} et Mn^{2+}) qui sont très présents dans le lixiviat avec des concentrations importantes [62]. Mais, nous remarquons que ces valeurs sont élevées par rapport à la norme qui est de 10 mg/l.

a.11) Matière en suspension (MES)

Il s'agit de la quantité de matière en suspension dans l'eau, d'origine organique (produits de la décomposition des matières végétales ou animales, acides humiques ...), ou minérale (sables, limons, argiles, ...). A ces composés s'ajoutent les micro-organismes tels que bactéries, plancton, algues et virus. Elles correspondent à la pollution solide [62].

Les lixiviats du CET d'Ouled Fayet sont très chargés en MES. Les concentrations aux points J, I et V sont respectivement de 25.34, 12.34 et 14.67 g/l. Ceci implique une mauvaise pénétration de la lumière ainsi qu'une mauvaise aération des lixiviats produits. Nous assistons alors à une inhibition de la photosynthèse empêchant le travail des bactéries.

L'évolution des MES, au cours du temps, doit être ainsi corrélée à celle de la DCO par exemple. Les MES influent donc sur la biodégradabilité du milieu.

a.12) Matière volatile sèche (MVS)

On entend, par matières volatiles sèches, la partie des matières en suspension susceptibles d'être volatilisées à 550° C. Les MVS sont généralement assimilées aux matières organiques en suspension [20].

Les valeurs obtenues atteignent 10 ; 3 ; 3,33 mg/l, aux points J, I et V respectivement. Les concentrations sont relativement faibles. Cela implique donc une concentration élevée de la matière minérale qui s'explique par l'âge des casiers.

a.13) Les chlorures

La concentration en chlorures du lixiviat semble augmenter au cours du temps. Les concentrations en chlore obtenues (5820, 1988 et de 2272 mg/l aux points J, I et V respectivement) sont élevées. Cependant, ces ions sont souvent considérés comme des espèces conservatives et inertes et leurs teneurs ne dépendent généralement pas des différentes phases de dégradation des déchets. Le relargage de ces espèces est donc uniquement fonction du lessivage des déchets [63].

a.14) Les sulfates

Les sulfates sont, en général, fortement présents dans les lixiviats [36]. Ces espèces proviennent de déchets riches en soufre tels que le bois et le plâtre [7]. Lors des phases de dégradation (acétogènes et méthanogènes), dans des conditions d'anaérobiose et de faibles potentiels redox, les sulfates sont réduits en sulfures et sont souvent associés aux espèces métalliques [7].

Les concentrations en sulfate du lixiviats analysées varient entre 109,09 et 200 mg/l.

IV.6. Conclusion

Cette étude nous a permis de mettre en évidence la pollution de quelques milieux aquatiques causée par les effluents.

L'analyse des eaux des puits, à proximité du CET d'Ouled Fayet, montre d'une manière générale qu'elles sont de mauvaise qualité pour les besoins domestiques et pour l'irrigation. La pollution porte essentiellement sur les métaux lourds (Cr et Ni), sur le calcium et sur les bicarbonates.

Concernant les lixiviats, nous pouvons dire que leurs âges semblent influencer directement sur leurs compositions. Leurs charges organiques biodégradables diminuent régulièrement avec le vieillissement du site. La caractérisation physico-chimique montre que les lixiviats produits par le CET d'Ouled Fayet contiennent un grand nombre de polluants.

Ces lixiviats rejetés actuellement dans le milieu récepteur (Oued Ben Brahim), nécessiteraient un traitement préalable avant leur rejet vu leur caractère hautement contaminant.

Conclusion Générale

Conclusion Générale

L'enfouissement des déchets solides urbains en Algérie demeure une filière d'élimination très économique dans la gestion globale des déchets, mais il n'a pas été jusque là pratiqué en appréhendant tous les problèmes qu'il pouvait engendrer, tel que les biogaz et le lixiviat. Ce dernier est un effluent très concentré en éléments polluants qui est généré à raison de volumes considérables. Le contexte économique rend inadaptés des procédés de traitement dont les coûts d'investissement et de fonctionnement restent assez élevés.

Cette étude nous a permis de mettre en évidence la pollution de quelques milieux aquatiques par les effluents générés par le CET d'Ouled Fayet.

Sur les plans géologique et hydrologique, nous pouvons dire que le CET d'Ouled Fayet est situé sur sol approprié. Ceci du fait d'une part, de l'absence de nappe d'eau souterraine confirmé d'après l'étude de l'ANRH et d'autre part, par la nature du sol qui est de type argileux-marneux.

Le CET reçoit des déchets ménagers à raison de près de 1400 tonnes par jour de déchets solides urbains, sans aucun tri préalable et sans traitement des lixiviats générés et qui sont rejetés dans l'oued Ben Brahim ce qui entraîne fatalement un impact négatif sur l'environnement.

Suite aux analyses effectuées, nous avons remarqué que les lixiviats produits par le CET d'Ouled Fayet contiennent un grand nombre de polluants notamment une charge organique importante (DCO de 20,414 ; 6,116 et 8,052 g d'O₂/l et DBO de 2260 ; 1214 ; 1609 mg d'O₂/l, aux point J, I et V respectivement), des cations à des concentrations importantes (Na⁺ et K⁺ de l'ordre de 2 g/l, Ca⁺⁺ de l'ordre de 87 g/l et NH₄⁺ de l'ordre de 4,64 g/l) et des anions inorganiques NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄⁻³, Cl⁻ et SO₄⁻.

Toutes les effluents rejetés dans milieu naturel dépassent, en effet, les normes de rejet dans un milieu récepteur, d'où la nécessité de les traiter afin de diminuer au maximum la pollution et limiter ainsi les conséquences néfastes sur l'environnement.

L'analyse des eaux des puits à proximité du CET d'Ouled Fayet, montrent d'une manière générale que les eaux sont de mauvaise qualité pour les besoins domestiques. La pollution est essentiellement due aux métaux lourds notamment le chrome, le nickel et le cadmium.

Dans un souci de prévaloir l'intérêt de l'analyse statistique multidimensionnelle dans le suivi de la pollution des eaux, nous avons appliqué l'analyse en composantes principales sur la base des paramètres physicochimiques et sur les teneurs métaux lourds déterminés sur les échantillons aqueux prélevés dans les puits.

L'application de l'analyse en composantes principales, nous a permis de déduire les points suivants :

- Un taux d'information de 100%. cerné par les trois composantes principales,

Conclusion Générale

- Le plan factoriel F1-F2 de taux d'information de 78,4% , a permis de montrer la pollution de l'eau au niveau puits P4 par les ions nitrate, Potassium, Fer et Chrome, ce puits étant proche du CET d'Ouled Fayet,
Le puits P3 est pollué par NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{--} , Ca^{++} Ni^{++} et Cd^{++} . Ce puits se situe dans la zone agricole et il est aussi proche de l'oued ben Brahim.
Les puits P1 et P2 sont pollués par les ions sodium, Magnésium, nitrite et par le cobalt. Ces puits sont situés dans la zone agricole.

Suite à ces résultats, il s'avère que le contrôle périodique du débit et du degré de pollution des eaux est nécessaire afin de prévoir l'étendue de la pollution et fixer les dispositions à prendre pour préserver l'environnement limitrophe

Références Bibliographiques

Références Bibliographiques

- [1] Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire, Décret exécutif n° 06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427correspondant au 19 avril 2006 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides, N°26, Algérie, 2006.
- [2] **D. HUEBER**, « Manuel d'information sur la gestion des déchets solides urbains », GTGmbH, juillet 2001.
- [3] **A. DAMIEN**, « Guide du traitement des déchets », DUNOD, Paris, 2002.
- [4] **J.M. BALET**, « Aide-mémoire Gestion des déchets » ; DUNOD, Paris, 2005.
- [5] **L.Y. MAYSTER, V. DUFLON, T. DISERENS, D. LEROY, J. SIMOS et F. VIRET**, « Déchets Urbains Nature et Caractérisation », Presses Polytechnique et Universitaire Romandes, 1ère Ed, Lausanne, 1994.
- [6] Manuel de Gestion des Déchets Solides Urbains ; Direction Générale de l'Environnement ; Ministère de l'Aménagement du Territoire et de Développement ; Algérie Février 2001.
- [7] **C. BERTHE**, « Étude de la matière organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés », Thèse de doctorat, Université de LIMOGES, 2006.
- [8] **F. MAMMERI**, « Caractérisation des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet et proposition d'un traitement », PFE, Génie d'Environnement, ENP, Algérie, 2008.
- [9] **A. SEBTI**, « valorisation des déchets solides urbains », Mémoire de magistère, Génie chimique ENP, Alger, 2007.
- [10] **ADIT**, « Étude internationale des politiques et pratiques de la mise en décharge des déchets ménagers et industriels », 1996.
- [11] Etude du schéma directeur de collecte et de traitement des déchets solides des 57 communes de la wilaya d'Alger, Volume A, MATET, direction de l'environnement de la wilaya d'Alger, Rapport final, juin 2008.
- [12] **E. KOLLER**, « Traitement des polluants industrielles ; Eau Air Déchets Sols Boues », Ed Dunod, Paris 2004.
- [13] **S. ABOULAM**, « Recherche d'une méthode d'analyse du fonctionnement des usines de tri-compostage des déchets ménagers. Fiabilité des bilans matière », Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse, avril 2005.
- [14] **M. GANIER, R. MALOSSE et R. THOMAS**, « Guide des technologies 'propres et des filières de traitement des déchets », Centre Technique des Industries Mécaniques (CETIM), 1ier Ed, CEDEX. France, 1995.
- [15] **A. LAMENDOU**, MISSION PREPARATOIRE « DECHETS », Compte-rendu, Alger, Juin 2007.

Références Bibliographiques

- [16] **D.R. TIRNOVEANU**, « Etude des propriétés épuratoires des Mâchefers d'Incinération d'Ordures Ménagères et de leur mise en œuvre », Thèse de doctorat, L'institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Novembre 2004.
- [17] **R. LESSOUED**, « traitement du lixiviat de la décharge d'Ouled Fayet par la bentonite algérienne », Mémoire de magister, Génie chimique ENP, Alger, 2009.
- [18] Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement et du Tourisme, Bilan sur la gestion des déchets, Algérie, 2008.
- [19] **P. PINEL-RAFFAITIN**, « Suivi des métaux et métalloïdes dans les effluents de centres de stockage de déchets : spéciation et devenir des composés de l'arsenic et de l'étain dans les lixiviats et les biogaz », Thèse de doctorat, Environnement et Matériaux, université de pau et des pays de l'Adour, 2006.
- [20] **M.P. AINA**, « expertises des centres d'enfouissement techniques de déchets urbains dans les PED : contributions a l'élaboration d'un guide méthodologique et a sa validation expérimentale sur sites », Thèse de doctorat, Chimie et Microbiologie de l'eau, université de limoges, 2006.
- [21] **R. CHIRIAC**, « Caractérisation des émissions de composés organiques volatils issus des centres de stockage des déchets ménagers et assimilés et de leur dispersion dans l'environnement ». Thèse de doctorat, INSA de Lyon, 2004.
- [22] **M. EL FADEL et M. MASOUD**, « Emissions from landfills: a methodology comparative assessment », Environmental Technology, 2000.
- [23] **M. EL-FADEL, A.N. FINDIKALIS et J.O. LECKIE**, « Environmental impacts of solid waste landfilling ». Journal of Environmental Management, 1997.
- [24] **I.J. RODRIGUEZ, P.L. CASTRILLON, M.E. MARANON et A.H. SASTRE**, « A comparative study of leachates produced by anaerobic digestion in a pilot plant and a sanitary landfills in Asturias », Spain. Waste Management and Research, 2000.
- [25] **P. THONART, M. LARDINOIS, C. RODRIGUEZ, S. AWONO, J. DESTAIN et S. HILLIGSMANN**, « La problématique de la gestion des déchets ménagers ». Séminaire- Atelier Francophone sur la gestion des déchets ménagers à Saaba – Ouagadougou(Burkina Faso), 2002.
- [26] **G. LECLERC et A. BONNEAU**, « La lixiviation: source, composition et atténuation ». Eau du Québec, 1982.
- [27] **T.H. CHRISTENSEN, P. KJELDSSEN, P.L. BJERG, H.J. ALBRECHTSEN et P.E. HOLM**, « Attenuation in landfill leachate pollutants and aquifers », Critical reviews in Environmental Science Technology, 1994.
- [28] **M. EL-FADEL, E. BOU-ZEID, W. CHAHINE et B. ALAYLI**, « Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content », Waste Management, 2002.

Références Bibliographiques

- [29] **P. THONART et S.I. DIABATE**, « Guide pratique sur la gestion des déchets ménagers et des sites d'enfouissement technique dans les pays du sud », Institut de l'énergie et de l'environnement de la Francophonie (IEPF), Québec, Canada, 2005.
- [30] **S. HOCINE**, « Gestion des déchets solides urbains et diagnostic du centre d'enfouissement d'Ouled Fayet », Mémoire de magister, EPAU, Janvier 2006.
- [31] Rapport sur la décharge d'Ouled Fayet, fournit par la direction du CET d'Ouled Fayet, 2011.
- [32] **M. CHEBBAH**, « Etude d'implantation d'une décharge publique contrôlée a Ouled Fayet », INRH, Décembre 1986.
- [33] **H. HADIMI et K. SOLTANI**, « Réhabilitation du site de la décharge sauvage de Ouled Fayet », PFE, USTBH, 1998.
- [34] **B. BONTE**, « Association de Défense contre le projet de centre d'enfouissement Sur le territoire de la commune de Saint- Escobille (ADSE) ; mise en évidence de la vulnérabilité des barrières et géosynthétique utilisé pour le confinement hydraulique des CET de déchets de classe II », Université Paul Sabatier, Toulouse, 2007.
- [35] **MATE**, Direction générale de l'environnement; Projet national ALG/98/G31, « Elaboration de la stratégie et du plan d'action national des changements climatiques », Communication nationale initiale, Alger, Mars 2001.
- [36] Première édition 1992-08-20 Normes Algérienne NA 6360 Journal Officiel n°57.
- [37] www.lenntech.com
- [38] **A. BERMAD**, « Elaboration d'une méthodologie de simulation et de prévision des variables climatologiques aléatoires et cycliques par l'Analyse en Composantes Principales ». Thèse de doctorat. Ecole Nationale Polytechnique, Alger, 2004.
- [39] **D. DUBAND**, « Hydrologie statistique approfondie ». I.N.P.G. 1989.
- [40] **M. AVENEL et J.F. RIFFAUT**, « mathématiques appliquées à la gestion », Fouctin 2005.
- [41] **T.C. HUTCHINSON et K.M. MEEMA**, « Lead, mercury and arsenic in the environment ». SCOPE 31. Chichester, John Wiley and Sons, 1987.
- [42] **G.B.J. DUSSART**, « l'étude des eaux courantes ». Ed. Herman, Paris, Limnologie, 1966.
- [43] **M. NISBET et J. VERNEAU**, « Composantes chimiques des eaux courantes ». Ann. Limnol, 1970.
- [44] **H.L. GOTERMAN**, « Toxicocinétique de trois polluants métalliques majeurs chez la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*), le chrome, le cuivre et le zinc ». Thèse de 3ème cycle Univ. De Claude Bernard, Lyon , 1995.

Références Bibliographiques

- [45] **G.W BRYAN**, « Bioaccumulation of marine pollutants ». Phil. Trans. Re. Soc. Lond. B., 286 : 483–505, 1979.
- [46] **J. RODIER, C. Bazin, J.-P. BROUTIN, P. CHAMBON, H. CHAMPSAUR et L. RODI.**, « Analyse de l'eau », 8^e édition, DUNOD, Paris 2005.
- [47] **P. DUCHAUFFOUR**, « Pédologie, sol, végétation environnement », 4^eme édition. Abrégés paris: Masson 324p. 1995.
- [48] **S. BRALLIER, R.B. HARRISON, C.L. HENRY et X. DONGSEN**, « Liming effects on availability of Cd, Cu, Ni and Zn in a soil amended with sewage sludge 16 years previously ». Water, Air and soil Pollution, 86, 195-206. 1996.
- [49] **R. BREMOND et C. PERRODON**, « Paramètres de la qualité des eaux ». Ministère de l'environnement et cadre de vie. 2^eme ed : 259 p. 1979.
- [50] **S. OLLAGNIER**. « Contrôle de surveillance de la qualité des eaux souterraines de la Martinique relatif aux prescriptions de la Directive Cadre européenne sur l'Eau : Campagne de saison sèche 2007 ». BRGM/RP-55812-FR. 70 p., 50 ill., 2 ann. 2007.
- [51] **L. GOUAIDIA**, « influence de la lithologie et des conditions climatiques sur la variation des parametres physico –chimiques des eaux d'une nappe en zone semi aride, cas de la nappe de meskiana nord-est algerien », Thèse de doctorat, universite badji mokhtar-annaba, 2008.
- [52] **L. MATINI, J.M. MOUTOU et M.S. KONGO-MANTONO**, « Evaluation hydro-chimique des eaux souterraines en milieu urbain au Sud-Ouest de Brazzaville, Congo » Afrique SCIENCE, 2009.
- [53] **O. BANTON, M.L. BANGOY**, «Hydrogéologie Multi science environnementale des eaux souterraines». Presses de l'Université du Québec/AUPELF, 1997.
- [54] **O.M.S.**, «Directives de qualité pour l'eau de boisson». 2nd Ed., Vol 2, Critères d'hygiène et documentation à l'appui, 2000.
- [55] **R. LORNA**, « comparaison de trois filières de stockage d'ordures ménagères, Etude du comportement des déchets en pilotes semi industriels et caractérisation des émissions liquides et gazeuses associées », thèse de doctorat, université Lyon I, 2002.
- [56] **D. BELGHYTI, Y. EL GUAMRI, G. ZTIT, M.L. OUAHIDI, M.B. JOTI, A. HARCHASS, H. AMGHAR, O. BOUCHOUATA, K. EL KHARRIM et H. BOUNOUIRA** « Caractérisation physico-chimique des eaux usées d'abattoir en vue de la mise en œuvre d'un traitement adéquat : cas de Kénitra au Maroc », Afrique SCIENCE, 2009.
- [57] **N. KOTHARI**, «Groundwater, iron and manganese: an unwelcome trio». Water/Engineering & Management, Vol.135, N°2, 1988.

Références Bibliographiques

- [58] **S. JORDANA et E. BATISTA**, «Natural groundwater quality and health». *Geologica Acta*, Vol.2, N°2, 2004.
- [59] CENTRE INTERNATIONAL DE RECHERCHE SUR LE CANCER, «Chromium, Nickel and Welding». Lyon, Monographie du CIRC sur les risques de cancérogénicité pour l'homme, Vol.23, 1980.
- [60] le journal officiel de la république Algérienne n°26, 24 Rabie El Aoeul 1427 ,23 Avril 2006.
- [61] **M. BELKACEMI**, « Contribution à l'étude des interactions dans le système déchets sol eau; Cas de la décharge de Oued Smar », Mémoire de magister, Génie d'environnement, ENP, Alger, 1993.
- [62] **H. KHATTABI** « Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Etuefont, Belfort », Thèse de doctorat, Institut des Sciences de l'Environnement, France, 2002.
- [63] **T.H. CHRISTENSEN, P. KJELDSSEN, P.L. BJERG, D.L. JENSEN, J.B. CHRISTENSEN, A. BAUN, H-J. ALBRECHTSEN et G. HERON** « Biogeochemistry of landfill leachate plumes ». *Applied Geochemistry*, 2001.

Annexes

Mesure électro métrique du pH avec l'électrode de verre. NF T90-008

Principe : Le pH est en relation avec la concentration des ions hydrogène $[H^+]$ présent dans l'eau ou les solutions.

La différence de potentiel existant entre une électrode de verre et une électrode de référence (Calomel - Kcl saturé). Plongeant dans une même solution, est une fonction linéaire du pH de celle-ci. Le potentiel de l'électrode est lié à l'activité des ions H^+ .

- Appareil : pH Mètre
- Electrode : Electrode de pH combinée
- Réactifs : Tampon pH = 9
Tampon pH = 7
Tampon pH = 4

Mode opératoire :

Etalonnage de l'appareil :

- Allumer le pH Mètre.
- Rincer l'électrode avec de l'eau distillée.
- Prendre dans un petit bêcher, la solution tampon pH = 7
- Régler l'agitation à faible vitesse.
- Tremper l'électrode de pH dans la solution tampon pH = 7
- Laisser stabiliser un moment jusqu'à affichage du standard 2.
- Enlever l'électrode et la rincer abondamment avec l'eau distillée.
- Ré étalonner de la même manière avec les solutions tampon pH = 9 où pH = 4.
- Puis rincer abondamment l'électrode avec l'eau distillée.

Dosage de l'échantillon :

- Prendre environ 100 ml d'eau à analyser.
- Mettre un agitateur avec une faible agitation.
- Tremper l'électrode dans le bêcher.
- Laisser stabiliser un moment avec une faible vitesse d'agitation.
- Puis noter le pH.
-

Mesure de la conductivité électrique NF T90-031

Définition : La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm^2 de surface et séparées l'une de l'autre de 1 cm.

Elle est l'inverse de la résistivité électrique.

L'unité de conductivité est le Siemens par mètre (S/m).

Annexes A

La conductivité électrique d'une eau s'exprime généralement en microsiemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$). La relation entre la résistivité et la conductivité est la suivante:

$$\text{Résistivité } (\Omega \cdot \text{cm}) = \frac{10000}{\text{conductivité } \left(\frac{\mu\text{S}}{\text{cm}}\right)}$$

Principe : Mesure de la conductance électrique d'une colonne d'eau délimitée par deux électrodes de platine (Pt) (ou couvertes de noir de platine) maintenues parallèles.

Si R est la résistance de la colonne d'eau en ohms.

S sa section en cm^2 et l sa longueur en cm.

La résistivité électrique en ohms-cm est: $P = R \frac{S}{l}$

$$\text{La conductivité électrique en S / cm est : } V = \frac{1}{P} = \frac{1}{R} \cdot \frac{1}{S}$$

$\frac{1}{S}$: est appelé constante de l'élément de mesure

Matériel : Conductimètre.

Mode opératoire : D'une façon générale, opérer de la verrerie rigoureusement propre et rincée, avant usage, avec de l'eau distillée.

Rincer plusieurs fois la cellule à conductivité, d'abord avec de l'eau distillée puis en la plongeant dans un récipient contenant de l'eau à examiner; faire la mesure dans un deuxième récipient en prenant soin que les électrodes de platine soient complètement immergées.

Agiter le liquide (barreau magnétique) afin que la concentration ionique entre les électrodes soit identique à celle du liquide ambiant. Cette agitation permet aussi d'éliminer les bulles d'air sur les électrodes.

Expression des résultats :

Le résultat est donné directement en $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Détermination de la DCO ISO 6060

Principe Dans des conditions définies, certaines matières contenues dans l'eau sont oxydées par un excès de dichromate de potassium en milieu acide et en présence de sulfate d'argent et de sulfate de mercure.

L'excès de dichromate de potassium est dosé par le sulfate de Fer et d'ammonium

Réactifs

- Sulfate de mercure cristallisé : 0.5 g.
- Solution de sulfate de fer et d'ammonium 0.25 N.
- Sulfate de Fer et d' NH_4 : 98 g.

Annexes A

- Acide sulfurique (d=1.84) :20 ml.
- H₂O :1000 ml.

Le titre de cette solution doit être vérifié tout les jours.

- Solution de dichromate de potassium 0.25 N.
Dichromate de potassium (séché deux heures à 110°C): 12.2588 g
H₂O: 1000 ml.
- Solution de Ferroïne
1.10 phénanthroline: 1.485 g.
Sulfate de Fer: 0.695 g.
H₂O: 100 ml.
- Etalon à 500 mg/l DCO.
Hydrogenophtalate de K HC8H5O4 séché pendant 2 h.00 à 105°.

Peser 0,4251 g séché 1000 ml ———> 0,1062 g/250 ml.

Faire une dilution 5 ml/20

Vérification du titre de la solution de sulfate de fer et d'ammonium.

Dans un bécher mettre 10 ml de solution de dichromate de potassium 0.25 N et compléter à 150 ml par de l'eau distillée. Ajouter 30 ml d'acide mélangé (HgSO₄+H₂SO₄).

Laisser refroidir. Ajouter quelques gouttes de solution de Ferroïne puis doser avec le sulfate de fer et de NH₄.

$$T = \frac{ml K_2Cr_2O_7 * 0,25(N)}{ml Fe(NH_4)_2(SO_4)_2}$$

Mode opératoire

Prendre 20 ml d'échantillon débarrassé de matières décantables. Ajouter 10 ml de K₂Cr₂O₇ puis une pincée de HgSO₄ (0,55). Ajouter 30 ml d' H₂SO₄ avec Ag₂SO₄. Laisser refroidir dans un bain de glace ou à défaut dans de l'eau. Ensuite chauffer pendant 2 heures à une température de 170°C.

Laisser refroidir puis compléter à 150 ml avec de l'eau distillée dans un bécher. Doser avec le Fe (NH₄)₂ (SO₄)₂ en utilisant la ferroïne.

Expression des résultats

$$DCO = \left(\frac{V_B - V_E}{P.E} \right) * 8000 * T = 800 * T * (V_B - V_E)$$

V_E = Volume de sulfate de fer et d'ammonium nécessaire au dosage (ml).

V_B = Volume de sulfate de fer et d'ammonium nécessaire à l'essai à blanc (ml).

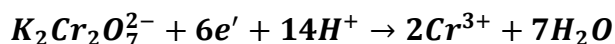
T = Titre de la solution de sulfate de fer et d'ammonium.

Annexes A

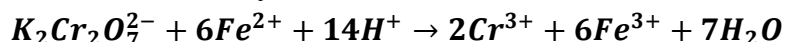
P.E = Volume de la prise d'essai.

En solution acide $K_2Cr_2O_7$ exerce un effet oxydant.

La détermination est toujours effectuée avec un excédent en $K_2Cr_2O_7$, une partie du dichromate étant réduite en ions de chrome III.



L'excédent en ions de $K_2Cr_2O_7$ est retiré avec une $\$$ de Fe (II) en employant la Ferroïne comme indicateur d'oxydoréduction.



Détermination de la Demande Biochimique en Oxygène NFT 90-103

Principe : L'échantillon d'eau introduit dans une enceinte thermo-statée est mis à incuber en présence d'air. Les micro-organismes présents consomment l'oxygène dissous qui est remplacé en permanence par l'oxygène en provenance du volume d'air situé au dessus de l'échantillon. L'anhydride carbonique (CO_2) formé est piégé par l'hydroxyde de potassium.

Cette détermination en oxygène crée une dépression qui est enregistrée par une élévation du niveau de mercure.

Méthodes instrumentales :

Mode opératoire :

Prise d'essai dépend de la charge de l'échantillon, celle-ci dépend de l'origine de l'échantillon industriel ou urbain, de la couleur, de l'odeur et de la charge en matières en suspension.

Voici le volume de l'échantillon d'après la DBO présumée

La charge	DBO présumée mg/l	Prise d'essai	facteur	La charge	DBO présumée mg/l	Prise d'essai	facteur
Très faible	0 - 40	432	1	Très faible	0 - 35	428	0.1
Faible	0 - 80	365	2	Faible	0 - 70	360	0.2
Moyenne	0 - 200	250	5	Moyenne	0 - 175	244	0.5
Plus que la moyenne	0 - 400	164	10	Plus que la moyenne	0 - 350	157	1.0
Un peu chargée	0 - 800	97	20	Chargée	0 - 700	94	2.0
Chargée	0 - 2000	43.5	50	Très chargée	0 - 1400	56	4.0
Très chargée	0 - 4000	22.7	100				

TURBIDITE NF T 90 - 033

Définition : Réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matière non dissoute.

Principe : Comparaison de la lumière diffusée et la lumière transmise par l'échantillon d'eau et par une gamme étalon constituée de solutions de formazine. La mesure de la lumière diffusée est significative pour les eaux de faible turbidité non visible à l'œil nu (par exemple les eaux de boisson).

La mesure de la lumière transmise est significative pour les eaux de turbidité visible à l'œil nu (par exemple les eaux polluées) et pour les eaux de faible turbidité contenant des substances qui ne diffusent pas.

Pour tout échantillon d'eau, la mesure de la lumière diffusée et de la lumière transmise permet la détection de matières non dissoutes, absorbant mais diffusant mal, qui passeraient inaperçues par la seule mesure de la lumière diffusée.

Appareillage : HACH 2100N

Cuvette d'évaluation de la transparence constituée d'une cuvette de verre incolore de 50 mm de diamètre.

Mode opératoire :

Remplir une cuvette de mesure propre et bien essuyer avec du papier hygiénique avec l'échantillon à analyser bien homogénéisé et effectuer rapidement la mesure, il est nécessaire de vérifier l'absence de bulle d'air avant la mesure.

Expression des résultats :

La mesure est obtenue directement en NTU.

Dosage de sodium et de potassium par photométrie de la flamme. ISO 9964/3

1)- Partie théorique :

La photométrie de la flamme est un des procédés les plus rapides et sensibles connus Aujourd'hui pour le dosage des éléments alcalins et alcalino - terreux.

Les éléments à analyser (sodium, potassium lithium, calcium etc. ...) sont généralement sous forme de sels. L'analyse se fait en partant de leurs solutions.

2)- Partie pratique :

Mode opératoire :

Appareil Dr LANGE (JENWAY)

Il faut le suivre étape par étape :

- Allumer l'appareil à l'aide du bouton vert (Power).
- Ouvrir le robinet de la bouteille du gaz.
- Allumer la flamme à l'aide du bouton noir "IGNITION" sans lâcher le doigt jusqu'à l'affichage "FLM" en rouge sur l'écran.

Annexes A

- Pipeter de l'eau distillée remplie dans une cuvette.
- Optimiser la flamme si elle est jaune à l'aide du bouton " fuel " jusqu'à ce que la couleur devienne bleu violacée.
- Optimiser à zéro à l'aide du bouton "Blank".
- Laisser se stabiliser 5 à 10 minutes.
- Une fois qu'elle se stabilise à zéro, activer la cuvette d'eau distillée et la remplacer par une autre cuvette remplie par une solution étalon de Na^+ ou de K^+ à 10 mg/l.
- Optimiser à 10 mg/l à l'aide du bouton "FINE"
- Retirer la cuvette remplie par une solution étalon de " Na^+ " ou de " K^+ " à 10 mg/l et la remplacer par une cuvette remplie d'eau distillée et vérifier si l'écran affiche zéro (0.000).
- Retirer la cuvette remplie par l'eau distillée et la remplacer par une cuvette remplie par une solution étalon de " Na^+ " ou de " K^+ " à 10 mg/l et vérifier si l'écran affiche (10).
- Retirer la cuvette et la remplacer par une autre cuvette remplie d'eau distillée.
- A la fin, passer aux échantillons inconnus jusqu'à ce que la valeur affichée sur l'écran soit stable (3 essais pour chaque échantillon).

A la fin du dosage et par mise de la sécurité, il faut toujours fermer la bouteille de gaz propane en premier lieu ensuite l'appareil et la pompe.

Préparation des étalons :

Solution fille de sodium (Na^+) à 10 mg/l de la solution mère de Na Cl à 1000 mg/l dans 100 ml d'eau distillée.

(2,54 mg de Na Cl 1000cc d' H_2O distillée : solution mère de Na^+ à 1 g/l).

Solution fille de potassium (K^+) à 10 mg/l : 1 ml de la solution mère de KCl à 1 g/l dans 100 ml d'eau distillée.

(1.91 g de KCl 1000 cc d' H_2O distillée : solution mère de K^+ à 1 g/l).

Expression des résultats :

Le résultat est donné directement en mg/l.

Détermination de l'azote ammoniacal (NH_4^+) ISO N°7150

Principe : Mesure spectrométrique à environ 655nm du composé bleu formé par réaction de l'ammonium avec les ions salicylate et hypochlorite en présence de nitroprussiate de sodium.

Annexes A

Réactifs:

Réactif I :

- Acide dichloroisocyanurique: 2 g.
- Hydroxyde de sodium (NaOH): 32 g.
- H₂O : 1000 ml.

Réactif II (coloré) :

- Trictrate de sodium: 130 g.
- Salicylate de sodium: 130 g.
- Nitropruciate de sodium: 0.97 g.
- H₂O distillée: 1000 ml

Appareillage:

Spectrophotomètre UV-Visible

Courbe d'étalonnage :

Fille 1 mg/l	0	1	2,5	5	25	40
Eau distillée	50	49	47,5	45	25	10
Réactif I (ml)	4	4	4	4	4	4
Réactif II (coloré) (ml)	4	4	4	4	4	4
Attendre 1 h.30						
[NH ₄ ⁺] en mg/l	0	0,02	0,05	0,1	0,5	0,8

DOSAGE DES NITRATES NO₃⁻ T90-012

Principe : En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosnylate de sodium coloré en jaune et susceptible d'un dosage colorimétrique.

Réactifs : Solution de salicylate de sodium à 0.5 % (renouveler toutes les 24 h.)

- 0.5 g de salicylate de sodium dans 100 ml d'eau distillée.
- Solution d'hydroxyde de sodium 30 %.
- 30 g de NaOH dans 100 ml d'eau distillée.
- H₂SO₄ concentré.
- Tartrate double de sodium et de potassium.
- Hydroxyde de sodium NaOH: 400 g.

Annexes A

- Tartrate de sodium et de potassium: 60 g.
- Eau distillée: 1000 ml.

Laisser refroidir avant de compléter à 1000 cc.

Cette solution doit être conservée dans un flacon de polyéthylène.

Solution mère d'azote d'origine nitrique à 1000 mg/l.

Nitrate de potassium anhydre : 0.722 g.

Eau distillée : 1000 ml.

Chloroforme : 1 ml.

Solution fille d'azote d'origine nitrique à 5 mg/l.

Appareillage.

Etuve.

Spectrophotomètre U.V visible.

Courbe d'étalonnage.

Dans une série de capsule de 60 ml, introduire successivement :

N° de capsule	B	I	II	III	IV
Etalon 5 mg/l	0	1	2	5	10
Eau distillée	10	9	8	5	0
Salicylate de Na	1	1	1	1	1
Correspondant en mg/l de N nitrique	0	0,5	1	2,5	5

Mode opératoire

- Prendre 10 ml de l'échantillon à analyser.
- Ajouter 2 à 3 gouttes de NaOH à 30 %.
- Ajouter 1 ml de salicylate de sodium.
- Evaporer à sec au bain marie ou à l'étuve 75 - 88° C.
(ne pas surcharger ni surchauffer très longtemps) laisser refroidir.
- Reprendre le résidu avec 2 ml. H₂SO₄ laisser reposer 10 mn.
- Ajouter 15 ml d'eau distillée.
- Ajouter 15 ml de tartrate double de sodium et de potassium puis passer au spectro au 415 nm.

Expression des résultats :

Le résultat est donné directement en mg/l à une longueur d'onde de 415 nm.

Dosage des nitrites (NO_2^-) ISO 5667

Principe: Les nitrites réagissent avec le Sulfanilamide pour former un composé diazoïque qui, après copulation avec le N1 Naphtyl éthylène diamine dichloride donne naissance à une coloration rose mesurée à 543nm.

Réactifs:

Réactif Mixte :

Sulfanilamide : 40 g.
Acide phosphorique: 100 ml.
N-1- Naphtyl éthylène diamine: 2 g.
H₂O distillée: 1000 ml.

Appareillage:

Spectrophotomètre UV-Visible

Courbe d'étalonnage :

Fille 1 mg/l	0	1	2	5	20	40
Eau distillée (ml)	50	49	48	45	30	10
Réactif Mixte (ml)	1	1	1	1	1	1
Attendre 10mn						
[NO ₂ ⁻] en mg/l	0	0,02	0,04	0,1	0,4	0,8

Mode opératoire :

- Prendre 50 ml d'eau à analyser
- Ajouter 1 ml du réactif mixte.
- Attendre 10mn.

L'apparition de la coloration rose indique la présence des NO₂⁻.

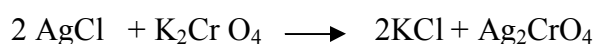
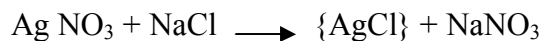
Effectuer la lecture à 543 nm.

Expression des résultats :

Le résultat est donné directement en mg/l.

Détermination des chlorures (Cl) NF T 90 - 014

Principe : Réaction des ions chlorure avec des ions argent pour former du chlorure d'argent insoluble qui est précipité quantitativement. Addition d'un petit excès d'ions argent et formation du chromate d'argent brun-rouge avec des ions chromates qui ont été ajoutés comme indicateur. Cette réaction est utilisée pour l'indication du virage. Durant le titrage, le pH est maintenu entre 5 et 9.5 afin de permettre la précipitation.



Réactifs :

Solution de nitrate d'argent à 0,01 N: 1,6987 d'AgNO₃ → 1000 ml d'eau distillée

Indicateur coloré K₂CrO₄ à 10 %: 10 g de K₂CrO₄ → Q.S.P 100 ml d'H₂O dist.

Solution de chlorures à 71 mg/l: 0.107g de NH₄Cl.....1000 ml d'eau distillée.

Mode opératoire :

- Prendre 5 ml d'eau à analyser,
- Ajouter 2 gouttes de K₂CrO₄ (coloration jaunâtre).
- Titrer avec Ag NO₃ à 0,01 N jusqu'à coloration brun rougeâtre.

Expression des résultats :

$$F. G = \frac{V_{\text{AgNO}_3} * N_{\text{AgNO}_3} * M_{\text{Cl}}}{PE} = \frac{V_{\text{AgNO}_3} * 0,01 * F * 1000}{5}$$

$$F. S: \frac{mg}{l} \text{ Cl}^- = V_{\text{AgNO}_3} * 71 * F$$

V_{AgNO₃}: Volume d'AgNO₃ nécessaire pour le dosage de l'échantillon.

N_{AgNO₃}: Normalité d'AgNO₃

M_{Cl}: masse des chlorures.

F : facteur de correction du titre d'Ag NO₃.

PE: prise d'essai.

Pour le F :

- Prendre 5 ml de la solution mère à 71 mg/l.
- Ajouter 2 gouttes de l'indicateur coloré.
- Doser par AgNO₃ à 0,01 N jusqu'au virage. (couleur brun rougeâtre).

$$F = \frac{1}{V_{\text{AgNO}_3}}$$

Détermination de l'alcalinité (HCO₃⁻) NF T0-036

Avant propos:

L'alcalinité d'une eau correspond à la présence bicarbonates, carbonates et hydroxydes.

Principe : Détermination des volumes successifs d'acide fort en solution diluée nécessaire pour neutraliser, aux niveaux de pH = 8.3 et 4.3, le volume d'eau à analyser. La première détermination sert à calculer le titre alcalimétrique (TA), la seconde à calculer le titre alcalimétrique complet (TAC).

Réactifs :

- Solution d'acide Chlorhydrique à 1 N :
- Solution d'HCl à 0,1 N :

Solution d'HCl à 1 N: 100 ml.

H₂O distillée: q.s.p 1000ml.

Électrode : Électrode de pH

Mode opératoire :

- Prendre 100 ml d'eau à analyser,
- Noter son pH puis titrer avec HCl à 0,1 N jusqu'à obtention d'un pH de 4,3.

Expression des résultats :

$$F.G = \frac{V_A * N_A * M_{HCO_3} * 1000}{PE} = \frac{V_A * 0,1 * 61 * 1000}{100}$$

$$F.S: V_{A10} * 61 \frac{mg}{l} HCO_3^-$$

V_A : Volume d'acide versé.

N_A: Normalité d'acide versé.

M_{HCO₃⁻}: Masse des bicarbonates (HCO₃⁻).

P.E : Prise d'essai.

Remarque : Si le pH de l'échantillon est supérieur à 8,3 ; titrer jusqu'à cette valeur (volume d'HCl obtenu correspond au CO₃²⁻) puis continuer le dosage jusqu'à pH de 4,3 noter le volume V_{A2}.

$$mg/l CO_3^{2-} = V_{A2} \times 60$$

Dosage Des Ortho phosphates (PO_4^{3-}) ISO 6878/1-1986

Principe : Les ions orthophosphates en solution acide (H_2SO_4) et en présence d'ions molybdate et antimoine forment un complexe d'antimonyl-phosphomolybdate qui, après réduction par l'acide ascorbique, donne un complexe de molybdène fortement coloré en bleu. Le développement de la coloration est accéléré par l'utilisation d'un catalyseur, le tartrate double de potassium et d'antimoine.

La mesure de l'absorbance de ce complexe se fait à 880nm et permet de déterminer la concentration en orthophosphates de l'échantillon.

Appareillage :

Spectrophotomètre UV-V

Réactifs :

Réactif mixte :

Heptamolybdate d'ammonium.

Eau distillée

Tartrate de potassium d'antimoine hemihydraté.

Eau distillée.

Acide sulfurique pur.

Eau distillée.

Réactif phosphate :

(Réactif A + Réactif B) + Réactif C = 500ml (stable 2mois)

Mode opératoire :

- Introduire dans une fiole 1ml de l'échantillon à analyser diluer à environ 50ml avec de l'eau distillée.
- Prélever 40ml de cette dernière solution ;
- Ajouter 1ml d'acide ascorbique
- Ajouter 2ml d'Heptamolybdate d'ammonium
- Compléter jusqu'à 50ml
- Prévoir une fiole avec 40ml d'eau distillée pour le blanc réactif
- Le développement de la couleur bleu après 30mn indique la présence de PO_4^{3-}

Effectuer la lecture à 700nm

Expression des résultats : la concentration en P des orthophosphates est exprimé en mg/l, et on peut convertir cette teneur en mg de PO_4^{3-} .L⁻¹ par la relation suivante :

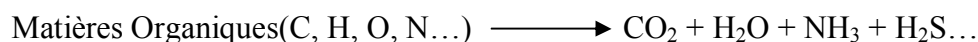
$$[\text{PO}_4^{3-}] = [\text{P- PO}_4^{3-}] * 95/31$$

95 : masse molaire de l'ion phosphate en g.mol⁻¹

31 : masse molaire du phosphore en g. mol⁻¹

Détermination des MVS

Principe : les matières organiques ont la propriété d'être minéralisées à haute température :



Les molécules produites par calcination de la MO sont sous forme gazeuse à haute température et vont donc se volatiliser.

C'est pour cette raison que l'on détermine la teneur en MO par calcination à 550°C et par pesée du résidu (les cendres) qui représente les matières minérales. Par différence entre la masse de matières sèches initiale et la masse de matières minérales restante, on détermine la masse de matières organiques.

On peut donc écrire :

$$\text{MES} = \text{Matières organiques (MVS)} + \text{Matières minérales (MM)}$$

Mode opératoire :

Cette analyse peut être effectuée après la détermination des MES.

- A la fin de cette analyse, déterminer le poids P_1 en g, correspond au poids de la coupelle en porcelaine et des matières sèches qu'elle contient.
- Placer ensuite la coupelle en porcelaine dans un four à 550°C pendant une durée de 2 heures.
- Après refroidissement dans un dessiccateur, la coupelle, ne contient plus que de les cendres, est à nouveau pesée : poids P_2 en g.

La différence ($P_2 - P_1$) représente le poids des MVS de l'échantillon.

Expression des résultats : le taux de MVS en % est donné par la formule suivante :

$$\text{MVS en \%} = (P_1 - P_2 / P_1 - P_0) * 100$$

P_0 : poids de la coupelle vide initialement.

Dosage des MES par centrifugation NFT 90-015

Principe : la séparation des MES de l'eau se fait par centrifugation. L'échantillon est mis en rotation à grande vitesse. L'application de la force centrifuge sur les particules solides permet de les rassembler dans le fond du tube sous forme d'un culot. Ce culot sera lavé puis récupéré et mis à sécher à 105°C. Le résidu sec est ensuite pesé. Il correspond aux MES contenues dans l'échantillon.

Appareillage :

- Centrifugeuse
- Dessiccateur

Mode opératoire :

- Attendre que les échantillons soient à température ambiante.
- Homogénéiser le contenu du flacon par agitation.

Si cela est possible, introduire la totalité de l'échantillon dans le pot de la centrifugeuse, de volume de 200 à 500 ml, et centrifuger 20mn environ. Le volume V_E en ml doit conduire la pesée d'au moins 30mg de MES.

- Eliminer l'eau surnageant, remettre en suspension le culot dans de l'eau distillée (en remplissant jusqu'au niveau initial) et centrifuger 20mn.
- Recueillir le culot déposé dans une capsule préalablement séchée à 105°C et pesée à 0,1 mg près : M_1 . Rincer le pot de centrifugation deux fois, avec chaque fois environ 20ml d'eau distillée et recueillir les eaux d'entraînement dans la capsule.
- Sécher ensuite la capsule et son contenu à 105°C \pm 2°C, laisser refroidir dans un dessiccateur et peser à 0,5 mg près : M_2 . Recommencer les opérations de séchage, de refroidissement et de pesée jusqu'à ce que la différence entre deux pesées successives ne dépasse pas 0,5mg.

Expression des résultats : La teneur en MES est calculée à partir de la formule suivante :

$$[\text{MES}] = (M_2 - M_1) * 1000 / V_E \quad (\text{mg.l}^{-1})$$

Dosage des métaux ISO N° 82-88

Procédure d'analyse :

- Attaquer les échantillons avec (5ml HNO₃ + 2 ml H₂O₂) pour 100 ml d'échantillon
- Procéder à la digestion des échantillons dans des fioles de 100 ml et ajuster avec de l'eau distillée.
- Passer à la détermination des métaux (Cd, Cr, Cu, Co, Ni, Fe, Pb, Zn) par la spectrométrie d'absorption atomique (SAA).

Expression des résultats : le résultat est donné directement en mg/l.