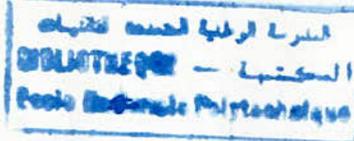


ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE

DEPARTEMENT : GENIE DE L'ENVIRONNEMENT



THESE DE MAGISTER

Présentée par
Malika BELKACEMI

CONTRIBUTION A L'ETUDE DES INTERACTIONS DANS

LE SYSTEME DECHETS -SOL-EAU.

(Cas de la décharge de Oued-Smar)

Soutenue publiquement en juin 1993 devant
le jury composé de :

Mr. A. KETTAB	Maitre de Conférences	Président
Mr. R. KERBACHI	Professeur	Rapporteur
Mr. M. NAKIB	Chargé de Cours	Examinateur
Mr. R. REHI	Chargé de Cours	Examinateur
Melle F. HADDOUD	Maitre Assistante	Examinatrice
Mr. O. MAKHOUKH	Responsable au C.P.V.A	Invité

10 Avenue Hassen Badi, El-Harrach , ALGER

République Algérienne Démocratique et Populaire

MINISTERE DE L'EDUCATION NATIONALE

ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE

DEPARTEMENT : GENIE DE L'ENVIRONNEMENT



THESE DE MAGISTER

Présentée par
Malika BELKACEMI

CONTRIBUTION A L'ETUDE DES INTERACTIONS DANS

LE SYSTEME DECHETS -SOL-EAU.

(Cas de la décharge de Oued-Smar)

Soutenue publiquement en juin 1993 devant
le jury composé de :

Mr. A. KETTAB	Maitre de Conférences	Président
Mr. R. KERBACHI	Professeur	Rapporteur
Mr. M. NAKIB	Chargé de Cours	Examineur
Mr. R. REHI	Chargé de Cours	Examineur
Melle F. HADDOUD	Maitre Assistante	Examinatrice
Mr. O. MAKHOUKH	Responsable au C.P.V.A	Invité

10 Avenue Hassen Badi, El-Harrach , ALGER

Résumé :

Afin de caractériser les interactions du système déchets-sol-eau au niveau de la décharge de Oued-Smar, de déterminer les risques d'infiltration et pour avoir une idée sur l'état de la pollution hydrique engendrée, une étude des lixiviats produits par cette décharge a été entreprise.

Cette décharge qui se trouve en constante évolution, génère des lixiviats complexes dont la forte charge polluante se caractérise par des variations temporelles et spatiales très prononcées.

L'exploitation des résultats obtenus montre que la décharge de Oued-Smar traverse actuellement l'étape biologique correspondant au début de la phase méthanique de dégradation anaérobie.

L'étude de l'impact de ces lixiviats sur la qualité des eaux souterraines a révélé une légère contamination des eaux issues des forages localisés dans la direction de l'écoulement de la nappe, en dépit de la texture argileuse du sol ainsi que sa faible perméabilité. Néanmoins la surexploitation de cette décharge, peut engendrer une sérieuse contamination de la nappe dans un proche avenir.

Abstract :

In order to characterize the interactions of the system wastes-soil-water at the Oued-Smar landfill, to explain the risks of infiltration and to have an idea about waters pollution state, a study of leachates produced by this landfill has been done.

This landfill which is in constant evolution generates complexes leachates whose the high pollutant load is characterized by temporel and spacial variations.

The exploitation of the results obtained show, that the landfill of Oued-Smar crosses the biological step corresponding to the methanic starting of anaerobic degradation.

The study of the impact of these leachates on the groundwater indicates, that there is a contamination of the water coming from wells localised in the direction of flow sheet, despite the fact of the clay nature of the soil. However the over exploitation of this landfill can provoke a dangerous contamination of the sheet in the near future.

ملخص :
أجريت دراسة للبيفيا المنتجة بمصطبة التفريغ لواد سمار قصد تمييز تفاعلات
التركيبية مهملات - تربة - ماء للتلوث وتحديد الآثار السلبية المحتملة عن حدوث اختراق الماء
للترية وكذلك لإعطاء فكرة عن حالة التلوث المائي المتولد.
المصطبة المدكورة التي هي في تطور مستمر تولد لسيفيا مركبة قوة حملها الملوثة
تتصف بتغيرات ملحوظة في الزمان والمكان.
معالجة النائج المحصل عليها بينت بأن مصطبة واد سمار تمر الآن بمرحلة
بيولوجية توافق بداية فترة تكون غاز الميثان.
إن دراسة أثر هذه البيفيا على نوعية المياه الجوفية كشفت عن عدوى ضئيلة
للمياه المستخرجة من الآبار المتواجدة بإتجاه سيلان الطبقة الجوفية المائية وهذا
رغم كون التربة طينية غير قابلة للإختراق. في نفس الوقت، استغلال
هذه المصطبة الغير عقلاني قد يوكد عدوى أكثر خطورة للمياة في المستقبل
القريب.

DEDICACES

A ma mère,

A mon père

A mes frères et soeur,

A Nacer

REMERCIEMENTS

Ce travail a été effectué au Département du Génie de l'Environnement de l'Ecole Nationale Polytechnique d'Alger.

Il a été mené sous la direction de Monsieur R. KERBACHI, Professeur à l'E.N.P, à qui j'exprime ma profonde reconnaissance pour m'avoir orientée, conseillée et encouragée tout au long de ce travail.

Je remercie vivement Monsieur A. KETTAB, Maître de conférences à l'E.N.P, pour avoir accepté de présider le jury de cette thèse.

Je remercie également MM. M. NAKIB, chargé de cours à l'E.N.P, R. REHI, Chargé de cours à l'Université de Blida, et Mlle F. HADDOUD, maître-assistant à l'E.N.P, pour l'intérêt qu'ils ont témoigné à ce travail; ainsi que M. D. MAKHOUKH, responsable du service nettoyage (C.P.V.A), pour sa participation à ce jury.

Je tiens aussi à remercier M. BENBATA, Mme N. BOUTEMEUR, et toute l'équipe du C.R.D de la Sonatrach (Boumerdès), ainsi que les équipes des laboratoires du C.E.M.A.G.R.E.F de Rennes (France) et du G.E.B.I de Louvain-la-Neuve (Belgique) pour m'avoir accueillie et aidée lors de mes stages.

Mes remerciements vont aussi à Mme ZAOUCH (D.H.W.), Mme SAHRAOUI (U.R.E.G), Mme ABDELAZIZ (E.D.I.L), M. DAOUUD (I.N.A), l'équipe du L.E.M.E.T.I, M. NOUAR, laborantin à l'E.N.P, et tous ceux qui m'ont aidée de près ou de loin.

Je tiens également à remercier Mlle F.Z. ZERFA, enseignante à l'E.N.P, pour son aide et son soutien.

Enfin, pour terminer, je voudrais rendre ici un hommage tout particulier à Monsieur Nacer BENMESSAOUD, enseignant à l'U.S.T.H.B, qui m'a supportée et encouragée avec patience et gentillesse, et aussi pour la disponibilité constante dont il a fait preuve tout au long de ce travail.

TABLE DES MATIERES

LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES

LISTE DES SYMBOLES ET SIGLES UTILISES

	Page:
<u>INTRODUCTION</u>	1
<u>CHAPITRE I : LES DECHETS SOLIDES ET LEUR MISE EN DECHARGE</u>	
I-1 : QUANTITES ET VARIABILITE DES DECHETS GENERES	4
I-2 : CARACTÉRISTIQUES DES DECHETS SOLIDES	4
a)- La densité	
b)- Le taux d'humidité	
c)- Le pouvoir calorifique	
d)- Le rapport carbone/azote (C/N)	
I-3 : LA MISE EN DECHARGE DES DECHETS	7
I-3-1 - LES DIFFERENTS TYPES DE DECHARGES	8
I-3-1-1 - La décharge brute	
I-3-1-2 - La décharge contrôlée	
a)- La décharge contrôlée traditionnelle	
b)- La décharge de déchets broyés	
c)- La décharge compactée	
I-3-2 - MODES D'EXPLOITATION DES DECHARGES	9
I-3-3 - CHOIX D'UN SITE DE DECHARGE	10
I-3-3-1 - Les facteurs déterminant le choix du site	
a)- La perméabilité du terrain	
b)- Aspects géologiques et hydrogéologiques	
c)- La capacité de stockage	
d)- Les conditions socio-économiques	
e)- Intégration d'une décharge dans le paysage	
I-3-4 - CHOIX ET CRITERES DE SELECTION POUR L'ADMISSIBILITE D'UN DECHET EN DECHARGE	15
I-3-4-1 - Analyse des déchets et potentiel de solubilisation	
I-3-4-2 - La siccité	
I-4 : AUTRES METHODES D'ELIMINATION ET DE TRAITEMENT DES DECHETS	17
I-4-1 - LE TRAITEMENT THERMIQUE OU INCINERATION	17
I-4-2 - LE COMPOSTAGE	19
- Processus de fabrication du compost et modes de compostages	
I-4-3 - LE TRAITEMENT MIXTE	20
I-4-4 - LA RECUPERATION ET LE RECYCLAGE	21

CHAPITRE II : IMPACT DES DECHARGES SUR L'ENVIRONNEMENT

II-1 : LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE	22
II-1-1 - ODEURS NAUSEABONDES	22
II-1-2 - EXPLOSIONS	22
II-1-3 - EFFET SUR LA VEGETATION	23
II-2 : LA POLLUTION HYDRIQUE	23
II-3 : INTERACTIONS DECHETS / EAU	24
II-3-1 - MECANISMES DE PRODUCTION DU LIXIVIAT	24
II-3-1-1 - Nappe phréatique sise sous les déchets	
II-3-1-2 - Déchets sous la nappe phréatique	
II-3-2 - QUANTITE DES LIXIVIATS - BILAN HYDRIQUE	27
II-3-3 - COMPOSITION DU LIXIVIAT	30
II-4 : EVALUATION DU POUVOIR EPURATEUR DU SOL	34
II-4-1 - MECANISMES D'EPURATION	34
II-4-1-1 - La filtration	
a) le colmatage physique	
b) Le colmatage chimique	
c) Le colmatage biologique	
II-4-1-2 - La rétention capillaire	
II-4-1-3 - L'adsorption	
II-4-1-4 - L'échange d'ions	
II-4-1-5 - La précipitation	
II-4-1-6 - L'épuration biologique	
II-4-2 - LA RETENTION DE QUELQUES POLLUANTS	39
II-4-2-1 - La demande chimique en oxygène	
II-4-2-2 - L'azote	
II-4-2-3 - Les ions métalliques	
II-4-2-4 - Chlorures, sulfates, phosphates et carbonates	
II-4-2-5 - La rétention des germes	
II-5 : PROPAGATION DE LA POLLUTION DANS LA NAPPE	43
II-5-1 - REPARTITION DE L'EAU DANS LE SOL	43
II-5-1-1 - La zone sus-jacente	
II-5-1-2 - La zone sous-jacente	
II-5-2 - PROPAGATION DE LA POLLUTION DANS LA NAPPE	45
II-6 : TOXICITE ET POLLUTION	45
II-6-1 - TOXICITE DES LESSIVATS	45
II-6-2 - LES RISQUES DE POLLUTION PAR LES LESSIVATS	46

CHAPITRE III : COMPORTEMENT ET EVOLUTION DES DECHETS

MIS EN DECHARGE

III-1 : INTERACTIONS DECHETS / DECHETS	50
----------------------------------------	----

III-2 : PROCESSUS A L'INTERIEUR DES DEPOTS D'ORDURES	51
III-3 : PROCESSUS DE FORMATION DES MATIERES POLLUANTES	52
III-3-1 - LA FERMENTATION AEROBIE	52
III-3-2 - LA PHASE TRANSITOIRE	52
III-3-3 - LA FERMENTATION ANAEROBIE	53
III-3-3-1 - Etapes de la biodégradation	
a) - Hydrolyse de la matière organique	
b) - L'acidogénèse	
c) - L'acétogénèse	
d) - La méthanogénèse	
III-3-3-2 - Facteurs influents la dégradation et la production de méthane	
a) - La nature du substrat	
b) - Le pH	
c) - Le potentiel rédox	
d) - l'humidité	
e) - Dimension et compactage des déchets	
f) - Les inhibiteurs	
III-3-3-3 - Réalités sur le terrain	
III-4 : EVOLUTION DANS LE TEMPS DE LA QUALITE DES LIXIVIATS	60
III-4-1 - LA MATIERE ORGANIQUE	60
III-4-2 - LE pH	60

CHAPITRE IV : LA DECHARGE DE OUED-SMAR

IV-1 : PROBLEME DES DECHETS EN ALGERIE	62
IV-2 : PRESENTATION DE LA DECHARGE DE OUED-SMAR	67
IV-2-1 - HISTORIQUE	67
IV-2-2 - SITUATION GEOGRAPHIQUE	67
IV-2-3 - IMPACT DE LA DECHARGE SUR L'ENVIRONNEMENT	68

CHAPITRE V : ETUDE GEOLOGIQUE ET HYDROGEOLOGIQUE DE LA ZONE DE OUED-SMAR

V-1 : INTRODUCTION	71
V-2 : NAPPE SOUTERRAINE SUPERFICIELLE DE OUED-SMAR	71
V-2-1 - HYDRODYNAMISME DE LA NAPPE	71
V-2-1-1 - Description	
V-2-1-2 - Paramètres hydrodynamiques de la nappe	
a) - La transmissivité (T)	
b) - La perméabilité K de la nappe	
V-2-2 - DETERMINATION DE LA PROFONDEUR DE LA SURFACE DES EAUX SOUTERRAINES	76
V-2-3 - APERCU GEOLOGIQUE DE LA ZONE D'ETUDE.	79

CHAPITRE VI : CARACTERISATION DES LIXIVIATS

VI-1 : INTRODUCTION	92
VI-2 : PRELEVEMENT DES ECHANTILLONS	92
VI-3 : ETUDE DES LIXIVIATS	94
VI-3-1 - RESULTATS DES ANALYSES PHISICO-CHIMIQUES	94
VI-3-2 - INTERPRETATION DES RESULTATS	98

CHAPITRE VII : QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES

IMPACT DE LA DECHARGE SUR LA NAPPE

VII-1 : POINTS DE PRELEVEMENT	108
VII-2 : QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES	110

<u>CONCLUSION</u>	123
-------------------	-----

<u>RECOMMANDATIONS</u>	126
------------------------	-----

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	129
-----------------------------	-----

ANNEXE N°1	(A) - 1
ANNEXE N°2	(A) - 2
ANNEXE N°3	(A) - 3
ANNEXE N°4	(A) - 7
ANNEXE N°5	(A) - 9
ANNEXE N°6	(A) - 19

LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES



T A B L E A U X :

Page :

Tableau 1 :	Production et densité des résidus urbains de divers pays [3, 4] .	5
Tableau 2 :	Principales caractéristiques des sites de classe I, II et III [8] .	12
Tableau 3 :	Répartition des composants d'ordures [16].	18
Tableau 4 :	Avantages et inconvénients des modes de traitements de déchets [8] .	20
Tableau 5 :	Liaison déchets - percolats [25] .	25
Tableaux 6 et 7 :	Fourchettes de variabilité des caractéristiques des percolats [29] .	31
Tableau 8 :	Caractéristiques physico-chimiques des percolats d'après une étude statistique réalisée au Royaume-Uni sur 25 décharges [30] .	32
Tableau 9 :	Variation de la composition des percolats avec le degré de dégradation et de dilution [30] .	33
Tableau 10 :	Degrés d'atténuation des polluants [41].	41
Tableau 11 :	Evolution des principaux métaux [42].	41
Tableau 12 :	Rétention des bactéries par un sol de texture sableuse moyenne à fine.	42
Tableau 13 :	Les métaux lourds: risques, normes de potabilité et teneurs observées dans les lessivats [31] .	49
Tableau 14 :	Composition des déchets des villes d'Alger et de Blida [57, 58] .	62
Tableau 15 :	Caractéristiques physico-chimiques des déchets des villes d'Alger et de Blida [18, 58] .	63
Tableau 16 :	Caractéristiques générales des ordures ménagères de quelques villes importantes réparties dans le monde [6] .	63
Tableau 17 :	Etat des organismes et sociétés déversant leurs produits et déchets industriels à la décharge de Qued-Smar.	66

Tableau 18 :	Profondeur de la surface des eaux souterraines de quelques forages.	78
Tableau 19 :	Caractéristiques de quelques forages situés dans la zone de Oued-Smar.	83
Tableau 20 :	Résultats des mesures de perméabilité K sur deux forages de l'ENEPAC .	83
Tableau 21 :	Composition chimique du sol de Oued-Smar.	84
Tableau 22 :	Composition estimative évaluée d'après la composition chimique (%) du sol de Oued-Smar.	85
Tableau 23 :	Résultats des mesures de perméabilité K sur des échantillons du sol de Oued-Smar .	88
Tableau 24 :	Caractéristiques des points de prélèvement.	94
Tableau 25 :	Concentrations moyennes des divers paramètres analysés sur les lixiviats, (Période du 24/03/1990 au 26/05/1990).	95
Tableau 26 :	Concentrations moyennes des divers paramètres analysés sur les lixiviats, (Période du 12/11/1990 au 26/01/1991).	96
Tableau 27 :	Résultats des analyses de lixiviats prélevés sur deux journées consécutives, (24 et 25/10/92) .	97
Tableau 28 :	Résultats des analyses bactériologiques effectuées sur les lixiviats . (date de prélèvement : 16/03/1991) .	98
Tableau 29 :	Résultats des analyses des eaux souterraines prélevées du puits P ₁ (profondeur 23,7 m) .	111
Tableau 30 :	Résultats des analyses des eaux souterraines prélevées du puits P ₄ (profondeur 23,6 m) .	112
Tableau 31 :	Résultats des analyses des eaux souterraines prélevées du puits P ₅ (profondeur 9 m) .	113
Tableau 32 :	Résultats des analyses des eaux souterraines prélevées du puits P ₅ (profondeur 9 m) .	114
Tableau 33 :	Résultats des analyses des eaux souterraines prélevées des puits P ₁ à P ₅ , (date de prélèvement : 20/05/1990) .	115
Tableau 34 :	Résultats des analyses des eaux souterraines prélevées des puits P ₁ à P ₅ , (date de prélèvement : 16/03/1991) .	116
Tableau 35 :	Résultats des analyses des eaux souterraines prélevées des forages P _S et P _E respectivement au niveau des entreprises SAIDAL et ENEPAC (date de prélèvement : 22/05/1990) .	117
Tableau 36 :	Comparaison de quelques paramètres de pollution mesurés sur les puits P ₁ à P ₅ .	120

FIGURES :



Page :

Fig. 1 :	Capacité de stockage d'une décharge [8] .	14
Fig. 2 :	Processus de production du lixiviat.	27
Fig. 3 :	Principales composantes du bilan hydrique dans une décharge.	29
Fig. 4 :	Les différentes fonctions du sol, système épurateur.	35
Fig. 5 :	Zonalité sol / eau souterraine [45] .	44
Fig. 6 :	Evolution de la toxicité de lessivats de décharges dans le temps pour différentes pluviométries (d'après MM. Cameron et Koch) .	47
Fig. 7 :	Etapas biochimiques de la dégradation anaérobie de la matière organique [28] .	54
Fig. 8 :	Concentrations en acides volatils en fonction du pH [11] .	58
Fig. 9 :	Diagramme ternaire déterminant l'incinérabilité des déchets d'Alger et de Blida.	64
Fig. 10 :	Plan de situation de la décharge de Oued-Smar.	69
Fig. 11 :	Carte piézométrique de l'aquifère de la Mitidja, (d'après Bennie and partners, 1983) [62] .	72
Fig. 12 :	Carte de localisation des champs de captages, (d'après Bennie and partners, 1983) [62] .	74
Fig. 13 :	Transmissivité de l'aquifère de la Mitidja, (d'après Bennie and partners, 1983) [62] .	75
Fig. 14 :	Coupe lithologique du forage N° 1 [62] .	77
Fig. 15 :	Courbes géologiques de la région de la Mitidja (d'après Bennie and partners, 1983) [62] .	80
Fig. 16 :	Coupes lithologiques des forages 6 et 7 [62].	81
Fig. 17 :	Coupes lithologiques des forages 8 et 9 [62].	82
Fig. 18 :	Représentation du site de la décharge et des points S ₁ à S ₆ de prélèvement de sol.	86
Fig. 19 :	Triangle de texture des sols (d'après Jamagne, 1967) [66] .	90
Fig. 20 :	Représentation du site de la décharge et des points de prélèvements L ₁ à L ₄ du lixiviat .	93
Fig. 21 :	Situation actuelle de la décharge de Oued-Smar par rapport à l'évolution générale des lixiviats en fonction de l'âge .	102
Fig. 22 :	Evolution de la conductivité en fonction de certains ions présents dans le lixiviat .	104

- Fig. 23 : Position des points de prélèvements P_1 à P_5 , P_E et P_S des eaux souterraines . 109
- Fig. 24 : Teneur en oxygène dissout dans les eaux souterraines au voisinage de la décharge . 118
- Fig. 25 : Comparaison de quelques paramètres de pollution des eaux souterraines des puits P_1 à P_5 . 121

LISTE DES SYMBOLES ET SIGLES UTILISES

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
المكتبة — BIBLIOTHEQUE
Ecole Nationale Polytechnique

SYMBOLES :

- P.C.I. : Pouvoir calorifique inférieur.
P.C.S. : Pouvoir calorifique supérieur.
D.C.O. : Demande chimique en oxygène.
D.B.O₅ : Demande biochimique en oxygène.
C.O.T. : Carbone organique total.
N.T.K. : Azote total Kjeldahl.
N-NH₄⁺ : Azote ammoniacal.
N-org. : Azote organique.
N-NO₃⁻ : Nitrates.
N-NO₂⁻ : Nitrites.
M.E.S. : Matières en suspension.
M.V.S. : Matières volatiles en suspension.
M.O. : Matières organiques.
R.A.S. : Rapport d'adsorption du sodium.
A.G.V. : Acides gras volatils.

SIGLES :

- E.P.R.C. : Entreprise des Ponts Routes et Chaussées.
C.T.G.R.E.F. : Centre Technique du Génie Rural des Eaux
et des Forêts
C.P.V.A. : Conseil Populaire de la ville d'Alger.
D.E.M.R.H. : Direction des Etudes du Milieu et de la
Recherche Hydraulique.
U.R.E.G. : Unité de Recherche et Etude Géologique.
L.E.M.E.T.I. : Laboratoire de l'Etablissement Militaire des
Etudes Techniques d'Infrastructure.
D.H.W. : Direction de l'Hydraulique de la Wilaya.

INTRODUCTION

A mesure qu'une société se développe, il vient s'ajouter aux ordures ménagères traditionnelles, de nouveaux déchets d'origine industrielle, commerciale et agricole, dont le volume et la nature chimique sont déterminés par les moeurs, le niveau de vie et le développement technologique du pays considéré. Les multiples problèmes, désagréments et nuisances qui en résultent, ont depuis longtemps, poussé les autorités communales à mettre en place une rigoureuse gestion et surveillance de ces déchets.

Après avoir subi les opérations de récupération et valorisation, lorsque celles-ci existent, les déchets non réinjectés dans la chaîne de consommation, sont rejetés dans la nature. Cette dernière étape d'élimination constitue la mise en décharge qui reste en fait, une technique ultime et nécessaire à la gestion des déchets, et ce, quel que soit par ailleurs, le développement d'autres filières de traitement.

Au niveau de cette décharge et sous les conditions environnementales qui y règnent, il se crée des interactions entre les déchets, le sol et l'eau, en ce sens que les déchets urbains et industriels réagissent entre eux et le milieu pour donner naissance à des composés nuisibles pour l'équilibre naturel du milieu environnant. On assiste alors à une pollution de l'atmosphère par les émissions de gaz de fermentation, et dans certains cas, à une forte pollution des eaux.

Dans ce contexte, et vu que l'eau est un puissant solvant, le risque majeur de contamination réside dans l'entraînement des éléments polluants contenus dans les déchets: les métaux lourds et la matière organique. Cette pollution peut se faire sur des distances importantes, et suivant des chemins préférentiels qui ne sont pas toujours connus, et qui aboutissent dans des nappes d'eau plus ou moins profondes.

Dans ce système déchet-sol-eau, la caractérisation des déchets doit donc privilégier l'étude des interactions entre l'eau et les déchets, interactions qui donnent naissance aux lixiviats. Ces derniers constituent, dans l'environnement souterrain, un vecteur essentiel des espèces polluantes générées par ces réactions et par l'évolution du réacteur bio-physico-chimique des déchets qu'est la décharge. A ce titre, il est important d'accorder une surveillance particulière à ces lixiviats, comme il est tout aussi important de veiller à l'implantation des décharges sur des sites naturellement ou artificiellement étanches. Même dans ce cas, il y a parfois accumulation d'importants volumes de lixiviats qui, quelle que soit la procédure d'exploitation utilisée pour en limiter le flux, nécessite toujours une prise en charge efficace.

Pour des raisons liées à la forte urbanisation, à une croissance démographique galopante, et à une rupture avec le mode traditionnel de consommation, l'Algérie est confrontée de plus en plus aux problèmes de gestion des déchets. L'inexistence d'une infrastructure adéquate pour le traitement et l'élimination des déchets engendrés, accentue encore plus l'ampleur du problème.

L'exemple le plus frappant est celui de la décharge sauvage de Qued Smar, qui reçoit les ordures ménagères et les déchets industriels de la ville d'Alger et de ses environs. Tous les déchets issus de la région sont évacués pêle-mêle, sans aucun traitement préalable, sur cette décharge depuis plus d'une décennie. Il en résulte naturellement plusieurs nuisances dont ne cesse de se plaindre toute la population avoisinante.

Aussi et afin d'avoir une idée sur l'état d'une des pollutions qu'engendre cette décharge, nous nous penchons dans ce travail, sur la caractérisation des lixiviats produits par cette décharge, et sur l'état de contamination de la nappe aquifère par l'infiltration de ces lixiviats.

Notre étude expérimentale portera essentiellement sur les points suivants :

- étude géologique et hydrogéologique de la zone de Qued Smar (exploitation et élargissement des données existantes),
- présentation et capacité d'accueil de la décharge,
- étude de la charge polluante véhiculée par les lixiviats,
- caractérisation physico-chimique et biologique des eaux souterraines prélevées dans les forages de la zone de Qued-Smar .

Au vu des résultats obtenus, nous essayerons de proposer des solutions réalistes, et qui, du point de vue financement, sont à la portée du pays.

C h a p i t r e I :

LES DECHETS SOLIDES
ET
LEUR MISE EN DECHARGE

I-1 : QUANTITES ET VARIABILITE DES DECHETS GENERES

Avec l'amélioration du niveau de vie dans les sociétés de consommation, les déchets solides ne cessent d'augmenter en quantité et en qualité. La forte urbanisation, le gaspillage par l'abandon, l'introduction sur le marché de nouveaux produits non biodégradables tels que les plastiques, et le faible taux de récupération en sont les principales causes.

C'est ainsi qu'on observe que le poids des ordures ménagères produites par habitant et par jour varie suivant les différents pays. Le taux passe de 0,35 Kg/hab/j dans les pays les moins avancés à 1,1 ou 1,2 Kg/hab/j dans les grandes villes des pays industrialisés [1].

Pour le cas des quatre grandes villes d'Algérie, les estimations faites en 1984, montrent que les quantités d'ordures ménagères produites sont de l'ordre de 0,6 à 0,7 kg/hab/j avec un léger surplus pour Alger [2].

Le tableau 1 présente une comparaison des taux de déchets rejetés dans divers pays [3, 4].

I-2 : CARACTÉRISTIQUES DES DECHETS SOLIDES

La gestion des déchets commence par leur caractérisation. C'est en fonction de celle-ci qu'un mode de valorisation ou d'élimination des déchets sera choisi.

On caractérise en général les ordures ménagères par les paramètres suivants :

- la densité ,
- le taux d'humidité ,
- le pouvoir calorifique ,
- le rapport Carbone/Azote (C/N) .

a)- La densité :

Elle varie suivant les pays et le mode de consommation entre 0,12 et 0,40 . On estime que dans le cas des villes

Tableau 1 : Production et densité des résidus urbains de divers pays [3, 4] .

P A Y S	R E S I D U S U R B A I N S	
	PRODUCTION Kg/hab./an	DENSITE Kg/m ³
A L G E R I E	1 7 2	3 8 0
R . F . A	2 0 0 - 3 7 5	3 3 0 - 3 8 0
A N G L E T E R R E	2 1 0 - 2 8 0	1 2 0 - 1 5 0
B R E S I L	8 4 - 2 3 5	- - -
U . S . A	2 1 0 - 4 0 5	2 8 0
I N D E	2 5 0 - 3 2 5	- - -
F R A N C E	2 4 0 - 3 8 5	- - -
S U I S S E	1 4 0 - 2 1 5	1 2 0 - 2 0 0

algériennes, la densité en poubelle est comprise entre 0,22 et 0,30 ; elle s'élève à environ 0,35 lorsque les ordures sont entassées dans les véhicules traditionnels (bennes basculantes, tracteurs agricoles, ...) et atteint 0,45 à 0,55 dans les bennes tasseuses; enfin, elle retombe entre 0,28 et 0,32 après foisonnement en fosse [5] .

b)- Le taux d'humidité :

Les ordures ménagères contiennent une grande quantité d'eau qui varie considérablement d'un lieu géographique à un autre et d'une saison à une autre.

Le taux d'humidité moyen des ordures algériennes est estimé à 60 % . Ce taux augmente sensiblement à la saison où les fruits deviennent très abondants [5] .

c)- Le pouvoir calorifique :

Le pouvoir calorifique des ordures ménagères considérées comme combustibles, s'exprime soit par leur pouvoir calorifique supérieur (P.C.S.) qui prend en compte la chaleur de vaporisation de l'eau contenue dans les ordures, soit par leur pouvoir calorifique inférieur (P.C.I.) qui n'inclue pas cette dernière.

Les ordures ménagères n'ont jamais été un bon combustible. En effet, lorsqu'elles contiennent plus de 50 % d'humidité, elles sont peu adaptées à l'incinération [5] .

d)- Le rapport carbone/azote (C/N) :

Le rapport C/N est un paramètre qui permet d'apprécier aussi bien l'aptitude des ordures au compostage que la qualité du compost [5] .

Expérimentalement, les ordures brutes ont un rapport C/N compris entre 20 et 35 , après compostage, il se situe entre 10 et 20 [6].

Si ces facteurs suffisent à caractériser les ordures ménagères, ce n'est pas le cas des déchets industriels qui, en plus de leur volume et de leur toxicité, présentent certaines caractéristiques particulières [7] . En effet, ces déchets possèdent une composition plus ou moins homogène surtout si on les

compare aux ordures ménagères dont l'hétérogénéité est élevée. Ils peuvent présenter des matières corrosives par acidité, alcalinité ou autre propriété chimique. Souvent ils subissent une évolution chimique qui peut se produire, non seulement au cours du traitement mais aussi au cours du stockage, en particulier, si l'on est amené à mélanger pour des facilités de transport ou d'exploitation des déchets qui peuvent réagir entre eux.

En ce qui concerne leur pouvoir calorifique, ils peuvent avoir un P.C.I. très élevé pouvant atteindre 5000 et 6000 th/t, voire davantage, alors que celui des ordures ménagères plafonne au mieux, à 2000 th/t.

I-3 : LA MISE EN DECHARGE DES DECHETS

Le traitement des déchets consiste en un certain nombre d'opérations permettant de réduire les risques de pollutions et de nuisances causées par ces déchets lors d'un contact entre eux ou avec le milieu. Le traitement doit pouvoir s'adapter à l'extrême hétérogénéité et à l'instabilité de la composition des résidus.

La mise en décharge qui nous intéresse le plus dans cette étude est un mode d'élimination des déchets qui existe depuis la plus haute antiquité. Elle consiste à entasser les déchets dans un terrain et attendre que le temps fasse son oeuvre.

La décharge constitue le stade ultime de la quasi-totalité des processus d'élimination. Mais peut-on alors véritablement parler d'élimination ? En effet, la mise en décharge n'est en réalité qu'un confinement plus ou moins efficace à caractère évolutif car les dangers présentés par les déchets ne peuvent être définitivement écartés ni maîtrisés.

Etant un moyen principal ou complémentaire de traitement des déchets, les décharges apparaissent comme indispensables dans la mesure où elles constituent la seule solution susceptible de recevoir l'ensemble des déchets dans des tonnages importants et de manière continue.

I-3-1 - LES DIFFERENTS TYPES DE DECHARGES :

Il existe deux grandes familles de décharges :

- la décharge brute, appelée aussi décharge simple ou sauvage,
- la décharge contrôlée avec ou sans broyage préalable, ou sous forme compactée.

I-3-1-1 - LA DECHARGE BRUTE :

Ce mode d'élimination consiste à déverser purement et simplement les déchets, soit dans un trou préalablement fait, soit sur une ancienne carrière sans prendre de précautions spéciales. Actuellement, ce type de décharge n'est plus utilisé dans les pays développés.

I-3-1-2 - LA DECHARGE CONTROLEE :

Une décharge est dite contrôlée lorsque toutes les dispositions sont prises pour éviter les nuisances. C'est un procédé de traitement relativement simple ne nécessitant pas une infrastructure importante.

On distingue trois types de décharges contrôlées .

a)- La décharge contrôlée traditionnelle :

Ce procédé consiste à déposer les ordures suffisamment tassées (densité entre 0,6 et 0,8 t/m³) en couches successives d'épaisseur modérée (2 m au maximum) afin de favoriser la circulation de l'air [8] . Les couches doivent être soigneusement nivelées, la couverture des couches se fait de préférence avec des matériaux pulvérulents (sable), de 10 à 30 cm d'épaisseur, dans un délai de 48 heures et si possible le jour même. La couverture doit former une couche homogène et perméable pour l'eau et l'air.

Dans le cas où des déchets industriels spéciaux sont admis sur la décharge, il est préférable de les disposer en couches inclinées et de les couvrir avec un matériau imperméable.

Les voies d'accès à la décharge doivent être présentes et celle-ci doit être entourée par une clôture et des plantations.

b)- La décharge de déchets broyés :

Les ordures ménagères sont fractionnées à l'aide d'un



broyeur à marteaux ou à couteaux. Après fermentation en tas, le produit est répandu en couches de 1,5 m ou plus. En revanche, si la fermentation se fait sur la décharge, les broyats seront répandus en couches minces d'environ 0,5 m d'épaisseur. Cette technique conduit à un produit dense et homogène avec une densité voisine de 1 t/m³. En ce qui concerne la finesse du broyage, un produit passant à la maille de 50 mm donne de bons résultats. Les matières organiques présentes dans la couche superficielle sont transformées par voie aérobie, en couche inerte qui protège les couches profondes. Enfin, les risques d'incendie sont réduits en raison de la compacité de la masse d'ordures.

c)- La décharge compactée :

Dans cette décharge, les ordures sont épandues en couches minces (30 à 50 cm), puis fortement compactées à l'aide d'un compacteur épandeur type "pied de mouton" (densité finale comprise entre 0,8 et 1,0 t/m³).

Le matériau de recouvrement est souvent destiné à améliorer l'apparence de la décharge. En effet le degré de compactage des déchets rend la prolifération des mouches et des rongeurs difficile et réduit les risques d'incendie.

Les voies d'accès et une clôture sont toujours nécessaires.

I-3-2 - MODES D'EXPLOITATION DES DECHARGES :

Pour la décharge contrôlée traditionnelle ou compactée, l'exploitation se fait par casier (ou alvéole), ou par une méthode dite à l'avancement.

La première méthode consiste à découper le site en aires de formes rectangulaires de 3000 m², en creusant des tranchées dans le sol où on y répand les couches d'ordures. On peut construire des digues de matériaux inertes sur d'anciennes carrières formant ainsi des alvéoles.

Quant à la méthode d'avancement qui est classique, elle consiste à faire avancer le front de la décharge à l'aide d'un engin à lame qui, en avançant, étale les ordures.

Dans le cas des déchets broyés où les couches sont de faibles épaisseurs, on ne peut mettre la deuxième couche qu'après six (6) mois, temps nécessaire pour la fermentation. Si les broyats ont subi une fermentation en andains, les couches sont mises en place sans tenir compte des règles particulières car on a un produit relativement stable .

Ainsi, c'est suivant la présentation du terrain qu'on choisit l'une ou l'autre des méthodes citées. Pour un terrain plat, il est conseillé d'utiliser la méthode du casier et pour un terrain en cuvette, les couches seront légèrement inclinées. Il est nécessaire dans ce cas, de prévoir un drain pour les eaux de percolation car le bilan hydrique sera excédentaire .

I-3-3 - CHOIX D'UN SITE DE DECHARGE :

Pour diminuer la pollution hydrique causée par les décharges, il faut dans la mesure du possible, éviter les contacts entre les déchets et l'eau et en fonction des emplacements disponibles, ne pas déposer les ordures dans les zones humides, marécageuses, ni surtout dans les anciennes carrières ou gravières en eau . Il est aussi préférable de ne pas retenir les lits majeurs de fleuves ou de rivières en dessous du niveau de la crue centenaire.

I-3-3-1 - LES FACTEURS DETERMINANT LE CHOIX DU SITE :

a)- La perméabilité du terrain :

La perméabilité peut être définie comme étant l'aptitude d'un milieu à se laisser traverser par l'eau sous l'effet d'un gradient de potentiel [9] . Elle s'exprime quantitativement par le coefficient de perméabilité K (coefficient de Darcy) qui possède la dimension d'une vitesse (m/s) .

La perméabilité d'un site de décharge dépend avant tout de la nature du sol sous la décharge. Ce facteur fait intervenir non seulement l'épaisseur et la nature des différentes couches des sols sous la décharge (zone non saturée), mais aussi leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques. Il faut donc installer

les dépôts de préférence, dans des zones où l'eau souterraine s'écoule à faible vitesse, pour ainsi, limiter le plus possible l'extension de la charge polluante à l'aval de la décharge. La distance minimum entre le front de la décharge et la première nappe aquifère souterraine est également un facteur à ne pas négliger [8] .

La classification des sites est exclusivement basée sur la perméabilité des sols . Ainsi, il existe trois classes que nous résumons dans le tableau 2 en y indiquant les caractéristiques principales correspondantes [8].

Cette classification reste schématique dans la mesure où certains sites semi-perméables s'avèrent convenables en raison du rôle épurateur de leurs terrains sous-jacents, et ce grâce à un ensemble de phénomènes physiques, chimiques et biologiques qu'on traitera dans le chapitre suivant.

Il est toutefois nécessaire, pour que la filtration et l'épuration des effluents de la décharge soient efficaces, que l'épaisseur de la zone non saturée soit suffisante.

De façon générale, les terrains aquiférés poreux (sables, petits graviers et roches à liants argileux) conviennent mieux que les roches karstiques ou fissurées (calcaires, craie, ...) .

b)- Aspects géologiques et hydrogéologiques :

Les moyens techniques destinés à réduire tout risque de contamination des eaux souterraines ne peuvent être conçus qu'en fonction d'une bonne connaissance de la géologie et de l'hydrogéologie.

La méthodologie d'une telle étude comporte les aspects principaux suivants :

- *- une étude géologique régionale qui permet de dégager les impacts possibles des décharges sur l'environnement. Cette étude implique [10] :

- une étude géologique classique mais principalement axée sur la lithologie des terrains et sur leur perméabilité en insistant, en cas de roches cohérentes, sur le taux de fissuration

Tableau 2 : Principales caractéristiques des sites de classe I, II et III [8] .

CATEGORIE DE SITES	Km (*) (m/s)	CARACTERISTIQUES DU SITE ET CRITERES D'EVALUATION	DECHETS INDUSTRIELS ADMISSIBLES
CLASSE I site i m p e r m é a b l e	$K < 10^{-9}$ (sur une épaisseur minimale de 5 m)	1- Imperméabilité du fond de décharge 2- Aptitude du site à un façonnage garantissant les écoulements en fond de décharge vers un point bas 3- Aptitude à l'implantation d'un ouvrage de contournement évitant les entrées d'eaux de surface 4- Aptitude à une couverture en pente favorisant le ruissellement	certains types de déchets spéciaux siccité > 20 % fraction soluble < 10 % et ne dépassant pas certaines concentrations en substances toxiques hydrocarbures totaux < 10 % 6 < pH < 8
CLASSE II site s e m i p e r m é a b l e	10^{-9} < K < 10^{-6}	1- Zone non saturée capable d'assurer une épuration des lessivats 2- Infiltration potentielle à vitesse modérée 3- Intérêt de garantir les eaux souterraines contre les risques de pollution	déchets assimilables aux déchets ménagers
CLASSE III site p e r m é a b l e	$K > 10^{-6}$	Migration trop importante des lessivats dans le sous-sol constituant un risque aigu de pollution des nappes	déchets inertes

(*) Km : valeur moyenne du coefficient de perméabilité.

et les types de fissures.

- une étude photogéologique qui permet généralement de visualiser, sous forme de linéaments, les axes principaux de fissuration, ainsi que leur continuité.

- une prospection géophysique qui permet de compléter les informations géologiques dans les zones exemptes d'affleurements et d'obtenir ainsi des informations sur la nature, la profondeur, le taux de fissuration et la perméabilité relative des terrains présents.

-*- une reconnaissance hydrogéologique préalable détaillée du site et ses environs pour mettre en évidence la présence éventuelle des nappes aquifères, le sens de circulation des eaux et les débits impliqués, sans négliger l'aspect qualité chimique. Cette étude hydrogéologique doit être complétée par la localisation des sources, des puits et forages existants, avec mesures de débit d'écoulement pour les premiers, mesures de débit de pompage et rabattements induits pour les deux autres.

c)- La capacité de stockage [8] :

- Cas de la décharge traditionnelle :

Pour une telle décharge, on admet une répartition en volume de 70 % d'ordures de densité $0,8 \text{ t/m}^3$ et 30 % de matériaux de couverture. L'épaisseur de la couverture finale de la décharge est de 60 cm de terre (couvert herbacé) .

Dans ces conditions, la quantité d'ordures en milliers de tonnes est donnée par la formule :

$$M = (5,6 \cdot h - 3,4) \cdot S$$

où : $\left\{ \begin{array}{l} h = \text{hauteur disponible en mètres,} \\ S = \text{superficie en hectares.} \end{array} \right.$

- Cas de la décharge compactée

Pour la décharge compactée, la répartition en volume est de 90 % d'ordures de densité 1 t/m^3 pour 10 % de matériau de couverture. La couverture finale est de 60 cm de terre et la capacité de stockage est dans ce cas :

$$M = (9 \cdot h - 5,4) \cdot S$$

Le graphique que nous représentons en figure 1 permet de déterminer la capacité de stockage en fonction de la hauteur disponible pour un terrain d'une superficie "S" pouvant atteindre 20 ha .

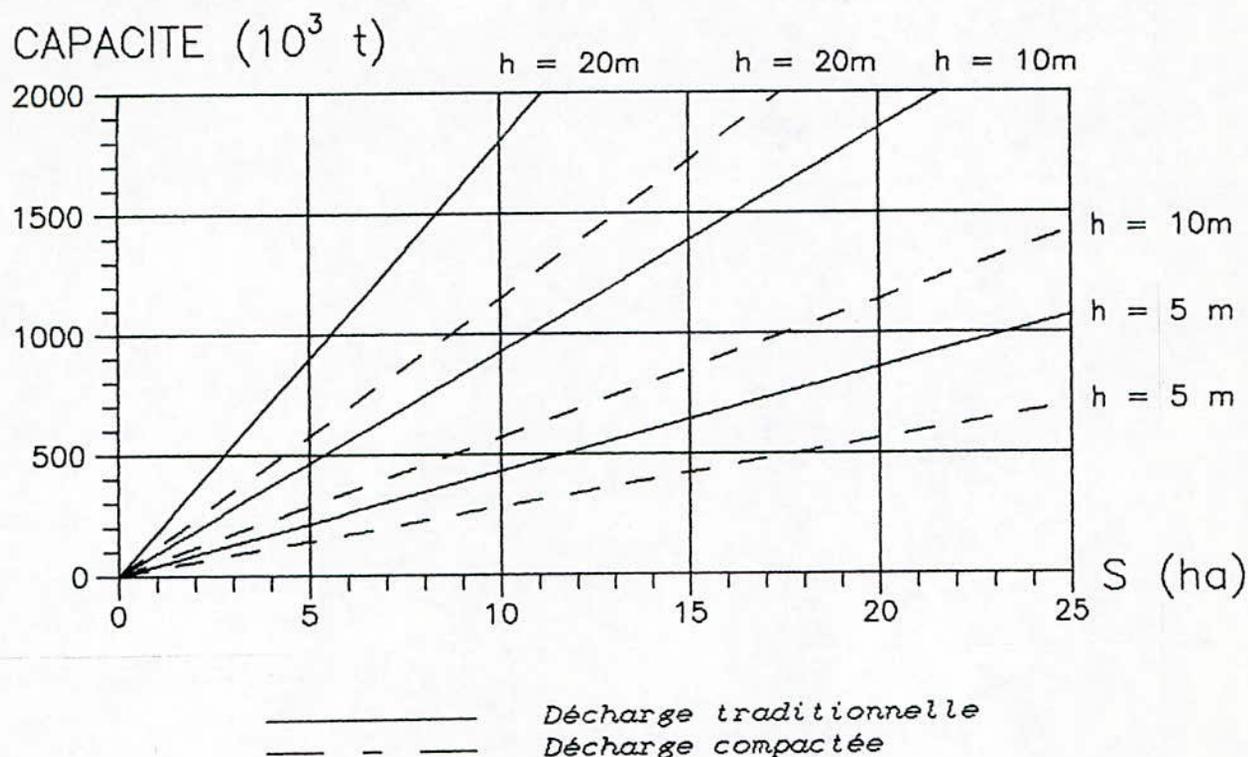


Fig. 1 : Capacité de stockage d'une décharge [8]

d)- Les conditions socio-économiques :

On a deux contraintes principales qui s'opposent. D'une part, il faut que le site ne soit pas trop éloigné des zones de production afin de minimiser les frais de collecte et de transport, et d'autre part, le site doit être suffisamment éloigné des habitations et des infrastructures pour éviter tous les problèmes qui se posent lors de l'exploitation .

Dans la pratique, on admet une distance maximum de 15 km sans reprise, mais la solution de transit permet de faire passer cette distance jusqu'à plus de 50 km .

e)- Intégration d'une décharge dans le paysage :

L'intégration d'une décharge contrôlée dans le paysage doit être un souci majeur lors du choix d'un site. Ce souci majeur

doit être présent lors de l'aménagement, pendant l'exploitation de la décharge et lors de la réhabilitation. L'utilisation ultérieure du site doit être déterminée dès la conception du projet.

I-3-4 - CHOIX ET CRITERES DE SELECTION POUR L'ADMISSIBILITE D'UN DECHET EN DECHARGE [11] :

La caractérisation d'un déchet constitue un élément indispensable dans l'appréciation des possibilités de mise en décharge et des risques potentiels qu'elle peut comporter. Le risque majeur de pollution réside dans l'entraînement par les eaux d'éléments polluants contenus dans les déchets.

I-3-4-1 - ANALYSE DES DECHETS ET POTENTIEL DE SOLUBILISATION [12, 13] :

Pour définir le champ d'admission des déchets en décharge, il faut recourir à une caractérisation analytique de ces déchets afin de déterminer les différents éléments potentiellement mobilisables.

Cette évaluation est toutefois insuffisante. En effet, les expériences ont montré que dans la majorité des cas, une analyse indicative de la composition d'un déchet ne renseigne pas sur le risque de mobilisation par entraînement des divers éléments qui le composent. De même, cette analyse n'est pas révélatrice de comportement ni d'évolution à long terme. Le recours à la pratique de tests complémentaires simulant les interactions entre l'eau et les déchets lorsqu'ils sont mis en décharge, est donc obligatoire.

Il existe une multitude de tests complémentaires prédictifs qui diffèrent essentiellement par la nature de la solution aqueuse mise en contact avec le déchet, le mode d'agitation facilitant cette mise en contact, et la durée d'exposition [11]. Tous ces tests sont révélateurs de tendances et ne constituent qu'une approche limitée de la réalité. Dans la majorité des cas, il n'y a aucun rapport entre les concentrations des éléments contenus dans le déchet et les quantités solubilisables [14]. D'autre part, les résultats de ces tests sont purement descriptifs d'une situation

donnée à un instant déterminé. Ils ne peuvent avoir de valeur prédictive que si les tests sont menés suffisamment longtemps et s'ils sont exécutés selon les procédures se rapprochant le plus possible d'une simulation de mise en décharge.

Il existe trois grandes familles de tests :

- Les tests de lixiviation :

Ces tests consistent en une immersion d'une quantité connue de déchets dans une solution donnée telle que l'eau déminéralisée, l'eau de pluie polluée par l'atmosphère, ou une eau chargée représentative d'une décomposition aérobie ou anaérobie de matières organiques.

- Les tests d'extraction :

Il sont adaptés afin d'estimer quantitativement les métaux solubilisables. La solution d'extraction est un mélange d'acides.

- Les tests de percolation :

Ils sont réalisés par pénétration gravitaire du déchet par l'eau de pluie. Ces tests n'offrent aucune fiabilité garantie quant à leurs résultats analytiques. La reproductibilité de leurs résultats n'est pas certaine.

Le problème majeur qu'on rencontre lors de tous ces tests, est la préparation d'un échantillon représentatif des déchets de la décharge, ou d'un flux de déchets destinés à la mise en décharge. Aussi, il est nécessaire d'effectuer les analyses sur un nombre élevé d'échantillons " représentatifs ".

I-3-4-2 - LA SICCITE :

La valeur de la siccité des déchets est très importante en ce sens qu'une teneur élevée en eau rend difficile la gestion de l'exploitation d'une décharge.

Cette siccité intervient aussi dans les flux polluants où le volume d'effluent recueilli est à peu près proportionnel à la teneur en eau contenue dans les déchets [13] .

I-4 : AUTRES METHODES D'ELIMINATION ET DE TRAITEMENT DES DECHETS

Outre la mise en décharge des déchets, il existe d'autres méthodes de traitement que nous présentons brièvement.

I-4-1 - LE TRAITEMENT THERMIQUE OU INCINERATION :

L'incinération des déchets est l'opération qui consiste à détruire ces déchets par le feu [16] .

Vis à vis de l'incinération, la grandeur caractéristique la plus fréquemment utilisée est le P.C.I. . On dit P.C.I. par opposition au P.C.S. qui tient compte de l'eau condensée produite par la combustion des matières contenant de l'hydrogène.

A humidité égale, le P.C.S. dépendra donc de la teneur en hydrogène du corps considéré. Pour les ordures ménagères , il sera supérieur de 200 à 300 th/t par rapport au P.C.I. . Le P.C.I. des ordures ménagères est de l'ordre de 700 à 2000 th/t . A titre de comparaison celui du charbon est de 8000 à 9000 th/t et celui du pétrole de 10000 à 11000 th/t .

On peut dire qu'une tonne d'ordures ménagères représente environ 200 kg de charbon. Mais ce n'est là qu'une équivalence mathématique car il s'agit d'un combustible beaucoup plus difficile à manier et à brûler [7] . D'autre part, la proportion d'eau constitue un facteur d'entrave à la combustion, jusqu'à la rendre parfois presque impossible .

La répartition des composants des ordures en poids suivant leurs caractères de combustibilité et suivant leur zone géographique est donnée dans le tableau 3 [16] . Ce tableau illustre le caractère médiocre des ordures ménagères en tant que combustible.

Les ordures sont incinérées dans des fours spéciaux adaptés à leurs taux d'humidité et à leur pouvoir calorifique variable. Après incinération, les résidus solides appelés mâchefers, représentent environ 10 % du volume et 25 à 30 % du poids des déchets incinérés. Ils sont soit déposés en décharge contrôlée, soit utilisés en technique routière comme un véritable ciment moyennant certaines précautions (vérification de la pré-

Tableau 3 : Répartition des composants d'ordures [16] .

	Fourchette courante %	U.S.A et Europe occidentale %	Algérie et pays du Maghreb %
Fonction combustible	15 à 50	40 à 50	15
Inertes	15 à 30	25 à 27	23
E a u x	25 à 60	25 à 35	58 à 62

sence d'un substratum favorable, chaulage, ...), soit vendus à d'autres fins ; les ferrailles peuvent être récupérées par des procédés automatiques.

L'incinération est souvent couplée à une récupération d'énergie. En effet, l'incinération d'une tonne d'ordures ménagères produit entre 1,5 et 2 tonnes de vapeur, soit un équivalent d'énergie de 300 à 350 KW.h .

Pour les usines de capacité suffisante (100 à 200 t/j au minimum), cette récupération de chaleur devient économique en ce sens qu'elle pourra être cédée à des industries proches, ou à la compagnie de chauffage urbain [8].

De nos jours, le degré de perfectionnement des fours d'incinération et leurs annexes fait de l'incinération un procédé très satisfaisant de destruction des ordures ménagères. Dans les pays occidentaux où les ordures possèdent un P.C.I. élevé, l'incinération est devenue une pratique largement répandue. Un intérêt particulier est porté aussi au traitement des fumées pour éliminer les émanations d'imbrûlés, de poussières, de polluants acides, et des odeurs désagréables.

Avec les normes de rejet de plus en plus restrictives qui imposent des coûts d'investissement élevés, l'incinération restera

toutefois un procédé coûteux d'élimination des ordures ménagères.

I-4-2 - LE COMPOSTAGE :

Le compostage est un processus biologique de décomposition de déchets organiques par des populations mélangées de micro-organismes indigènes sous des conditions contrôlées, qui conduit à un résidu organique partiellement stabilisé. Ce dernier se décompose lentement quand les conditions redeviennent favorables [17]. Ce résidu appelé compost présente globalement les caractères généraux de l'humus qui est un important composant naturel des sols.

PROCESSUS DE FABRICATION DU COMPOST ET MODES DE COMPOSTAGES :

Après broyage, les ordures subissent lors du compostage, une fermentation aérobie suivie d'une période de maturation plus ou moins longue. Cette fermentation peut s'opérer en tas à l'extérieur durant 2 à 3 mois (compostage lent), ou dans des enceintes spéciales pendant 2 à 15 jours (compostage accéléré).

Les produits indésirables appelés " refus de compostage " (verres, plastiques, métaux, textiles, ...) sont séparés avant ou après le broyage par criblage ou tri balistique. Ils sont ensuite envoyés en décharge contrôlée, incinérés ou partiellement récupérés. Ces refus représentent approximativement 20 à 50 % du poids des ordures traitées.

Ainsi avec un traitement adéquat, une tonne d'ordures peut produire 0,25 tonne de granulés combustibles et 0,4 tonne d'humus ou de compost.

Le compostage peut être aérobie ou anaérobie.

Les produits essentiels du métabolisme biologique aérobie sont le gaz carbonique (CO_2), l'eau et la chaleur. Les températures peuvent atteindre 70 °C et le procédé se distingue par l'absence de fortes odeurs.

Dans le cas anaérobie, les produits finaux sont le méthane (CH_4), le gaz carbonique (CO_2), et différents intermédiaires tels que les acides organiques de faible poids moléculaire [18].

I-4-3 - LE TRAITEMENT MIXTE :

Ce traitement combine le procédé de compostage et celui d'incinération. L'installation de traitement est composée d'une unité de compostage pouvant assurer l'élimination de 40 à 60 % des déchets et d'une unité d'incinération pouvant traiter jusqu'à 90 % des ordures.

Le fonctionnement de ces deux unités est modulé en fonction de la demande du compost; outre l'incinération des ordures non compostées, le four assure l'élimination des refus de compostage [8] .

Tous ces modes de traitement présentent des avantages et des inconvénients. Le tableau 4 situe la décharge contrôlée par rapport au autres modes de traitement [8] .

Tableau 4 : Avantages et inconvénients des modes de traitements de déchets [8] .

	DECHARGE CONTROLEE	INCINERATION, COMPOSTAGE OU TRAITEMENT MIXTE
A V A N T A G E S	<ul style="list-style-type: none"> - Autonomie des procédés de traitement des déchets - Grande souplesse d'adaptation aux quantités à traiter - Valorisation des terrains 	<ul style="list-style-type: none"> - Importante réduction du volume des déchets - Possibilité de valorisation des déchets sous forme de matière ou d'énergie
C O N T R A I N T E S O U I N C O N V E N I E N T S	<ul style="list-style-type: none"> - Choix d'un site convenable - Nécessité d'une exploitation rigoureuse - Solution temporaire (capacité du site) 	<ul style="list-style-type: none"> - Coûts élevés à l'investissement - Nécessité d'éliminer les refus de traitement en décharge contrôlée - Absence de souplesse d'adaptation aux quantités à traiter

I-4-4 - LA RECUPERATION ET LE RECYCLAGE :

En plus de ces méthodes d'élimination des déchets. il y a lieu de noter l'importance prise ces dernières années par la récupération de certains déchets au niveau des secteurs de consommation et du secteur industriel, en vue de leur recyclage dans les processus de fabrication. On peut citer à titre indicatif, les déchets des produits suivants :

- métaux ferreux et non ferreux,
- papiers et cartons,
- cuir,
- textiles,
- verre .

La réutilisation des produits de récupération est cependant une opération beaucoup plus difficile que l'utilisation de matières premières neuves. En effet l'organisation de la collecte de déchets aptes à être recyclés dans l'industrie est relativement délicate et demande souvent des moyens importants (installation de tri, installation de broyage, sensibilisation et participation de la population, ...).

D'autres part, la technologie de la réutilisation des produits de récupération connaît de façon générale un grand retard par rapport à celle de l'utilisation de matières premières "neuves ". Ainsi par exemple, le papier et le verre recyclés sont de qualité moindre.

En Algérie avec la création de l'E.R.W.A. (Entreprise de Récupération de la Wilaya d'Alger) qui a pratiquement le monopole de la récupération des métaux ferreux et non ferreux, et l'E.N.E.P.A.C. (Entreprise Nationale d'emballage de Papier et de Carton), la récupération est encouragée et joue un rôle de plus en plus important.

Chapitre II :

IMPACT DES DECHARGES
SUR
L'ENVIRONNEMENT

La mise en décharge de déchets, quelle que soit leur nature, s'accompagne de phénomènes complexes relevant des interactions entre les constituants des déchets, les eaux de pluie qui s'infiltrent dans la masse des déchets, et le substrat constitutif du site.

La décharge en elle même doit être considérée comme un milieu en perpétuelle évolution, siège de réactions physico-chimiques et biologiques. Les conséquences directes de ces réactions sont la libération de gaz et la formation de lessivats. Ces phénomènes sont à l'origine de deux types de pollution :

- la pollution atmosphérique,
- la pollution hydrique (eaux superficielles, eaux souterraines).

II-1 : LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE

La combustion incontrôlée et incomplète de déchets solides peut provoquer le dégagement dans l'atmosphère de polluants indésirables (particules solides, dioxyde de soufre, oxydes d'azote, hydrocarbures et autres gaz délétères) qui risquent d'avoir des effets nocifs sur la santé de ceux qui les inhalent. De ce point de vue, la principale source de pollution de l'air est la combustion provoquée, accidentelle ou spontanée de dépôts de déchets à l'air libre, qui donne naissance à de grandes quantités de fumées et d'odeurs nauséabondes [19] .

II-1-1 - ODEURS NAUSEABONDES :

La fermentation entraîne la production en faible quantité de gaz malodorants, tels que l'hydrogène sulfuré (H_2S) , les mercaptans, les vinyles et les amines organiques. Ces gaz généralement beaucoup plus denses que l'air, sont véhiculés hors de la décharge par le méthane gaz plus léger, et peuvent être transportés sur de longues distances [20] .

II-1-2 - EXPLOSIONS :

Des risques d'explosions existent essentiellement à la surface du dépôt car le mélange air-méthane peut s'avérer

dangereux quand l'hydrocarbure atteint des proportions de l'ordre de 5 à 15 % [21]. Cependant, ce biogaz peut représenter une source d'énergie du fait qu'il est composé en partie de méthane dont le P.C.I. est de 8,56 th/m³. A 60% en méthane, il présente un P.C.I. de 21468 KJ/m³, d'où l'intérêt de son captage et de sa valorisation [22] .

II-1-3 - EFFET SUR LA VEGETATION :

Il arrive que le mélange gazeux s'exhale à la périphérie de la décharge. Dans ce cas, il entraîne une altération de la végétation existante dans les zones avoisinantes.

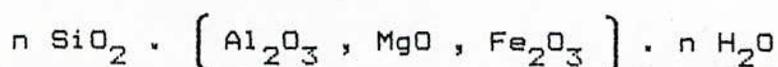
Le même mélange gazeux peut également nuire au reverdissement d'une décharge après exploitation (asphyxie des racines) [21] .

II-2 : LA POLLUTION HYDRIQUE

Le risque de pollution des eaux par des décharges est un problème qui préoccupe de plus en plus les hydrogéologues et les spécialistes de la qualité de l'eau. Ainsi, de nombreuses études réalisées en France [23, 26, 37] et dans beaucoup d'autres pays, ont montré que ce risque n'est pas négligeable. La contamination affectera aussi bien les eaux souterraines que les eaux de surface.

En ce qui concerne les eaux superficielles, la contamination peut avoir lieu soit lors du lessivage du dépôt par ruissellement des eaux de pluie, soit par les résurgences en pied de dépôt.

La pollution des eaux souterraines est essentiellement due aux interactions des lessivats avec le sous-sol. Ces interactions dépendent des particules effectivement retenues par les minéraux argileux (silicate d'aluminium, de fer, de magnésium) plus ou moins hydratés, de formule générale [24] :



Elles dépendent aussi des propriétés physico-chimiques des argiles et de leur comportement au cours du temps, du comportement des produits organiques et leurs interférences avec les matières

argileuses et enfin du comportement des métaux lourds.

A partir du milieu évolutif que constitue la décharge, deux types de pollution sont possibles : la pollution biologique et la pollution chimique.

La première résulte des microorganismes qui se développent dans la décharge, et qui peuvent être entraînés par infiltration du lessivat. Quant à la seconde, elle résulte de composés indésirables présents dans les eaux de lessivage, tels que NH_4^+ , Fe^{2+} , K^+ , Na^+ , Cl^- , Mn^{2+} et de la matière organique.

Les métaux hautement toxiques et les hydrocarbures sont généralement rares et n'apparaissent que dans le cas de déchets spécifiques [24] .

II-3 : INTERACTIONS DECHETS / EAU

La transformation de l'eau en percolat résulte d'un mécanisme complexe d'interactions entre l'eau et les déchets. Ces interactions sont nombreuses. Le tableau 5 illustre cette diversité [25] .

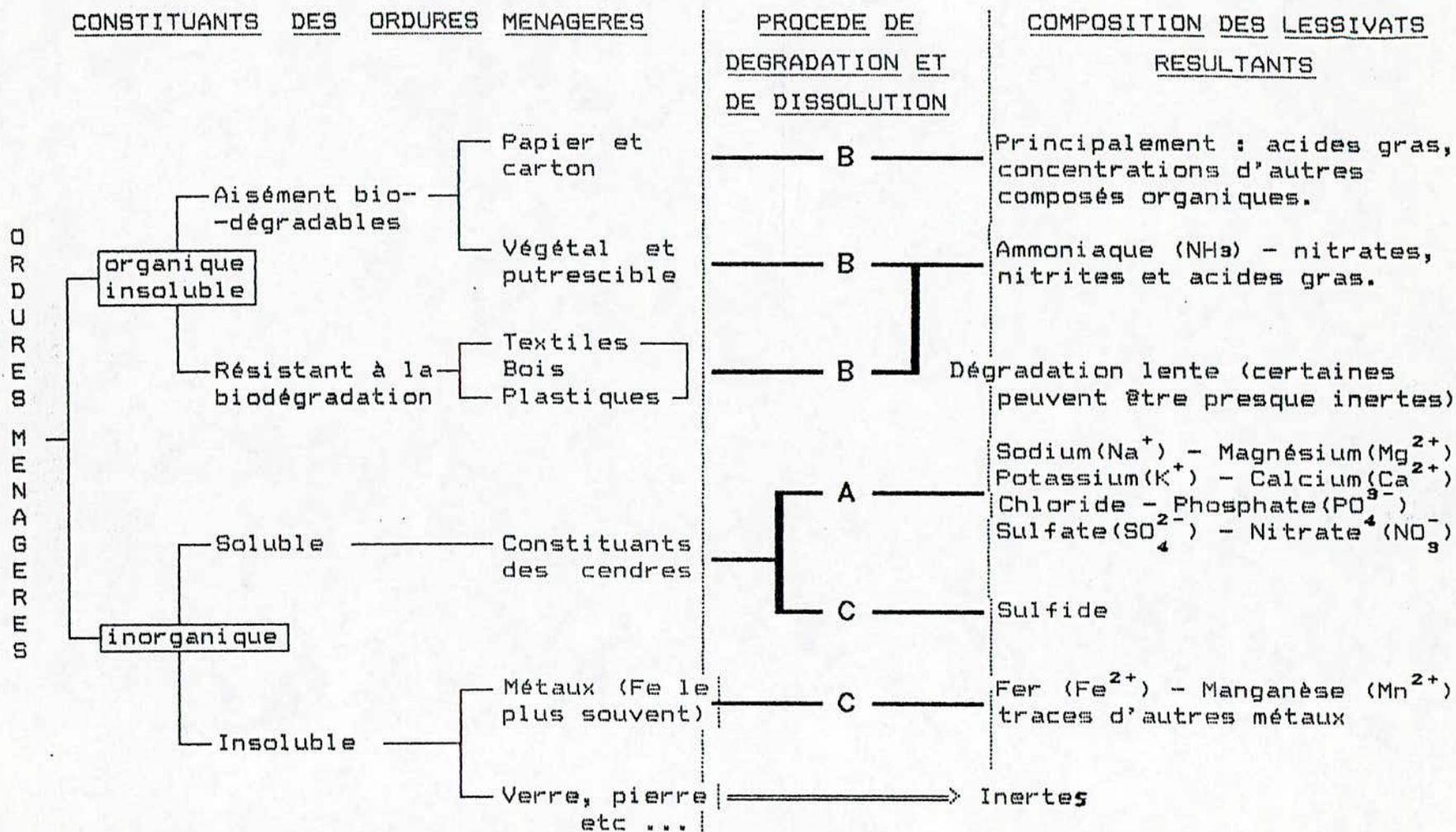
On constate que la composition des percolats et l'évolution des déchets sont fortement liées. L'eau agit essentiellement comme solvant.

Le lixiviat (percolat, lessivat ou jus de décharge) formé se présente sous l'aspect d'un liquide opaque de couleur verte à noire, dégagant une forte odeur tenace. Son cheminement à travers les déchets et les sols en fait une sorte de filtrat contenant de fines matières en suspension.

II-3-1 - MECANISMES DE PRODUCTION DU LIXIVIAT :

Les déchets entreposés sur de longues années réagissent entre eux de manière complexe sous l'activité des agents atmosphériques (la pluie en particulier) et des microorganismes. L'analyse de mécanismes de production du lixiviat distingue deux cas suivant l'emplacement des déchets par rapport à la nappe phréatique [26] .

Tableau 5 : Liaison déchets - percolats [21] .



25

A : Dissolution directe des substances solubles.

B : Dissolution des composés solubles formés par biodégradation.

C : Dissolution aidée par réduction chimique de la forme insoluble à la forme soluble.

Dans le premier cas où les déchets sont enfouis au dessus de la nappe, il n'y a production de lixiviat à la base des déchets que si la capacité d'absorption est satisfaite. Tout apport additionnel d'eau s'écoule alors par gravité au travers des déchets selon une direction à prédominance verticale.

Dans le second cas où les déchets sont situés sous la nappe phréatique, la production du lixiviat est causée par la migration des eaux souterraines dans les déchets; l'écoulement est alors sensiblement horizontal.

II-3-1-1 - NAPPE PHREATIQUE SISE SOUS LES DECHETS :

Trois sources d'eau contribuent à la production de lixiviat :

a)- l'eau initialement contenue dans les déchets lors de leur mise en décharge,

b)- l'eau produite lors de la décomposition de la matière organique. Cette quantité d'eau s'étale sur plusieurs années et est fonction notamment de la composition, de l'humidité et de la température de la masse de déchets. Ce mécanisme est très dynamique.

c)- l'eau infiltrée au travers de la couche de recouvrement lors d'épisodes pluvieux . Cette eau constitue la principale source de lixiviat rencontrée.

La précipitation se transforme principalement en infiltration et ou en ruissellement, la prépondérance de l'une par rapport à l'autre étant fonction de l'intensité de la pluie, de la topographie et de la pente du terrain, du type de sol et de la nature de la végétation.

Une partie de l'infiltration contribue à la recharge des nappes souterraines, tandis que l'autre retourne à l'atmosphère grâce à l'évapotranspiration des plantes.

La figure 2 illustre le processus global de production de lixiviat.

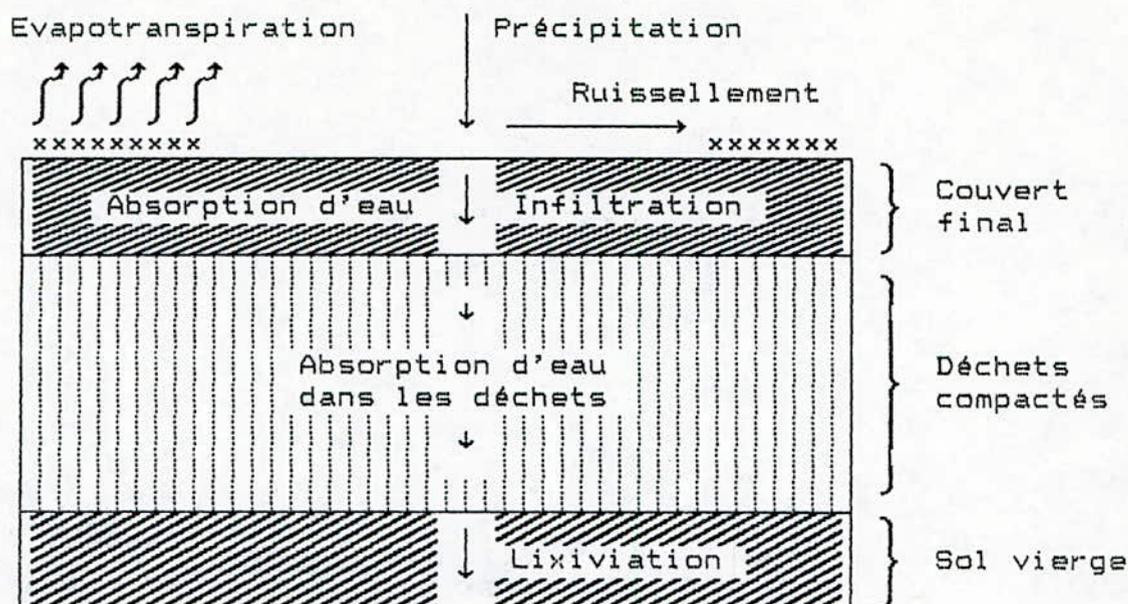


Fig. 2 : Processus de production du lixiviat [26] .

II-3-1-2 - DECHETS SOUS LA NAPPE PHREATIQUE :

Le niveau de la nappe phréatique étant variable, il est possible que les déchets enfouis soient submergés à un moment donné. Les eaux souterraines cheminent alors à travers les déchets, dans une direction à prédominance horizontale, et produisent un volume de lixiviat proportionnel à la vitesse d'écoulement dans les sols entourant le lieu de décharge; cette vitesse est régie par les gradients hydrauliques dans la région du lieu, et par la perméabilité des sols.

II-3-2 - QUANTITE DES LIXIVIATS - BILAN HYDRIQUE :

L'établissement du bilan d'eau d'une décharge est une opération complexe qui nécessiterait que chaque cas fasse l'objet d'une étude détaillée [27] . En effet, le nombre et la variété des facteurs qui influencent le bilan, et en particulier la quantité d'eau de percolation, rendent très délicate toute globalisation.

Les facteurs qui ont une influence notable sur le volume du lixiviat sont :

- la nature des déchets enfouis,

- leur conditionnement,
- les techniques d'exploitation,
- les conditions climatiques.

Les propriétés géologiques du site interviendront dans la mesure où la partie des eaux peut s'infiltrer au lieu de s'écouler à l'extérieur, en fonction de la perméabilité du substratum. En règle générale, pour une période donnée, on a le schéma suivant :

Le site reçoit les eaux		Le site rejette	
de pluie	P	les eaux d'infiltration dans le substratum	I
de ruissellements (eaux de surface de l'extérieur du site vers l'intérieur)	R ₁	les lixiviats produits	E
		les eaux de ruissellements (du site vers l'extérieur)	R ₂
apportées par les déchets	E _D	l'eau transpirée et évaporée	E.T.R

Le bilan hydrique représenté schématiquement par la figure 3 s'écrit :

$$P + E_D + R_1 = I + E + R_2 + E.T.R.$$

Dans des conditions d'exploitation conformes à la réglementation, le ruissellement R₁ est faible car il existe des réseaux de drainage des eaux externes au site. Le ruissellement R₂ est également faible lors de l'exploitation du site (surface non couverte), ou comptabilisé avec le volume de lixiviat évacué quand la surface est couverte. Que le substratum soit étanche naturellement ou non, l'infiltration I doit être évitée autant que possible.

On peut donc négliger R₁, R₂, et I, de sorte que :

$$E = P + E_D - E.T.R. + \Delta S \quad [28]$$

ΔS correspond à la variation du stock d'eau dans la décharge .

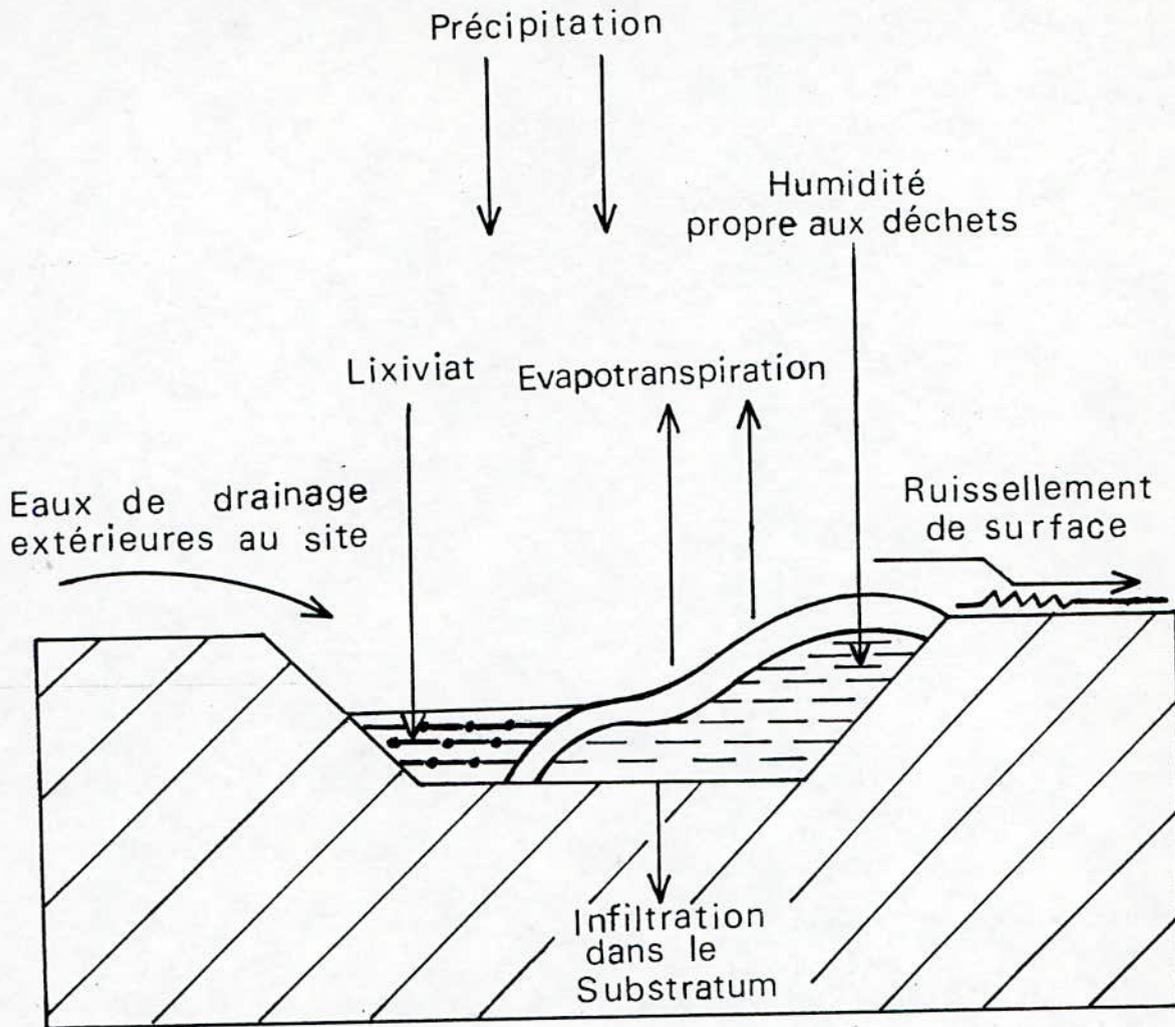


Fig. 3 : Principales composantes du bilan hydrique dans une décharge.

II-3-3 - COMPOSITION DU LIXIVIAT :

La composition chimique des eaux de lixiviation produites sur un lieu de décharge dépend de plusieurs facteurs, notamment la nature des déchets, l'âge de la décharge, le degré de décomposition, le taux d'humidité et la température des déchets ainsi que le taux d'infiltration de l'eau dans les déchets.

Ces eaux de lixiviation représentent un milieu réducteur favorisant la forme réduite des différents éléments présents. Ainsi l'ammoniaque est la forme dominante de la fraction azotée. Le fer est le métal le plus présent. Il se combine avec les ions sulfurés pour donner du sulfure de fer noir.

Le travail réalisé par MM. CHIAN et DEWALLE qui ont rassemblé une partie des données de la littérature que nous présentons dans les tableaux 6 et 7, montre le grand domaine de variabilité des caractéristiques des percolats [29].

Dans le tableau 8, nous résumons les résultats d'une étude statistique réalisée au Royaume-Uni et portant sur 23 sites de décharges [30].

Cette étude met en évidence les points suivants :

- Une tendance centrale où on constate une valeur élevée des principaux paramètres de pollution D.C.O., C.O.T., D.B.O₅, et formes de l'azote. Le rapport D.C.O. / N / P s'établissant à 180 / 20 / 0,02, met en évidence la faible teneur en phosphore des percolats. L'azote se trouve essentiellement sous forme réduite. La minéralisation des percolats est importante et contient des teneurs en métal élevées, surtout en Fe et Mn.

- Un intervalle de variation marqué pour l'ensemble des paramètres; cet intervalle est très large et reflète la diversité des situations sur le terrain.

Les valeurs basses correspondent à des eaux de ruissellement alors que les valeurs hautes appartiennent plutôt à des véritables percolats [30].

Les paramètres de pollution évoluent aussi en fonction de l'âge de la décharge [31].

Tableaux 6 et 7 : Fourchettes de variabilité des caractéristiques des percolats [29] .

Tableau 6

p H	3,7	-	8,6
D.C.O. (mgO ₂ /l)	40	-	89520
C.O.T. (mg/l)	256	-	28000
D.B.O ₅ (mgO ₂ /l)	81	-	33360
CaCO ₃ (mg/l)	0	-	20850
P-total "	0	-	130
N.K.T. "	0	-	13000
Fe "	0	-	1300
Zn "	0	-	370
Cu "	0	-	10

Tableau 7

p H	6,2	-	7,45
D.C.O. (mgO ₂ /l)	7,6	-	11600
C.O.T. (mg/l)	21	-	4400
D.B.O ₅ (mgO ₂ /l)	2	-	8000
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	5	-	730
N.orga. "	non décelable - 155		
N.NO ₃ ⁻ "	0,5	-	4,9
N.NO ₂ "	0,2	-	1,8
P-ortho. "	0,02	-	3,4
SO ₄ ⁻⁻ "	55	-	456
Cl ⁻ "	70	-	2777
Na ⁺ "	43	-	2500
Mg ⁺⁺ "	12	-	480
K ⁺ "	20	-	650
Ca ⁺⁺ "	165	-	1150
Cr "	0,05	-	0,14
Mn "	0,32	-	26,50
Fe "	0,09	-	380
Ni "	0,05	-	0,16
Cu "	0,01	-	0,15
Zn "	0,005	-	0,01
Cd "	0,005	-	0,01
Pb "	0,05	-	0,22

Tableau 8 : Caractéristiques physico-chimiques des percolats d'après une étude statistique réalisée au Royaume-Uni sur 23 décharges [30] .

P A R A M E T R E S		CONCENTRATION en mg/l (excepté le pH)	
C l a s s e	Paramètres	Moyenne	Valeurs extrêmes
	pH	7	6,2 - 7,6
Carbonne organique	D.C.O.	700	66 - 11600
	D.B.O. ₅	430	<2 - 33360
	C.O.T.	240	<1 - 4400
	Acides gras (en C)	130	<1 - 3700
Azote	organique (en N)	8	0,9 - 160
	ammoniacal (en N)	77	5 - 730
	oxydé (en N)	≤ 0,5	≤ 0,5 - 5,2
Anions	Chlorure Cl ⁻	230	43 - 2800
	Ortho-phosphate PO ₄ ³⁻	0,08	≤ 0,02 - 4,4
	Sulfate SO ₄ ²⁻	220	55 - 460
Métaux alcalins	Sodium Na ⁺	350	43 - 2500
	Magnésium Mg ²⁺	55	12 - 480
	Potassium K ⁺	140	20 - 650
	Calcium Ca ²⁺	280	130 - 1200
Métaux lourds non toxiques	Manganèse Mn ²⁺	2,6	0,19 - 26
	Fer Fe ²⁺	12	0,09 - 380
Métaux lourds toxiques	Chrome Cr	0,03	≤ 0,005 - 0,14
	Nickel Ni	0,04	≤ 0,02 - 0,16
	Cuivre Cu	0,01	≤ 0,004 - 0,15
	Zinc Zn	0,13	≤ 0,02 - 0,95
	Cadmium Cd	0,005	≤ 0,002 - 0,013
	Plomb Pb	0,06	≤ 0,003 - 0,22

Le tableau 9 suivant donne la variation de la composition des percolats avec le degré de dégradation et de dilution [30] .

Tableau 9 : Variation de la composition des percolats avec le degré de dégradation et de dilution [30] .

CONSTITUANTS ET RATIOS DE CONCENTRATIONS	CONCENTRATION (mg/l excepté pH)		
	Déchets déposés récemment		Déchets déposés depuis au moins 10 ans
	Sans dilution	Dilution avec eau de pluie	
Constituants			
pH	7,1	6,9	7,1
D.C.O	11600	700	125
D.B.O ₅	5250	430	5
C.O.T (aussi C)	4440	240	40
Acides gras totaux	2805	172	2
NH ₄ - N	340	15	40
OX - N	< 0,5	< 0,5	2
Cl ⁻	2100	70	225
Fe	160	12	0,1
Ratios de concentrations:			
D.C.O / D.B.O ₅	1,61	1,63	25
Acide gras / C.O.T	0,63	0,72	0,05
C.O.T / NH ₄ - N	13	16	1

Quant à l'aspect microbiologique des lixiviats, on a pensé pendant longtemps, que ces derniers ne présentaient pas de risques microbiens, la survie des bactéries pathogènes dans les ordures ménagères étant impossible aux températures atteintes lors de la thermophase. Mais des études ont montré [23, 32] que cette période peut être très courte pour des décharges compactées, et de plus la température n'est pas homogène dans toute la décharge. Une contamination microbienne n'est pas à négliger.

II-4 : EVALUATION DU POUVOIR EPURATEUR DU SOL

Dans presque tous les cas, les lixiviats traversent une épaisseur plus ou moins importante de sol, entre leur sortie du corps de la décharge et leur réception, soit par l'eau souterraine ou superficielle, soit par un système de collecte.

Le sol présentera alors un certain pouvoir épurateur qui s'exercera selon différents mécanismes. Les matières oxydables et biodégradables mesurées par la D.C.O. et la D.B.O₅, évoluent sous l'action des micro-organismes, vers des formes minérales stables. En cas d'aérobiose, la dégradation est rapide et le carbone est oxydé en gaz carbonique. Lorsque les conditions d'anaérobiose prévalent en cas de saturation en eau du sol par exemple, la matière organique évolue vers des formes réduites pouvant aller jusqu'au méthane. Nous résumons en figure 4, les principales fonctions du sol comme système épurateur des composés organiques et minéraux contenus dans un lixiviat.

L'épuration des percolats dans le sol dépend aussi de la vitesse d'infiltration. Cette dernière doit être suffisamment rapide pour qu'il n'y ait pas de stagnation de l'eau dans les déchets, et suffisamment lente pour que les processus d'épuration aient le temps de se réaliser. La capacité d'infiltration dépend donc aussi de l'état de colmatage du sol.

II-4-1 - MECANISMES D'EPURATION :

II-4-1-1 - LA FILTRATION :

Selon les conditions de perméabilité (sol à gravier ou sol argileux), la circulation de l'eau s'effectue plus ou moins facilement dans les pores du sol. Exceptés les cas de texture grossière, l'arrêt des grosses particules en suspension est presque immédiat.

En fonction de leur taille, les particules les plus petites peuvent pénétrer davantage en profondeur avant d'être à leur tour arrêtées par filtration. Mêmes les bactéries sont ainsi retenues

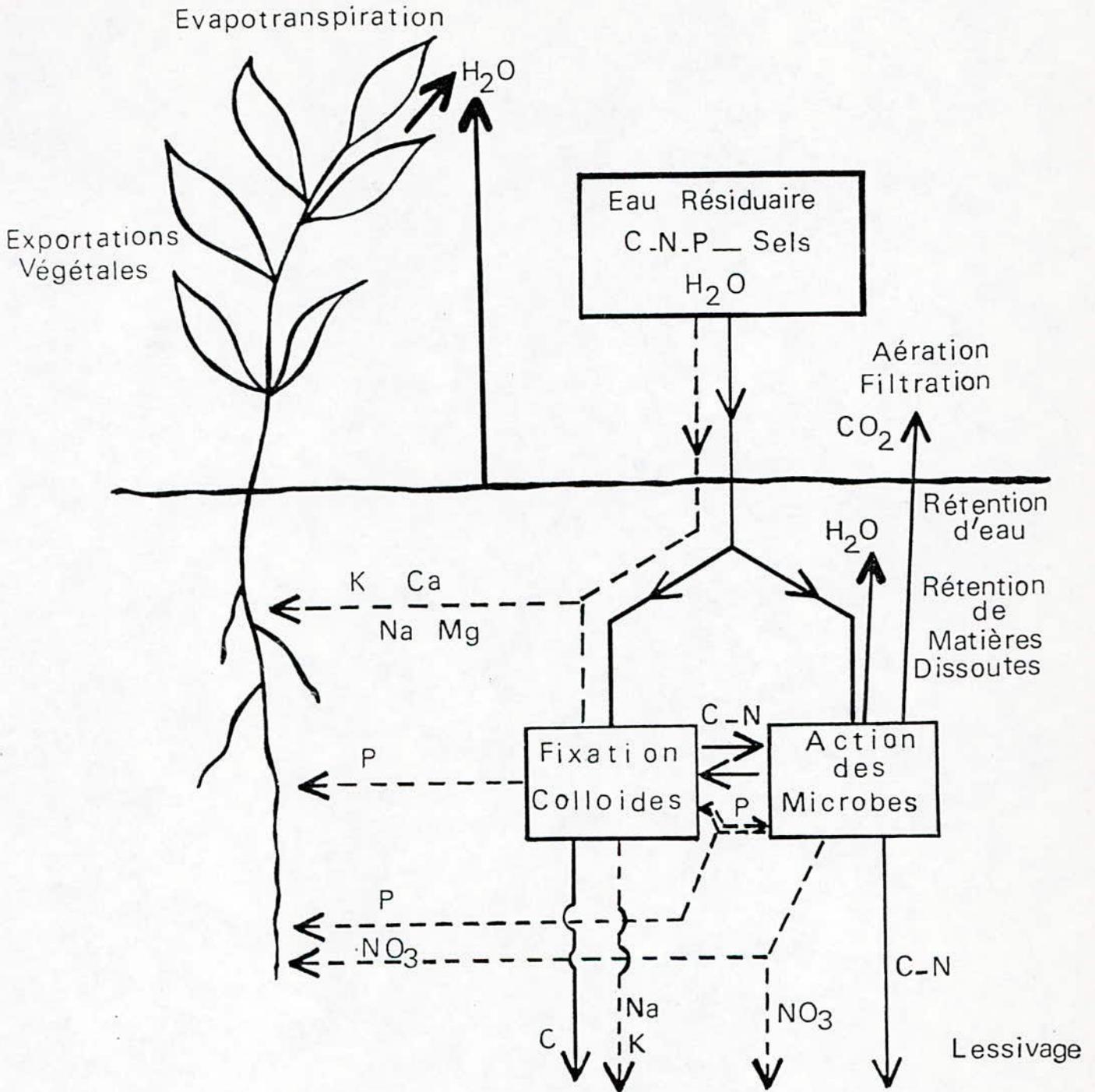


Fig. 4 : Représentation des différentes fonctions du sol, système épurateur .

par le filtre constitué par le réseau de pores du sol.

Il en résulte de cette filtration une possibilité de colmatage du sol. Ce colmatage peut être de trois natures différentes [33] .

a) le colmatage physique :

Il est dû au dépôt important de matières en suspension. Etant donné que les lixiviats de décharges présentent des teneurs en M.E.S. assez faibles, ce genre de colmatage se rencontre rarement.

b) Le colmatage chimique :

C'est le résultat de la dégradation de la structure du sol, en particulier sous l'action des ions Na^+ qu'on trouve en concentration importante dans les lessivats.

Selon J. RIOU [34] , les risques de dégradation de la structure sont appréciables lorsque le rapport d'adsorption du sodium (R.A.S.) est supérieur à 10 pour l'effluent. Ce rapport est donné par la formule suivante :

$$\text{R.A.S.} = \frac{[\text{Na}^+]}{\sqrt{\frac{[\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}]}{2}}}$$

les concentrations étant exprimées en milliéquivalents par litre. B. GILBERT [35] indique également le risque de colmatage par précipitation des sulfures qui est favorisée par les conditions anaérobies.

c) Le colmatage biologique :

La présence dans le sol de grandes quantités de matières organiques semble être à l'origine du colmatage biologique. Ce substrat est utilisé par des bactéries qui prolifèrent et obturent les pores.

Si le milieu est aérobie, ce qui est rarement le cas sous une décharge, il y a d'abord installation d'une flore aérobie qui décompose les matières organiques en suspension, et nettoie ainsi les pores colmatés. Une flore anaérobie lui succède. La lenteur de l'écoulement et la décomposition par ces bactéries de la matière organique accélèrent le colmatage. Elles rendent en effet, les

conditions encore plus anaérobies et le substrat plus facilement utilisable.

Les matières gélatineuses excrétées par les microorganismes (des polysaccharides par exemple) et la précipitation des sulfures contribuent également à ce colmatage.

Le colmatage est donc un facteur important du pouvoir épurateur du sol. Il limite la vitesse d'infiltration et pourrait permettre ainsi une bonne transformation de la matière organique.

II-4-1-2 - LA RETENTION CAPILLAIRE :

Pour qu'un liquide puisse s'infiltrer et progresser dans un milieu poreux, il faut au fur et à mesure de sa progression, qu'il mouille le terrain. La partie du liquide retenue par adsorption et rétention capillaire dans les coins des pores reste même lorsque l'écoulement s'interrompt: c'est la saturation résiduelle. Elle est fonction du liquide (viscosité, tension superficielle, etc) et du diamètre des pores du sol. Elle permet un temps de contact prolongé entre le liquide qui percole et les particules du sol, et favorise ainsi l'ensemble des échanges et réactions électrochimiques.

Le sol est un matériau poreux dont les vides représentent environ 45 % du volume. Ces pores sont occupés par de l'air et de l'eau. Cette dernière circule d'autant plus difficilement que les pores sont étroits. En chassant l'air, l'eau peut être emmagasinée en grande quantité dans le volume disponible. On considère ainsi, selon que la texture est sableuse ou limoneuse, qu'un mètre de sol peut sur un hectare, retenir 700 à 3000 m³ d'eau. Dans cette eau, sont retenus de nombreux composés chimiques dissous ainsi que certaines particules en suspension non encore filtrées.

II-4-1-3 - L'ADSORPTION :

La fixation des substances organiques et inorganiques a lieu essentiellement sur les argiles, les hydroxydes précipités et divers composés humiques [33, 35, 36, 37] .

Cette adsorption est très variable suivant le type de polluant et

le type de sol. Elle est d'autant plus importante que la surface spécifique du sol est grande. Ainsi, un sol contenant une proportion notable de matières organiques adsorbe plus que le même sol sans matières organiques.

Les sols argileux ont une surface spécifique très grande due à leur très faible granulométrie, mais leur rôle d'adsorbant entre plus difficilement en jeu du fait de leur perméabilité moindre.

II-4-1-4 - L'ECHANGE D'IONS :

Certaines substances contenues dans les terrains traversés par les lessivats peuvent donner lieu à des réactions d'échange d'ions. Ces substances sont :

- les minéraux argileux,
- les minéraux zéolithiques,
- les hydroxydes (hydroxyde ferrique en particulier),
- les substances organiques (humus par exemple).

Les argiles et l'humus donnent des colloïdes électronégatifs et peuvent donc fixer les cations des lessivats. L'alumine donne des colloïdes électropositifs et peut fixer les anions. L'hydroxyde ferrique, amphotère, peut fixer les anions ou les cations selon le pH de l'eau [38].

II-4-1-5 - LA PRECIPITATION :

Les variations des conditions physico-chimiques du milieu (température, pH, potentiel redox, etc) dans lequel s'infiltré le lessivat, peuvent conduire à la précipitation chimique des polluants principalement sous forme d'hydroxydes, de sulfures et de phosphates.

Après précipitation, le polluant est retenu par simple filtration dans le milieu poreux traversé. Dans ce cas, des réactions avec la matière organique du sol conduisent à la formation des chélates qui empêchent la précipitation de sels inorganiques.

II-4-1-6 - L'EPURATION BIOLOGIQUE :

Le sol contient naturellement des quantités considérables

de microorganismes, surtout à sa surface et dans ses premiers décimètres. On peut en trouver 1 à 2 tonnes en matière sèche par hectare [33]. Cette population microbienne utilise dans des conditions aérobies, le substrat carboné que constitue l'eau de lessivage de décharge.

II-4-2 - LA RETENTION DE QUELQUES POLLUANTS :

II-4-2-1 - LA DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE :

La capacité d'épuration du sol en matière de D.C.O. est considérable. Dans des conditions favorables, on peut estimer le pouvoir épurateur du sol à 1200 Kg/ha/J [33]. Cette épuration est essentiellement biologique. La partie minérale du sol n'a que très peu d'interaction avec les composants organiques [39].

II-4-2-2 - L'AZOTE :

Sous des conditions anaérobies, la nitrification est inhibée et la forme NH_4^+ -N prédomine. Dans des sols argileux ou des matériaux organiques, l'ammonium NH_4^+ est atténué par deux mécanismes :

- l'adsorption de l'ion NH_4^+ sur le complexe d'échange argilo-organique,
- la fixation de l'ion NH_4^+ dans le réseau cristallin des minéraux argileux.

L'adsorption de NH_4^+ sur le complexe d'échange peut être affectée par la présence d'autres cations, tels que Mg et Ca, qui se disputent les sites disponibles [40].

II-4-2-3 - LES IONS METALLIQUES :

L'ion Na^+ est généralement très peu retenu. Il est très mobile et traverse facilement le sol. Les ions K^+ et Mg^{2+} peuvent être facilement fixés sur les surfaces d'échange des argiles.

En faisant percoler des lessivats sur des argiles, GRIFFIN

et Al [39] ont observé un relarguage important de calcium (Ca^{2+}). Celui-ci semble correspondre aux augmentations des concentrations en métaux alcalins qu'on observe parfois dans les eaux souterraines, à proximité des décharges, au devant du nuage de pollution. Une balance de masse entre les cations retenus d'une part (Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Mg^{2+}) et le calcium relargué a pu être effectuée.

Certains polluants tels que les métaux lourds, sont retenus par les argiles et disparaissent de la composition finale du lixiviat. Cependant, l'atténuation des polluants et le degré de mobilité dans le sol sont limités par la saturation de l'argile. Ainsi, selon GRIFFIN et Al [41], on peut distinguer, comme indiqué dans le tableau 10, grossièrement quatre groupes de polluants en fonction de leur possibilité d'atténuation et de réaction avec le sol de la décharge. CAMBELL et Coll, ayant travaillé sur cette atténuation des polluants et sur les argiles, constatent une évolution complexe des principaux métaux [42]. Dans le tableau 11, nous reprenons l'évolution de Cu, Zn et Cd, et leurs conditions d'adsorption [42].

II-4-2-4 - CHLORURES, SULFATES, PHOSPHATES ET CARBONATES :

Les chlorures sont des anions très mobiles et ne réagissent pas avec le système sol. La très faible atténuation qu'on observe parfois, est attribuable à une dispersion physique dans le milieu poreux, et peut être due à quelques interactions sur les sites d'échange anionique des argiles et des hydroxydes, ou à d'autres réactions chimiques.

Les phosphates précipitent très facilement dans le sol avec les ions métalliques communément présents. Dans le lixiviat lui-même, les phosphates qui sont en fait présents sous forme de phosphates organiques, se transforment lors de la décomposition de la matière organique, en orthophosphates faciles à immobiliser.

Le dioxyde de carbone CO_2 issu de la décomposition biochimique, entraîne de fortes concentrations de carbonates et bicarbonates, qui précipitent.

Tableau 10 : Degrés d'atténuation des polluants [41] .

	DEGRE D'ATTENUATION	POLLUANTS
1 ^{er} groupe	Forte atténuation	Pb ²⁺ , Zn ²⁺ , Cd ²⁺ , Hg ²⁺
2 ^{ème} groupe	Atténuation moyenne	Fe ²⁺ , Si ⁴⁺ , K ⁺ , NH ₄ ⁺ , Mg ²⁺
3 ^{ème} groupe	Faible atténuation	Na ⁺ , Cl ⁻ , matière organique soluble
4 ^{ème} groupe	Phénomène de relargage	Mn ²⁺ , Ca ²⁺ , B ³⁺

Tableau 11 : Evolution des principaux métaux [42] .

	Cuivre	Zinc	Cadmium
CONDITIONS D'ADSORPTION MAXIMUM	pH = 6 par le sol le plus acide et argileux	6,3 < pH < 7,1 par le sol le plus acide et argileux	4 < pH < 5 forte mobilité dans les sols argileux et acides. La compétition est plus marquée pour Cd avec Al et Mn dans ces sols.
INFLUENCE DES AUTRES CATIONS SUR L'ADSORPTION DE L'ION CONSIDERE	- pH < 5 pas d'influence de Zn et de Cd - pH > 8 diminution de l'adsorption de Cu en présence de Zn et Cd	à bas pH	
<p>Cu s'adsorbe préférentiellement, et sa présence inhibe l'adsorption de Zn et de Cd</p> <p>Diminution générale de l'adsorption à pH > 7, parallèlement, formation de complexes organo-métalliques stables, plus facilement en présence de Ca(OH)₂ que de NaOH qui disperse plus aisément le milieu² organique</p>			

L'installation des conditions anaérobies peut favoriser le développement d'une microflore responsable de phénomène de réduction tel que la sulfato-réduction qui réduit les sulfates en sulfures précipitables [37] .

II-4-2-5 - LA RETENTION DES GERMES :

Le sol possède en général un pouvoir d'arrêt important sur les germes.

Il semble que la filtration soit le phénomène prépondérant pour la rétention des bactéries [33, 43] . Celles-ci se déplacent également très peu dans le sol non saturé (quelques dizaines de centimètres).

Par des analyses bactériologiques, R.K. HAM [44] a pu quantifier la rétention de certains germes au niveau de la couche superficielle dans un sol. L'ensemble des résultats, exprimés en microorganismes par millilitre, est donné par le tableau 12.

Tableau 12 : Rétention des bactéries par un sol de texture sableuse moyenne à fine.

	Coliformes totaux	Streptocoques		Germes totaux
		fécaux	totaux	
Lessivat brut	$3,3 \cdot 10^2$	43	$2,1 \cdot 10^2$	$24 \cdot 10^5$
Colonne 5 cm	$2,0 \cdot 10^2$	1	35,0	$97 \cdot 10^4$
Colonne 15 cm	3,0	1	1,0	$62 \cdot 10^3$
Colonne 30 cm	1,0	1	1,0	$52 \cdot 10^1$

Le seul mécanisme de rétention qui peut jouer dans le cas des virus, est celui de l'adsorption. Celle-ci s'opère surtout sur les argiles, dans les tous premiers centimètres du sol.

II-5 : PROPAGATION DE LA POLLUTION DANS LA NAPPE

II-5-1 - REPARTITION DE L'EAU DANS LE SOL :

Le niveau piézométrique de la nappe aquifère délimite deux zones, la zone sus-jacente et la zone sous-jacente.

II-5-1-1 - LA ZONE SUS-JACENTE :

C'est la zone d'aération qui comprend trois zones distinctes :

- Une sous-zone supérieure, dite zone d'évapotranspiration ou de non saturation, où l'eau peut retourner à l'atmosphère, soit par évaporation directe, soit par absorption par les plantes. Elle renferme l'eau hygroscopique et l'eau pelliculaire. Son épaisseur moyenne varie de quelques décimètres à 2 - 3 mètres [45] .

- Une sous-zone intermédiaire, non saturée, dite zone de rétention, Son épaisseur moyenne varie de quelques décimètres à 2 mètres mais elle peut atteindre 20 mètres ou manquer complètement.

- Une sous-zone inférieure, saturée, dite zone ou frange capillaire. Elle suit les fluctuations du niveau piézométrique. Elle renferme l'eau de rétention et l'eau capillaire continue. De quelques décimètres dans les terrains très perméables, son épaisseur atteint au maximum 3 à 4 mètres dans les terrains très peu perméables.

II-5-1-2 - LA ZONE SOUS-JACENTE :

Elle représente la zone de saturation où règnent les conditions d'anaérobiose. C'est le domaine des eaux souterraines. Cette zone renferme :

- l'eau hygroscopique, l'eau pelliculaire (eau de tension superficielle) et l'eau capillaire isolée (ou suspendue) qui constituent l'eau de rétention,

- l'eau capillaire continue (ou soutenue),

- l'eau gravifique libre.

Cette répartition de l'eau dans le sol est illustrée en figure 5 .

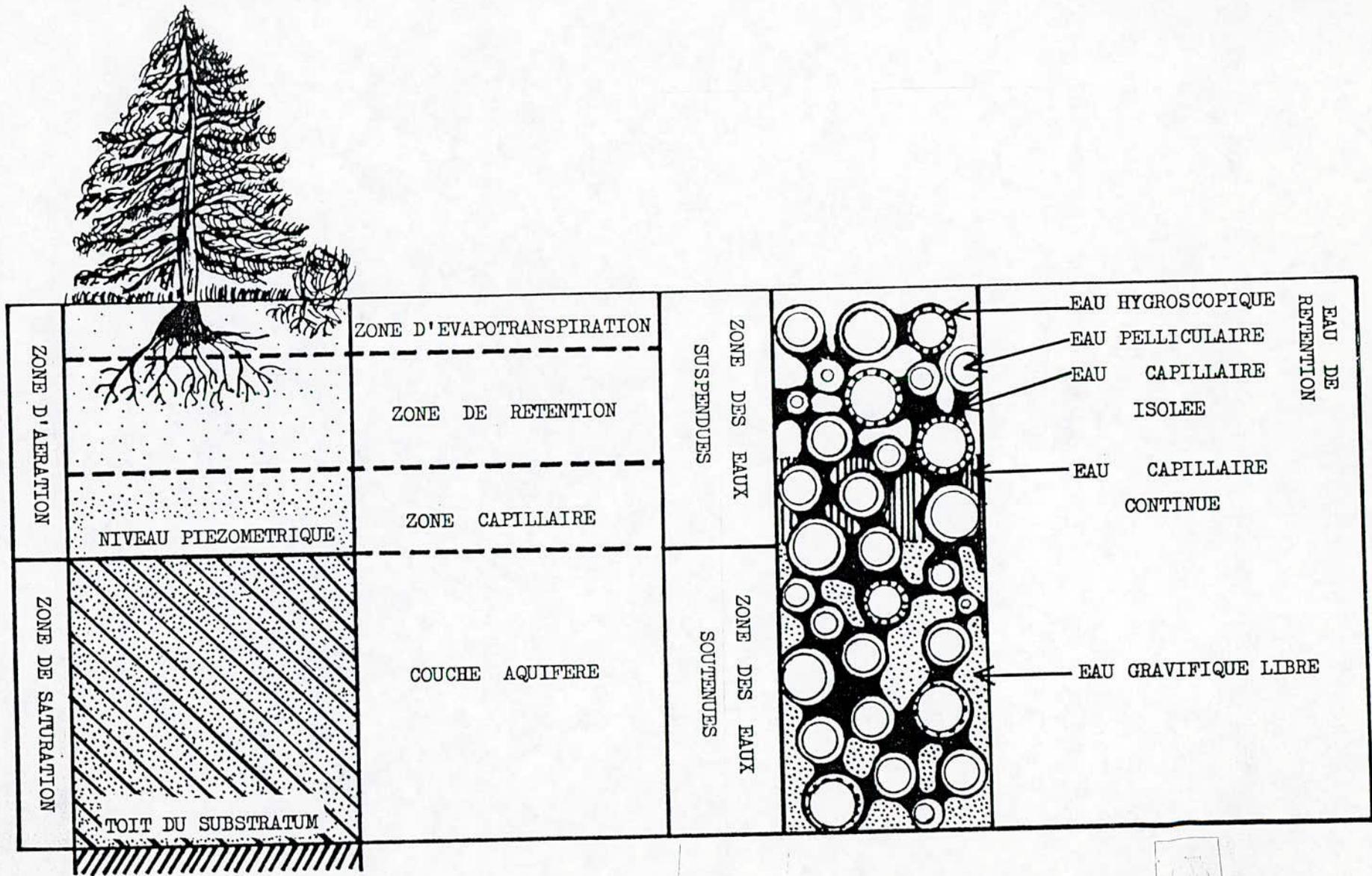


Fig. 5 : Zonalité sol / eau souterraine [45] .

II-5-2 - PROPAGATION DE LA POLLUTION DANS LA NAPPE :

Avant d'arriver à la surface phréatique, le lessivat percole à travers le sol insaturé. Ce transport est principalement vertical et devient approximativement horizontal dans la direction d'écoulement régional de l'eau souterraine.

Dans la zone non saturée du sol, il existe une certaine humidité dont la distribution de haut en bas, varie dans le temps suivant les apports de l'infiltration (fig. 5) .

Comme il a déjà été mentionné au paragraphe II.4.1.2, la rétention capillaire est d'autant plus grande que le sous-sol du dépôt est sec. S'il est déjà humide, le lixiviat parviendra plus rapidement dans la nappe avec une charge polluante plus grande et ce, malgré la dilution entre le lixiviat et l'eau capillaire initiale.

Suivant les conditions du climat et du site de dépôt, on devra jouer sur l'humidité des ordures de façon à favoriser la biodégradation, sans dépasser un seuil au delà duquel se produit un lixiviat assez important pour franchir la zone non saturée et parvenir dans la nappe [46] .

Enfin, le comportement des lixiviats en zone saturée et non saturée d'aquifères poreux peut se résumer ainsi :

- La biodégradation organique peut être considérable dans une décharge saturée. Les ions NH_4^+ persistent dans ces conditions, les ions SO_4^{2-} et NO_3^- sont réduits.

- L'eau souterraine oxygénée semble être bénéfique pour dégrader rapidement les composés (oxydation des sulfures et des ammoniums respectivement en sulfates et nitrates).

II-6 : TOXICITE ET POLLUTION

II-6-1 - TOXICITE DES LESSIVATS :

Outre les métaux lourds et certains composés minéraux tels que l'ammoniaque, extrêmement nocif pour les poissons à des doses réduites, il existe un grand nombre de micropolluants comme les

détergents, les hydrocarbures et surtout les pesticides qui représentent, à des concentrations même très faibles, un danger réel pour la faune sinon directement pour l'homme.

La toxicité est une notion qui veut intégrer l'ensemble de ces paramètres. On utilise pour cela des sujets que l'on soumet à des doses variables de polluants.

Afin de situer le risque présenté par les lessivats, CAMERON et KOCH [47] ont réalisé sur des truites arc en ciel des tests de toxicité normalisés. Ils ont utilisé à cet effet des lessivats de cases lysimétriques contenant des ordures. Ceux-ci se sont avérés très toxiques, la concentration létale à 50 % au bout de 96 heures étant de 0,06 à 38 % en volume total d'eau de lessivage.

Pour des lessivats de décharge, cette toxicité était un peu moindre : de 5 à 7 % en volume. Cette diminution semble être due à des phénomènes de dilution et d'atténuation naturelle. Une décroissance de la toxicité avec le temps a été observée, décroissance qui s'accélérait quand augmentait le lessivage (fig. 6) .

Les lessivats apparaissent donc malgré tout comme un milieu toxique.

Divers agents potentiels de toxicité ont été facilement identifiés. Cependant, des phénomènes de synergie et d'antagonisme semblent intervenir et modifier considérablement les seuils de toxicité de chacun d'entre eux.

II-6-2 - LES RISQUES DE POLLUTION PAR LES LESSIVATS :

La contamination des eaux souterraines par les lessivats peut être due à des substances spécifiques telles que :

- les pesticides, les hydrocarbures et les composés aromatiques aux propriétés cancérogènes reconnues,
- les substances minérales qui peuvent augmenter la dureté de l'eau . Divers cations (Fe^{2+} , Mn^{2+}) et anions (Cl^{-} , SO_4^{2-} , NO_3^{-}) altèrent la qualité de l'eau.
- les métaux lourds dont le risque provient de leur caractère cumulatif. On estime que la teneur moyenne en métaux lourds des percolats est de dix à trente fois supérieure aux normes de

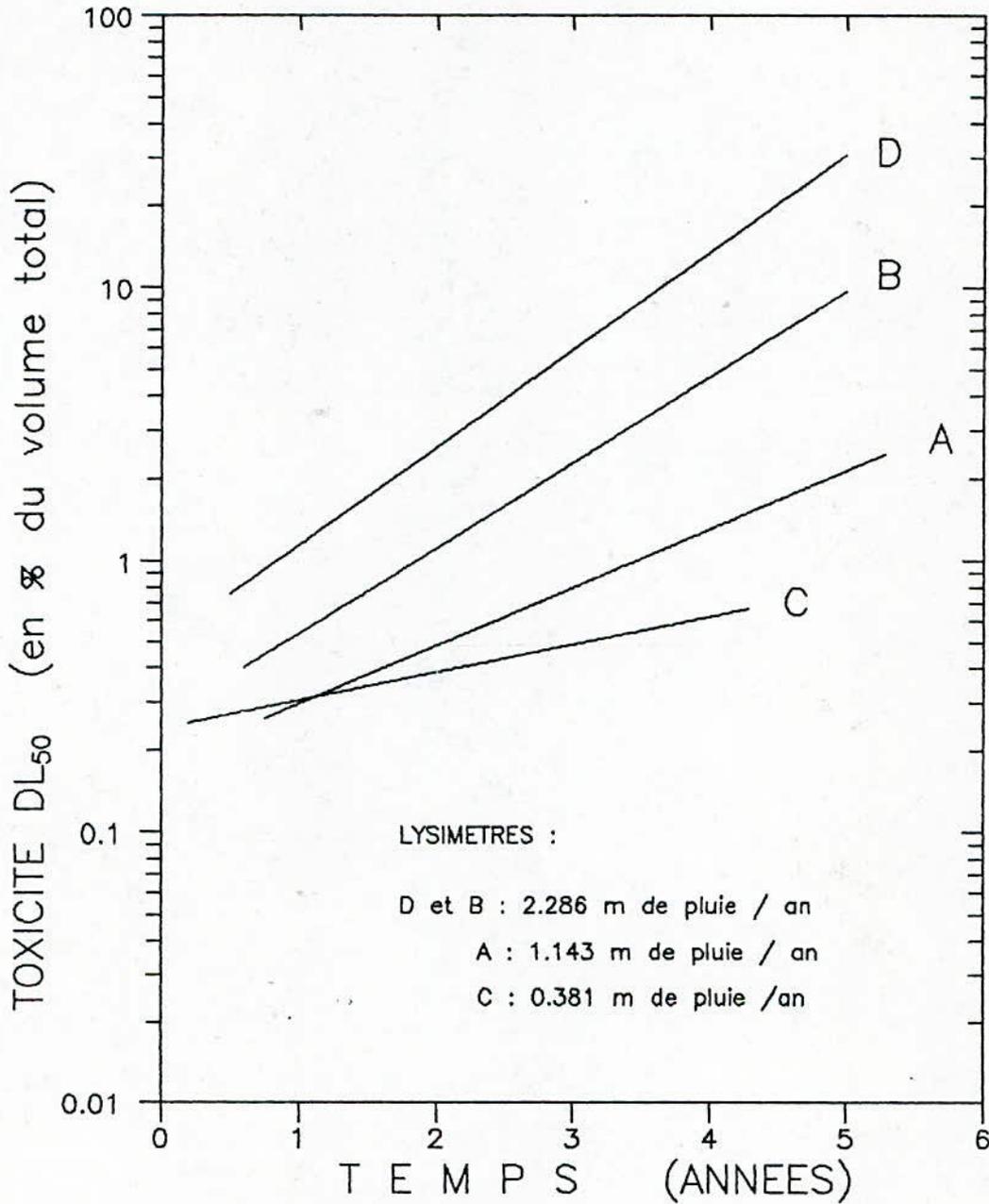


Fig. 6 : Evolution de la toxicité de lessivats de décharges dans le temps pour différentes pluviométries, (d'après MM. Cameron et Koch).

potabilité. De par l'importante rétention dans le sol, les métaux lourds se retrouvent à de faibles concentrations dans les eaux souterraines. Leur entraînement en profondeur devient cependant plus facile, s'ils forment des chélates solubles avec la matière organique du sol.

Nous regroupons dans le tableau 13 des indications de toxicité, de normes des eaux potables et quelques ordres de grandeur des teneurs de métaux trouvés dans différents percolats, d'origines et de composition diverses.

Tableau 13 : Les métaux lourds: risques, normes de potabilité et teneurs observées dans des lessivats [30] .

M E T A L	TOXICITE ET RISQUES	NORMES (C.E.E) Eau potable	Essais de MM.		Décharges de		C.T. GREF
			ROVERS & FARQUHAR	CHIAN & DEWALLE	CHATEAU- BRIAND	SABLE	
Pb	Saturnisme. Dose journalière admissible: 0,5 mg environ . S'accumule dans le sang, les os et le foie .	50		500 à 1000	1000	520 à 590	800 à 1000
Hg	Extrêmement toxique. Se concentre tout au long de la chaîne alimentaire. Dose hebdomadaire admissible : 0,3 mg .	1				7 à 48	50 à 60
Cd	Poison cumulatif, se concentre dans le foie et les reins. Inhibe la respiration cellulaire. Dose mortelle pour l'homme: 0,4 g .	5	700	< 50	< 10 à 100	70 à 110	100 à 225
Cr	Ses effets sont discutés. Très toxique pour les organismes inférieurs.	50	100 à 300		600	< 20	70 à 290
Zn	Non toxique pour l'homme, il l'est pour les poissons. Dose létale en 48 heures DL50: 1mg/l.	5000*	15000 à 20000	100 à 170000		100 à 400	34000 à 49000
Ni	Peu dangereux pour l'homme. Phytotoxique.	50	400 à 900			50 à 70	180 à 210
Cu	Toxique à de fortes doses pour l'homme. Dangereux pour la faune et la flore à partir de 0,1 mg/l.	50	300 à 450	200 à 9000	220 à 400	20 à 40	700 à 10000

(*) : pour la France.

Les concentrations sont exprimées en µg/l .

Chapitre III :

COMPORTEMENT ET EVOLUTION
DES DECHETS
MIS EN DECHARGE

Le comportement des déchets industriels en décharge, soit seuls, soit en mélange avec les ordures ménagères (c'est le cas le plus fréquent), a été peu étudié en sites réels de décharges, tant, il est vrai, sont nombreux et complexes, les facteurs pouvant influencer directement ou indirectement sur ce comportement. En effet les déchets mis en décharge peuvent soit réagir entre eux physiquement, chimiquement, ou biologiquement, soit aussi réagir avec le milieu où ils sont entreposés. Enfin, le mode de dépôt jouera également un rôle important sur la nature des phénomènes de dégradation au sein du dépôt et sur la vitesse d'évolution de divers déchets en présence [40] .

Nous essayons dans les paragraphes suivants, de résumer les interactions et phases d'évolution les plus connues.

III-1 : INTERACTIONS DECHETS / DECHETS

La mise en décharge devrait, de par sa vocation même, être réservée aux déchets non évolutifs dans le temps [20] . A cet égard, il convient d'interdire la mise en décharge de produits dont les risques seraient incontrôlables (produits explosifs, volatils, instables, oxydants, etc). Ainsi par exemple, la mise en décharge conjointe d'acides usés et de solutions cyanurées ou sulfurées peut produire le gaz cyanhydrique ou sulfurique très toxiques.

Au niveau de l'exploitation, on devrait séparer les produits réducteurs des oxydants et limiter les produits organiques dont certains seraient susceptibles d'évoluer dans le temps et dont on ne maîtrise pas le degré d'évolution.

Parfois les réactions entre déchets sont d'un apport favorable à la mise en décharge. C'est le cas de plusieurs déchets acides ou basiques qui, par autoneutralisation lors du mélange, deviennent des déchets admissibles, bien qu'ils ne le soient pas séparément. C'est ainsi qu'on observe souvent la mise en décharge de déchets industriels avec les ordures ménagères qui ont une capacité tampon vis à vis des acides [11].

Parallèlement à l'autoneutralisation, on peut avoir des phénomènes

d'absorption au niveau des déchets. Certains produits tels que les huiles et les graisses s'absorbent sous forme de films à la surface des déchets et les protègent du milieu aqueux et des éventuelles réactions possibles avec ce milieu. Cependant, lorsque la capacité d'absorption est dépassée, il y aura migration d'huile dans la zone non saturée [40].

Outre ces réactions internes aux déchets, on peut avoir aussi des phénomènes de précipitation et de complexation. En général, quel que soit le site étudié, le pH se situe entre 6 et 8,5, et en tenant compte de la solubilité des hydroxydes des métaux, on observe que Fe^{3+} , et Cr^{3+} précipitent. Il reste aussi toujours des quantités notables en solution pour Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , et Cd^{2+} . Par contre, une partie de l'aluminium déjà solubilisé se redissout et forme des ions aluminates. Il faut aussi tenir compte des carbonates et bicarbonates qui jouent en décharge un double rôle. En effet, ils permettent d'une part au lixiviat de conserver son pouvoir tampon, et d'autre part, ils favorisent la précipitation des métaux sous forme de carbonates.

III-2 : PROCESSUS A L'INTERIEUR DES DEPOTS D'ORDURES

Les substances déchargées subissent dans les dépôts le processus naturel de vieillissement et de décomposition.

Le vieillissement aboutit à une élévation de la compacité du matériau ainsi qu'à des transformations des substances organiques et inorganiques. Ainsi la décomposition microbienne aérobie initiale à l'intérieur du dépôt, se transforme petit à petit, sous des conditions anaérobies prédominantes [48].

Dans ces circonstances apparaissent des acides gras, des aldéhydes et des alcools comme produits intermédiaires de cette décomposition. Parallèlement, il y a formation des sulfures métalliques qui noircissent les éléments déposés au même endroit.

Les ions des métaux lourds peuvent aussi être liés par de l'acide silicique sous forme de silicates, par des acides humiques sous forme d'humates et par des ions phosphates pour donner des

phosphates de métaux lourds.

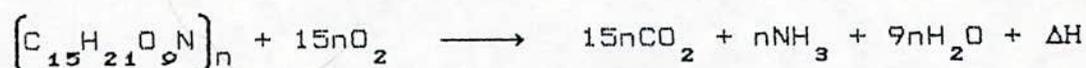
Des résidus de combustion apportés sur place peuvent se solidifier par prise hydraulique. L'hydroxyde de calcium présent se transforme avec le CO_2 , en carbonate de calcium pendant que d'autres matériaux sont enfermés dans le calcaire résultant.

III-3 : PROCESSUS DE FORMATION DES MATIERES POLLUANTES

La nature des processus biochimiques de dégradation est liée aux conditions régnant dans et sur la décharge [49]. La décomposition de la matière organique passe généralement par trois phases de dégradation.

III-3-1 - LA FERMENTATION AEROBIE :

Les microorganismes aérobies présents dans les déchets ou dans le milieu naturel amorcent la dégradation suivant la réaction:



où $\left[\text{C}_{15} \text{H}_{21} \text{O}_9 \text{N} \right]_n$ représente la formule globale de la matière putrescible des décharges [50].

Pour 60 à 80 % de matières organiques dans les décharges, la production d'eau métabolique après oxydation totale par voie aérobie, est d'environ 330 litres par tonne de matière sèche, ce qui n'est pas négligeable. Mais cette quantité d'eau est facilement éliminée par évaporation, dans la mesure où la température d'équilibre est de 40 à 60°C pour les décharges d'ordures brutes, et atteint 70°C pour les décharges d'ordures broyées. Cette phase est souvent appelée thermophase pendant laquelle l'eau, riche en CO_2 , dissout à son tour les sels solubles tels que NaCl, qui sont présents dans les ordures.

III-3-2 - LA PHASE TRANSITOIRE :

Au moment où la quantité d'oxygène devient insuffisante,

le premier stade de décomposition anaérobie devient dominant; les microorganismes anaérobies facultatifs décomposent la matière organique. On assiste à une énorme production de CO_2 et d'acides organiques à l'origine d'odeurs nauséabondes (acides gras volatils). Le résultat est alors un lessivat de bas pH, qui contient de grandes quantités de matières organiques partiellement dégradées [50]. La demande chimique en oxygène (D.C.O.) augmente suite à la dissolution des matières organiques. Les matières inorganiques sont dissoutes et la conductivité augmente.

III-3-3 - LA FERMENTATION ANAEROBIE [43] :

Toute décharge évolue normalement vers l'anaérobiose, car en se tassant, elle devient imperméable à l'air. A ce stade, la température diminue et la teneur en gaz carbonique, en augmentant, favorise l'apparition de bactéries anaérobies facultatives puis de bactéries anaérobies strictes.

La dégradation anaérobie se fait en deux phases :

- une phase de liquéfaction avec transformation des molécules organiques en acides gras, sels et gaz,
- une phase de méthanisation où les acides gras sont décomposés en méthane. Cette deuxième phase est exothermique entre 20 et 70°C.

Il existe en fait deux étapes de dégradation, une étape thermophile, en général entre 10 et 25 jours après la mise en décharge, la température variant entre 40 et 70°C, puis une étape mésophile au-delà de 25 jours, où la température retombe entre 20 et 30°C.

Cette dégradation présente l'avantage de produire du méthane (biogaz), éventuellement utilisable. La teneur en CH_4 dans le gaz peut varier entre 40 et 60 % en volume. La production de méthane peut durer plus d'une dizaine d'années.

Comme pour la dégradation aérobie, la décomposition n'est jamais totale; aussi, de nombreux métabolites apparaissent et se solubilisent dans l'eau de percolation.

De plus, la température étant relativement faible, il n'est pas possible d'éliminer les eaux en excès par évaporation. Il apparaît

alors une accumulation des eaux en fond de décharge avec un risque de pollution des eaux souterraines.

III-3-3-1 - ETAPES DE LA BIODEGRADATION :

En fonction des transformations effectuées par les différentes populations bactériennes anaérobies, on peut considérer quatre étapes :

- l'hydrolyse de la matière organique,
- l'acidogénèse,
- l'acétogénèse,
- la méthanogénèse.

La figure 7 ci-dessous illustre les diverses étapes de la dégradation anaérobie.

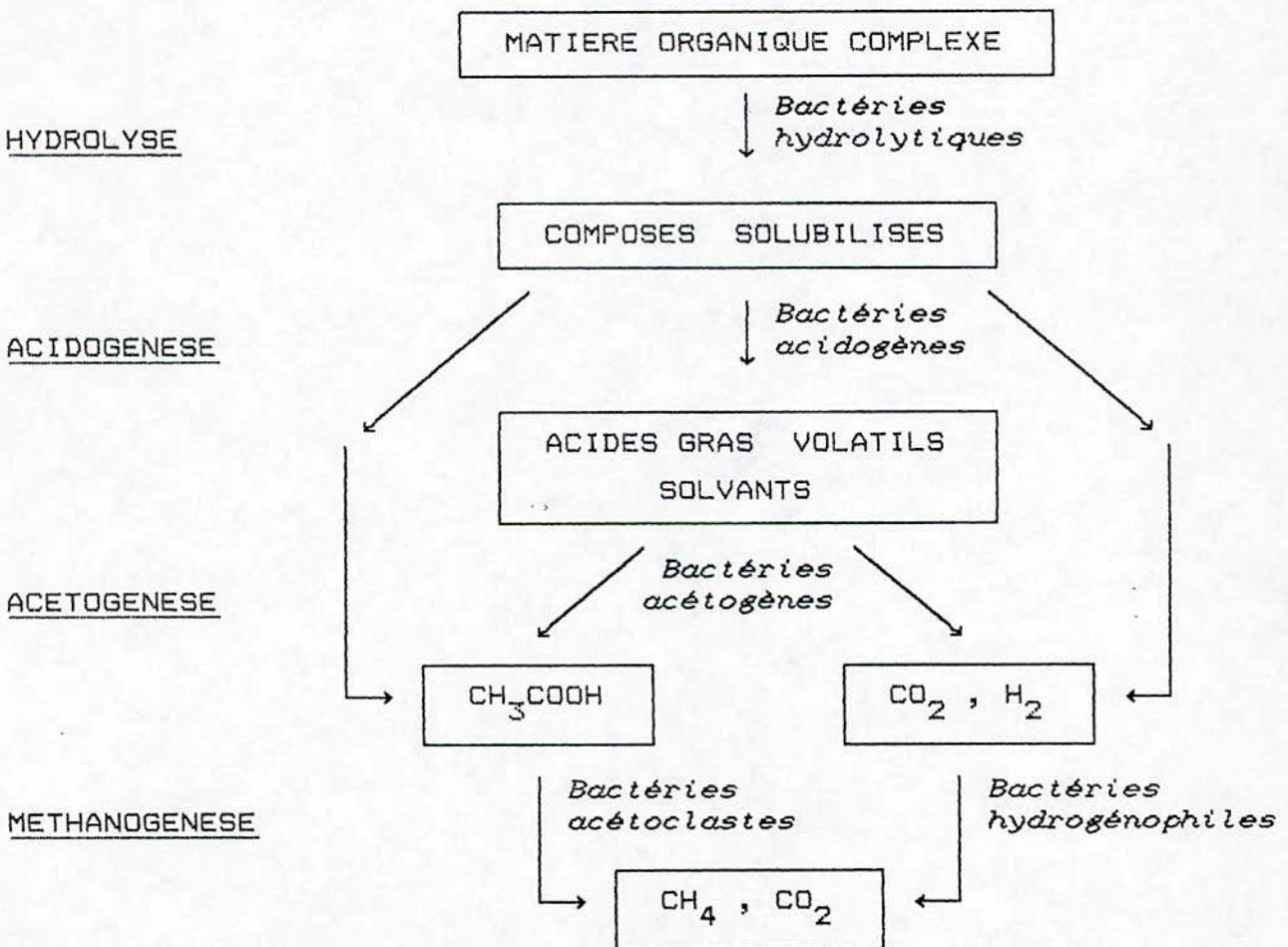


Fig. 7 : Etapes biochimiques de la dégradation anaérobie de la matière organique [28] .

a)- Hydrolyse de la matière organique :

C'est une dépolymérisation des molécules complexes comme les protides, les glucides et les lipides.

Au cours de leur croissance, les bactéries vont se nourrir de ces molécules en les décomposant en molécules solubles plus simples, acides aminés, acides gras, etc.

b)- L'acidogénèse :

De nombreuses espèces bactériennes anaérobies facultatives ou strictes participent à cette deuxième étape qui s'effectue selon deux voies.

Les petites molécules issues de l'hydrolyse de la matière organique sont transformées directement en composés précurseurs de méthane (acétate, propionate, butyrate, valérate), en hydrogène et gaz carbonique.

La deuxième voie se caractérise par la formation des alcools comme le méthanol et l'éthanol et surtout des acides gras: butyrique, propionique et formique (acides monocarboxyliques à courte chaîne linéaire saturée).

Cette étape qui aboutit à l'abaissement du pH risque de provoquer une resolubilisation de certains métaux. Ces métaux peuvent ensuite subir une complexation par les acides humiques ou fulviques.

c)- L'acétogénèse :

Cette phase est réalisée par les bactéries anaérobies strictes. Les acides gras et les alcools formés dans la phase précédente sont convertis en acétates, gaz carbonique et hydrogène. La majorité des acides gras est transformée en acide acétique CH_3COOH [22]. La quantité d'acides gras volatils va donc diminuer au cours de cette phase.

d)- La méthanogénèse :

C'est la phase finale de la dégradation anaérobie au cours de laquelle l'acide acétique et le méthanol sont transformés en méthane et en gaz carbonique qui lui même sera réduit en méthane.

III-3-3-2 - FACTEURS INFLUENTS LA DEGRADATION ET LA PRODUCTION DE METHANE [51] :

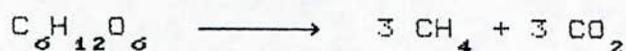
Les conditions de dégradation et de la production de méthane sont régies par plusieurs paramètres.

a)- La nature du substrat :

Les substrats nutritifs doivent apporter les éléments chimiques qui constitueront le matériel cellulaire ainsi que ceux nécessaires aux activités enzymatiques et aux systèmes de transport.

La présence et l'abondance du carbone, de l'azote, de l'oxygène, de l'hydrogène, du phosphore et du soufre dans la composition des substances organiques du substrat sont déterminantes pour le rendement en gaz de fermentation. On distingue ainsi trois grands types de molécules contenant ces différents éléments :

- les glucides dont la composition permet d'obtenir un mélange gazeux composé de méthane et gaz carbonique en proportions égales:



- les protides qui forment de riches molécules en azote en se fractionnant en acides aminés puis en méthane, gaz carbonique, ammoniac et hydrogène sulfuré en quantités variables.

- les lipides qui se dégradent en glycérol et acides gras libres et qui subissent par la suite la méthanisation.

Les déchets organiques contenus dans les ordures ménagères sont constitués par un mélange variable de ces trois grands types de molécules. La qualité et la quantité du gaz produit dépendent de leurs proportions respectives.

Lorsque le rapport C/N est proche de 30, la production de gaz est maximale et le pourcentage en méthane est élevé. Si ce rapport est supérieur à 35, la décomposition est lente par déficience en azote. Par contre si le rapport est faible (inférieur à 5), l'azote est libéré sous forme d'ammoniac. Le besoin en phosphore est optimum pour un rapport C/P égal à 150.

b)- Le pH :

Le pH est un indicateur du type de dégradation ayant lieu ainsi que des produits de dégradation formés. En fermentation, on observe deux phases successives. La première se caractérise par une diminution du pH aux environs de 6, la seconde par une remontée du pH et sa stabilisation aux environs de 6,5 - 7,5.

La baisse du pH est due à l'activité des bactéries acidogènes qui libèrent très rapidement des acides gras volatils dans le milieu. Les bactéries méthanogènes qui ont des taux de croissance plus faibles que les premières vont induire la remontée et ainsi former l'acide acétique.

L'influence de la concentration en acides gras volatils sur la variation du pH des percolats de décharge est montrée dans le graphique donné en figure 8 [11].

c)- Le potentiel rédox :

La fermentation anaérobie produisant des métabolites chimiquement réducteurs (sulfures), le milieu deviendra de plus en plus réducteur sous l'effet d'une diminution du potentiel rédox. Plus le potentiel rédox devient négatif, et plus le milieu tend vers l'anaérobiose.

d)- l'humidité :

L'humidité du milieu est un paramètre important pour le mécanisme de la méthanisation. Un taux d'humidité trop élevé conduit à une hydrolyse excessive des déchets, se traduisant par une accumulation trop importante d'acides gras volatils qui font baisser le pH et inhibent la méthanogénèse. Ces acides restent alors dans le lixiviat et leur taux peut atteindre une charge encore plus importante lorsque le contact entre l'eau et les déchets est intime et le temps de contact long [15].

e)- Dimension et compactage des déchets :

Il existe une relation entre, d'une part, la production de gaz et d'autre part, la dimension et la densité des déchets. Ces deux facteurs influent de manière antagoniste.

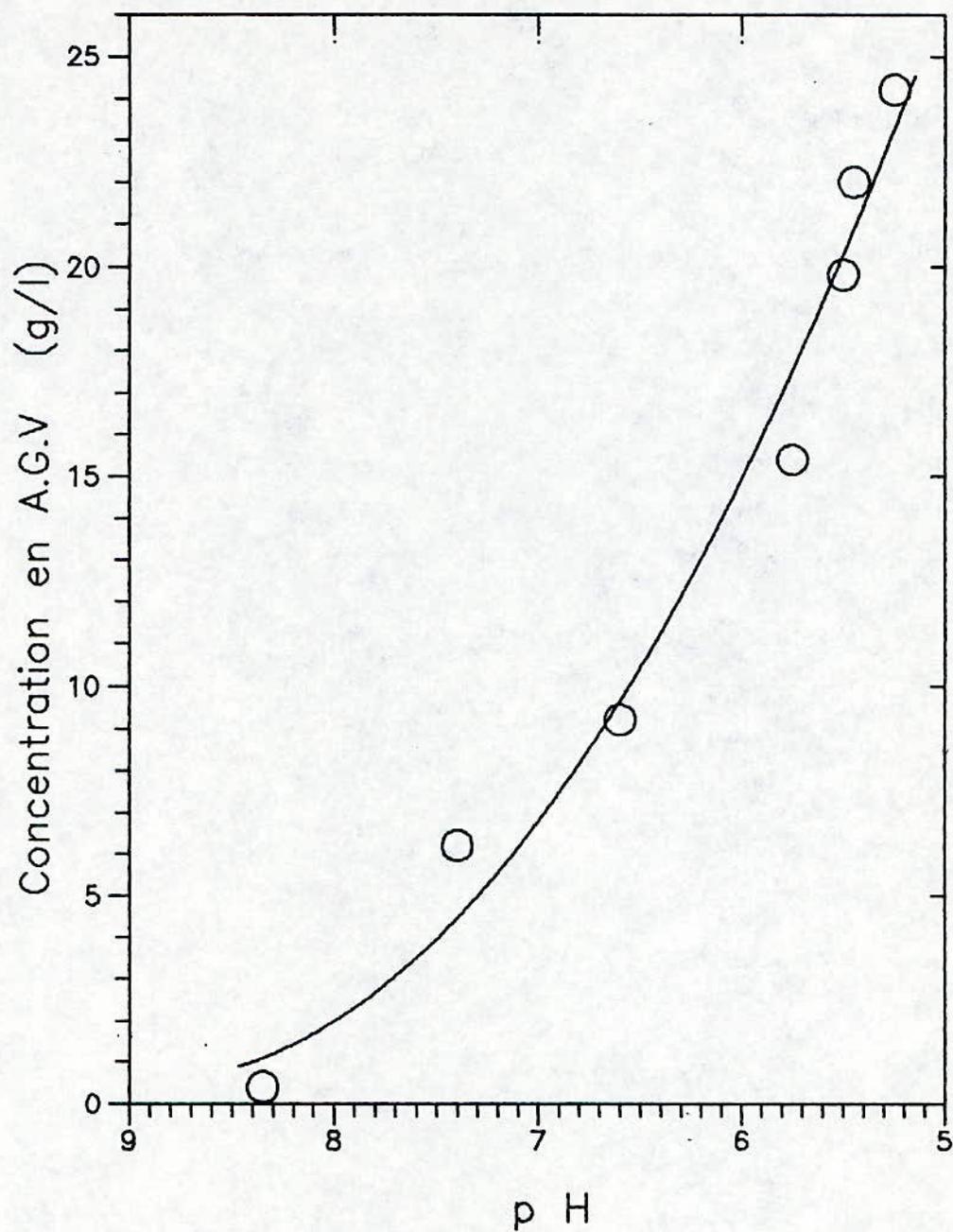


Fig. 8 : Concentrations en acides volatils en fonction du pH [11] .

En général, une diminution de la taille des déchets induit une augmentation de la productivité en gaz. Par contre, l'augmentation de la densité fait décroître le taux de production de gaz car la compaction diminue la surface d'échange entre les déchets et les bactéries.

f)- Les inhibiteurs :

Ces inhibiteurs influent principalement sur la dégradation anaérobie. Les principaux inhibiteurs sont les métaux lourds, l'ammoniaque à des teneurs supérieures à 1500 mg/l, et les hydrocarbures chlorés tels le chloroforme qui, à faible concentration, réduit de 20% la production de gaz [52] .

III-3-3-3 - REALITES SUR LE TERRAIN :

Sur le terrain, le processus de dégradation peut se dérouler en quelques mois seulement après le début de la mise en dépôt, avant même la fin du comblement de la décharge et la mise en place de la couverture étanche.

Les différentes populations bactériennes (bactéries hydrolytiques, acidogènes et méthanogènes) s'équilibrent lorsque le milieu est favorable à leur développement (absence d'acides gras volatils, température du lixiviat de 35 °C, pH compris entre 7,0 et 7,5). Ceci se traduit par une stabilisation très nette de la composition du biogaz entre 50 et 55 % de méthane, et 50 et 45 % de gaz carbonique [22] .

Une tonne de déchets bruts (ordures ménagères) produirait au cours des premières années de sa mise en décharge, 30 à 50 m³ de méthane selon la teneur en matières volatiles totales (M.V.T.). Cette production correspond à la dégradation de la fraction des matières organiques facilement fermentescible .

Face à ces phénomènes, il faut noter deux points importants :

- la production de gaz ne sera effective que si la dégradation des matières organiques se poursuit jusqu'à la méthanogénèse.

La production d'inhibiteurs, favorisée entre autre, par la mixité de certaines catégories de déchets, peut bloquer le processus au

cours d'une des phases préliminaires.

Les risques de pollution résident essentiellement dans les dégagements non maîtrisés de ces gaz.

Pour palier à cette nuisance potentielle, il sera nécessaire d'équiper la décharge de buses de captage et de traitement des gaz.

- La composition du biogaz et celle du lixiviat sont étroitement liées puisqu'elles dépendent directement des processus de dégradation de la matière organique.

III-4 : EVOLUTION DANS LE TEMPS DE LA QUALITE DES LIXIVIATS

Les différentes transformations que traverse une décharge influent sur la nature du lixiviat qui évolue en fonction de l'âge de la décharge dont il est issu.

III-4-1 - LA MATIERE ORGANIQUE :

La charge organique des lixiviats est composée en grande partie par les acides gras volatils libres et divers composés organiques [53, 54] .

Les premiers mois après la mise en décharge, lors des phases d'hydrolyse et de l'acidification qui solubilisent les molécules organiques complexes, on observe une forte montée de la D.C.O. . Les éléments formant alors la charge polluante sont essentiellement les acides gras volatiles. Au cours du temps et après dégradation des acides gras, cette D.C.O. diminue.

La même tendance est observée avec la mesure de la D.B.O₅ . En effet, si la D.B.O₅ peut représenter jusqu'aux trois quarts de la D.C.O. dans les premiers temps d'existence de la décharge, il n'est pas rare, lorsque celle-ci prend de l'âge, qu'elle n'en représente plus que quelques pour cents [53] .

III-4-2 - LE pH :

Le pH a, dans un premier temps, des valeurs proches de la neutralité, puis, il chute jusqu'à des valeurs comprises entre 5,5

et 6 . Il revient ensuite en quelques mois autour de 7 .
On remarque que le pH varie à peu près à l'inverse de la D.C.O. .
Le pH minimum est obtenu pendant la période de la production
d'acides gras volatils, lors de la première phase de décomposition
anaérobie.

On peut noter que le pH est, comme la plupart des autres
paramètres d'ailleurs, fortement influencé par l'intensité du
lessivage. Aux périodes de faible lessivage, correspondent des
périodes de pH instable, et aux périodes de fort lessivage, celles
de pH plus uniforme.

Nous pouvons dire en fin de compte, qu'une décharge est un
ensemble de microenvironnements juxtaposés qui peuvent être
simultanément à des stades de décomposition différents.

La décharge prenant de l'âge, on peut cependant s'attendre à une
uniformisation et à un ajustement plus strict du schéma
d'évolution que nous venons de présenter ci-dessus.

Chapitre IV :

LA DECHARGE
DE
O U E D - S M A R

IV-1 : PROBLEME DES DECHETS EN ALGERIE

La croissance démographique et la forte urbanisation engendrent en Algérie des quantités de déchets de plus en plus importantes. Cette croissance se répercute sur la bonne gestion de ces déchets qu'on n'arrive plus à maîtriser et qui posent de multiples problèmes. L'exemple d'Alger est à cet effet, significatif, où les quantités de déchets ont connu l'évolution suivante:

1960 :	200 tonnes / jour,
1962 :	306 tonnes / jour,
1984 :	1200 tonnes / jour,
1990 :	1600 tonnes / jour.

La composition qualitative moyenne de ces déchets et leurs caractéristiques physico-chimiques sont spécifiques au mode de vie et de consommation de la région considérée. Plusieurs analyses ont été réalisées afin d'obtenir une estimation plus ou moins exacte, de la qualité des déchets algériens [18, 55, 56] .

Nous présentons dans le tableau 14 la composition des déchets de la ville d'Alger et de Blida .

L'ensemble des caractéristiques physico-chimiques est représenté dans le tableau 15.

Tableau 14 : Composition des déchets des villes d'Alger et de Blida [55, 56] .

M a t i è r e s	P o i d s (%)	
	Alger	Blida
Matières organiques	79,86	62
Matières plastiques	03,61	6,0
Papiers, cartons	12,50	1,5
Textiles	01,25	1,0
Verre	00,83	1,0
Métaux	01,25	6,0
Inertes	00,70	18,0

Tableau 15 : Caractéristiques physico - chimiques des déchets des villes d'Alger et de Blida [18, 56] .

Paramètres	pH	Teneur en eau (%)	Matières sèches (%)	Matières volatiles (%)	Cendres (%)	C (%)	N (%)	C/N
Alger	6,2	66	34	87,86	12,14	56,85	1,32	43
Blida	6,5	62	38	78,3	21,7	39,4	0,8	49

A titre comparatif, nous présentons dans le tableau 16, les caractéristiques générales des ordures ménagères de quelques villes dans le monde [6] .

Tableau 16 : Caractéristiques générales des ordures ménagères de quelques villes importantes réparties dans le monde [6]

Villes → Paramètres ↓	LONDRES	ROME	PARIS	ALGER	RABAT	ISTAM-BOUL	OUAGA-DOUGOU	CAL-CUTA
kg/hab/jour	0,90	0,69	1,20	0,70	---	0,60	0,65	0,51
Densité t/m ³	0,11	--	0,10	0,25	---	0,33	0,30	0,50
Humidité (%)	31	45	31	66	66	---	45	29
P.C.I mth/kg	2000	--	2000	972	---	---	---	--
C / N	> 35	> 35	> 35	43	< 28	< 28	< 28	< 28
Fines (%)	---	15	15,7	---	---	---	---	--
M. O. (%)	28	38,5	15,4	79,86	65	60,8	60	78
Papier /carton (%)	37	18,8	35,3	12,50	22	10,1	2	3
Textiles(%)	2	3	4,8	1,25	1	3,1	0,5	1
Matières organiques *	---	6,8	3,6	0,83	1	6,1	1	5
Inertes	15	3,6	1,7	0,69	7,8	3,3	4,8	--
Verre / porcelaine	8	5	11,7	≈ 1	0,5	---	2	8

(*) matières organiques diverses: cuir, gomme, caoutchouc, bois.

Ces tableaux montrent que les ordures algériennes, comme celles des pays en voie de développement, renferment une teneur très élevée en matière organique fermentescible, et une faible teneur en inertes.

Le P.C.I. est, en règle générale, d'autant plus faible que l'humidité est élevée. Les caractéristiques des ordures algériennes ne seraient pas favorables à l'incinération.

Le diagramme ternaire déterminant l'incinérabilité des déchets d'Alger et de Blida, donné en figure 9, l'illustre clairement. Dans ce diagramme, Alger et Blida se situent à l'extérieur du pentagone d'incinération [18].

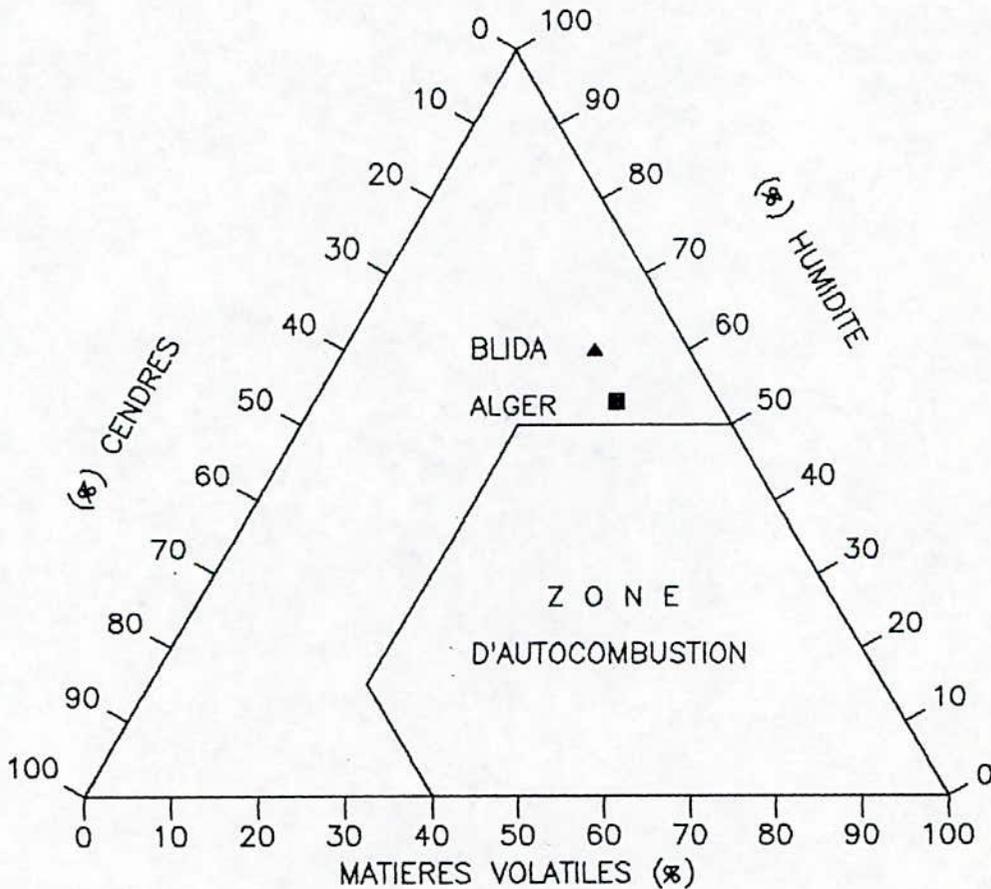


Fig. 9 : Diagramme ternaire déterminant l'incinérabilité des déchets d'Alger et de Blida.

Il n'existe actuellement aucune usine d'incinération, par contre le traitement par compostage est sérieusement envisagé, les

caractéristiques des ordures algériennes montrent qu'elles s'y prêtent bien et laisseraient moins de refus que celles des pays industrialisés où le standard de vie est élevé. Elles sont moins abondantes en tonnage par habitant mais en raison de leur plus forte teneur en matière organique biodégradable rapidement fermentescible, ces ordures placées dans des conditions climatiques plus favorables au développement des microorganismes, fermenteront et mûriront plus vite.

Il existe une importante usine de compostage à Beni-Merred dans la wilaya de Blida . Cette unité qui occupe une superficie de 3,70 ha possède une capacité de traitement de 100 t/jour d'ordures ménagères produisant ainsi en moyenne 40 t/jour de compost. L'unité qui est opérationnelle depuis mai 1989, récupère et incorpore dans le traitement les boues de la station d'épuration de Blida. Cette unité connaît toutefois certaines difficultés qui occasionnent un taux de refus élevé, estimé à 70 % .

Actuellement la ville d'Alger compte environ 2 millions 600 milles habitants qui produisent 584.000 tonnes d'ordures ménagères par an, soit 224,6 kg/hab/an .

Ainsi 1600 tonnes/jour d'ordures ménagères provenant des wilayas d'Alger, Boumerdes, Blida, et Tipaza se retrouvent déversées dans l'unique décharge publique qu'est la décharge de Oued-Smar située à environ 13 Km à l'est d'Alger.

Cette décharge reçoit aussi les déchets des unités industrielles de la région qui déversent chaque jour 1500 à 2000 tonnes de déchets non contrôlés contenant parfois des produits extrêmement toxiques : cyanure, acides, amiante, phosphore, ... [57] .

Le tableau 17 illustre l'origine et la nature des produits et déchets industriels qui sont évacués sur la décharge de Oued Smar.

Cette décharge sauvage, seul moyen d'élimination de ces déchets, entraîne des problèmes touchant :

- aux risques épidémiologiques pour la santé publique, à cause d'une hygiénisation insuffisante et absente même des ordures ménagères,

Tableau 17 : Etat des organismes et sociétés déversant leurs produits et déchets industriels à la décharge de Qued Smar.

ORGANISMES ET SOCIETES	NATURE DES PRODUITS /DECHETS DEVERSES
SNTA, 20 Rue Md Tazielte (B.E.O) STI, BP 436 Badjarah (H.Dey) SNIC, Qued-Smar (El Harrach) ASMIDAL, (Dar El Beida) SONATRACH, BP185 Sidi R'cine (EH) ONCV U. de Mohamadia (El Harrach) PACO, 15 rue T. Belkacem (E. H.) TISS-AFRIC, Rue H. El Bey (E.H.) ALFREIX (Qued Smar)	Jet d'allumettes et déchets de poudre de tabac Déchets de caoutchouc Tous produits chimiques Tous produits industriels Produits chimiques Déchets de verre Déchets de papier Déchets de fer Déchets de caout. et plast.
EDGA, Dépôt Côte Rouge (H.Dey)	Conserves alimentaires, papiers, cartons
Un. de Transf. de Plastiques 31 Rue Mohamed Kouidri (El Biar)	Tous déchets de plastiques
Unité de papiers, 4 Rue A. Benbouzid, Alger	Déchets de papier, cartons, etc...
Unité de bois Qued Smar (E.H) IIP DISTRICH Centre SONACOME, unités de Rouiba TT, Wilaya d'Alger	Déchets de bois, copeaux Déchets pétrochimiques. Toutes sorte de déchets Déchets de papier et cartons
ORLAC, Un. de prod. laiterie UPL 101 Les Vergers (Birkhadem)	Déchets de plastique
ENPC BP 336 Alger SONATRACH Diverses unités SNS 3 rue de Tripoli (H.Dey) ENP, unité de Qued Smar EDIPAL, 41 Rue F. Hamadi (H.Dey) DP Raffinerie d'Alger Sidi Rzine	Déchets de plast. et caout. Toutes sortes de déchets Ferrailles et décombres Déchets de produits chimique Tous produits pharmaceutique Déchets de produits chimique
Société Algérienne de Meubles, 48 Avenue Ahcène Askri (Alger)	Déchets de copeaux de bois
SNEMA (Eaux minérales) Réghaia Entrprises des ports	Déchets de verre Toutes sortes de déchets
E.T. Industriels	Déchets de copeaux en acier et de verre
Ent. d'Habillement et Chaussures de l'ANP 148 Av. de l'ALN (H.Dey)	Déchets de cuir et tissu
S.A. Peinture et Vitres Rue A. Kamel Hussein Dey (Alger)	Déchets de verre et peintures
Entr. Nationale de Fonderies Unité d'El Harrach	Déchets de fonderie et industriels

- à une éventuelle contamination de la nappe phréatique par les eaux de lixiviation,
- à la perte de quantités importantes d'éléments nutritifs utiles à l'agriculture.

IV-2 : PRESENTATION DE LA DECHARGE DE OUED-SMAR

IV-2-1 - HISTORIQUE :

La décharge de Oued-Smar a été inaugurée le 13 juin 1978 à la suite de la fermeture de l'ancienne décharge saturée qui se trouvait à proximité de la ville de Baraki.

Cette nouvelle décharge a été créée en contravention des règlements. Le conseil populaire de la ville d'Alger (C.P.V.A.) a choisi ce site sans procéder à une étude géologique et hydrogéologique détaillée. Le fait que le sol soit argileux (la société nationale des matériaux de construction, S.N.M.C., extrait cette argile pour la briqueterie de l'E.P.R.C.), a suffisamment justifié l'implantation de cette décharge.

En progressant vers le Nord-Ouest de la région, la S.N.M.C. met à la disposition de la décharge la partie exploitée, c'est à dire creusée sur une profondeur de plus de 6 m. Ainsi, la décharge actuelle "incontrôlée" se trouve donc implantée dans une région à vocation agricole, et en partie marécageuse.

L'écoulement des eaux souterraines se fait dans la direction Nord-Ouest (vers le Nord régionalement).

IV-2-2 - SITUATION GEOGRAPHIQUE :

Le site de décharge s'étend sur une superficie de 12 ha. Il est limité au Nord à 1 Km de la caserne militaire par Baulieu, à l'Est à quelques centaines de mètres par la zone industrielle de Oued-Smar, à l'Ouest, au Sud et au Nord-Ouest par les terres agricoles du domaine Kourifa Rachid et au Sud-Est par le domaine Emir Abdelkader.

La limite Est de la décharge est traversée par l'Oued-Smar canalisé. La voie ferrée de la ligne "Alger-Constantine" la longe du côté Nord. La figure 10 représente, à l'échelle 1 / 25000 ème, la situation géographique.

L'unique voie d'accès à cette décharge, longue de quelques 2 Km , est reliée à la route nationale N° 8 (route El Harrach - Larbaa). Une autre voie la reliant à la briquetterie de la S.N.M.C est exclusivement utilisée pour le transport de l'argile extraite.

La position exacte de la décharge de Oued-Smar et les coordonnées Lambert :

$$X = 541,00 - 541,40$$

$$Y = 378,00 - 377,40$$

sont représentées, à l'échelle 1/10.000 ème, dans le plan photogrammétrique

IV-2-3 - IMPACT DE LA DECHARGE SUR L'ENVIRONNEMENT :

L'image de cette décharge sauvage et incontrôlée est donnée par ces amoncellements d'immondices de 12 m de haut, qui se sont développés au cours des années jusqu'à former des montagnes d'ordures fumantes et malodorantes, indisposant par là fortement les populations environnantes (les habitants de Oued Smar surtout, Beaulieu, Dar El Beida, Bab Ezzouar, El Harrach , et les travailleurs de la zone industrielle).

Les nuisances visibles et dangereuses engendrées par cette décharge se caractérisent par des dégagements de fumées, des odeurs nauséabondes, la prolifération des rongeurs et des insectes, ainsi que de très fréquents incendies causés en outre par l'émanation de méthane (CH_4) .

Les fumées sont entraînées dans toutes les régions avoisinantes où elle se stabilisent par les phénomènes d'inversion thermique. Les zones de stabilité sont surtout observées le matin au Nord de Oued Smar (El Harrach , Cinq Maisons , El Alia , et Bab Ezzouar), et au

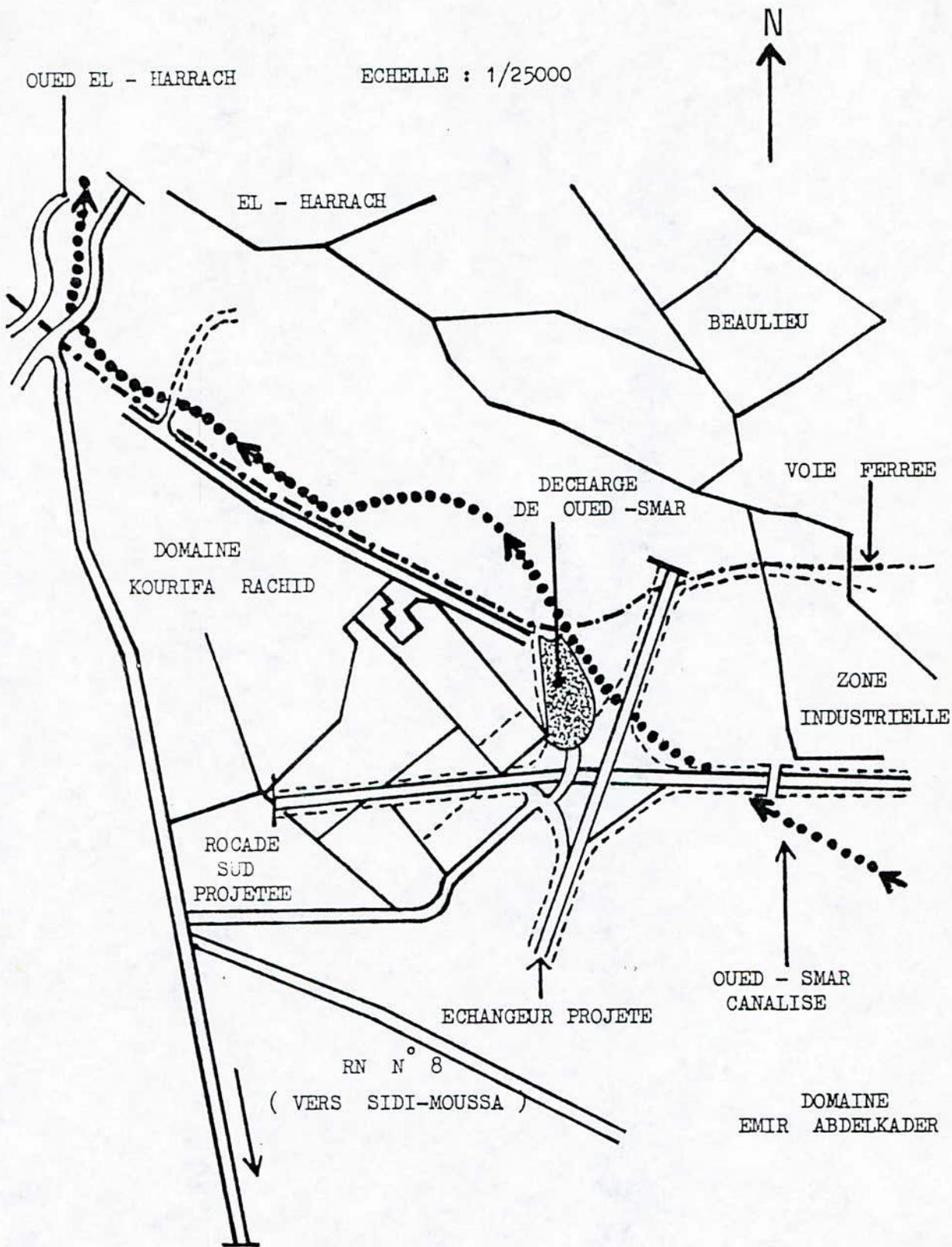


Fig. 10 : Plan de situation de la décharge de Oued Smar.

sud de Dar El Beida. En outre, ces fumées sont parfois à l'origine des perturbations de la visibilité pour la circulation automobile sur les routes environnantes.

La nuisance non apparente quant à elle , consiste en une éventuelle pollution progressive de la nappe phréatique par les éléments chimiques toxiques qui sont lessivés par les eaux de pluie . Elle consiste aussi en une contamination des terrains agricoles avoisinants.

Chapitre V :

ETUDE GEOLOGIQUE ET
HYDROGEOLOGIQUE DE
LA ZONE DE OUED-SMAR

V-1 : INTRODUCTION

Les risques de pollution des eaux souterraines par les décharges dépendent non seulement de la nature physique et chimique des déchets rejetés et de la technique de mise en dépôt, mais surtout des conditions géologiques et hydrogéologiques du site, qui devront être soigneusement examinées avant l'ouverture de la décharge, et contrôlées pendant et même après l'exploitation.

A partir de l'étude géologique du site, on détermine la structure des couches géologiques superficielles et leur perméabilité. L'étude hydrogéologique quant à elle, nous renseigne sur la surface piézométrique de la nappe, son sens d'écoulement et les paramètres hydrodynamiques comme la transmissivité, la perméabilité de la nappe et la vitesse d'écoulement de l'eau.

V-2 : NAPPE SOUTERRAINE SUPERFICIELLE DE OUED-SMAR

La nappe souterraine de Oued-Smar fait partie de la vaste nappe aquifère de la Mitidja qui s'étend sur une superficie de quelques centaines de kilomètres carrés (Km²).

Elle est formée des alluvions de l'ère quaternaire [58] et est alimentée par les eaux de pluie, les eaux des oueds, les eaux de ruissellement des montagnes, les rivières des petits versants existants dans la plaine, et les écoulements souterrains de Khemis-El-Khechna et Meftah .

V-2-1 - HYDRODYNAMISME DE LA NAPPE :

V-2-1-1 - DESCRIPTION :

Les limites géographiques de l'aquifère et son hydrodynamisme sont représentés sur la figure 11 .

Comme le montre cette figure, le sens d'écoulement des eaux dans la zone de Oued-Smar est matérialisé par des perpendiculaires aux

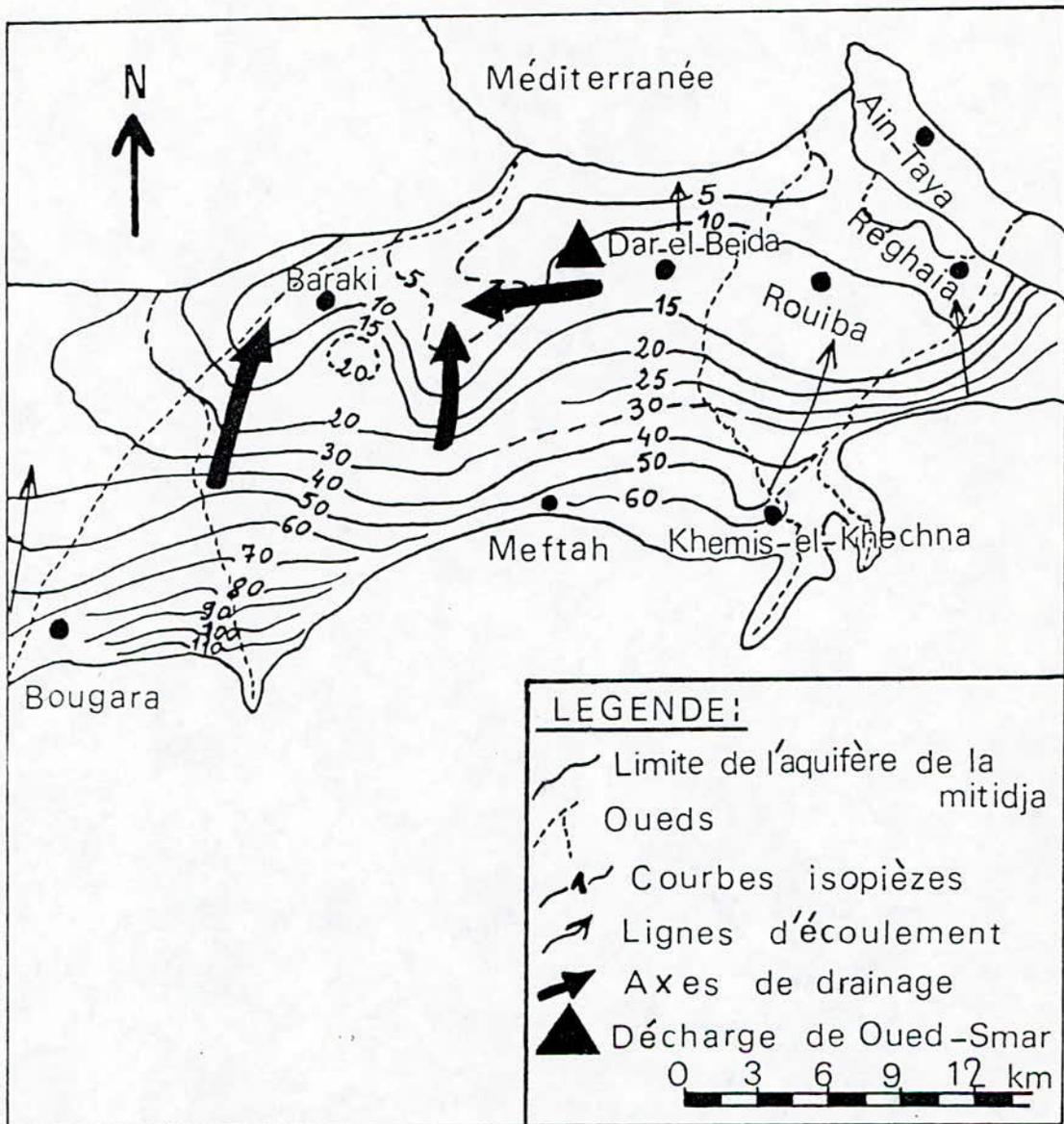


Fig. 11 : Carte piézométrique de l'aquifère de la Mitidja, (d'après Bennie and partners, 1983) [62] .

courbes isopièzes ou piézométriques (c'est à dire les courbes donnant le lieu de points d'égal potentiel ou charge hydraulique dans un milieu aquifère). Il se fait du sud vers le nord (la mer représente l'exutoire souterrain de la nappe). Cependant, on note l'existence d'un axe de drainage, c'est à dire, une convergence des eaux souterraines vers l'ouest de la décharge, qui correspond à trois champs de captage que nous représentons en figure 12. Il s'agit des captages Adda au Nord-Ouest, Baraki à l'Ouest et Haouch-Felit au sud de la décharge (le champ de captage de Baraki étant le plus important).

V-2-1-2 - PARAMETRES HYDRODYNAMIQUES DE LA NAPPE :

a)- La transmissivité (T) :

Elle est égale au produit du coefficient K de perméabilité par l'épaisseur e de l'aquifère, et s'exprime en m^2/s :

$$T = K \cdot e \quad [59]$$

La transmissivité de la zone de la Mitidja a été mesurée en 1983 par Bennie and Parteners [61]. Les résultats de l'étude sont représentés sur la carte de transmissivité que nous reproduisons en figure 13.

Sur cette dernière nous constatons que la transmissivité pour la zone de Qued-Smar s'élève approximativement à :

$$T = 500 \text{ m}^2/j, \quad \text{soit : } T = 5,78 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/s.$$

Ce paramètre permet de déterminer la perméabilité de la nappe.

b)- La perméabilité K de la nappe :

A partir de la formule définissant la transmissivité T, on peut déterminer la perméabilité K telle que :

$$K = \frac{T}{e} \quad (\text{en m/s}),$$

où e représente l'épaisseur des couches perméables au dessous du niveau piézométrique.

Afin de calculer la perméabilité de la nappe, on a choisi

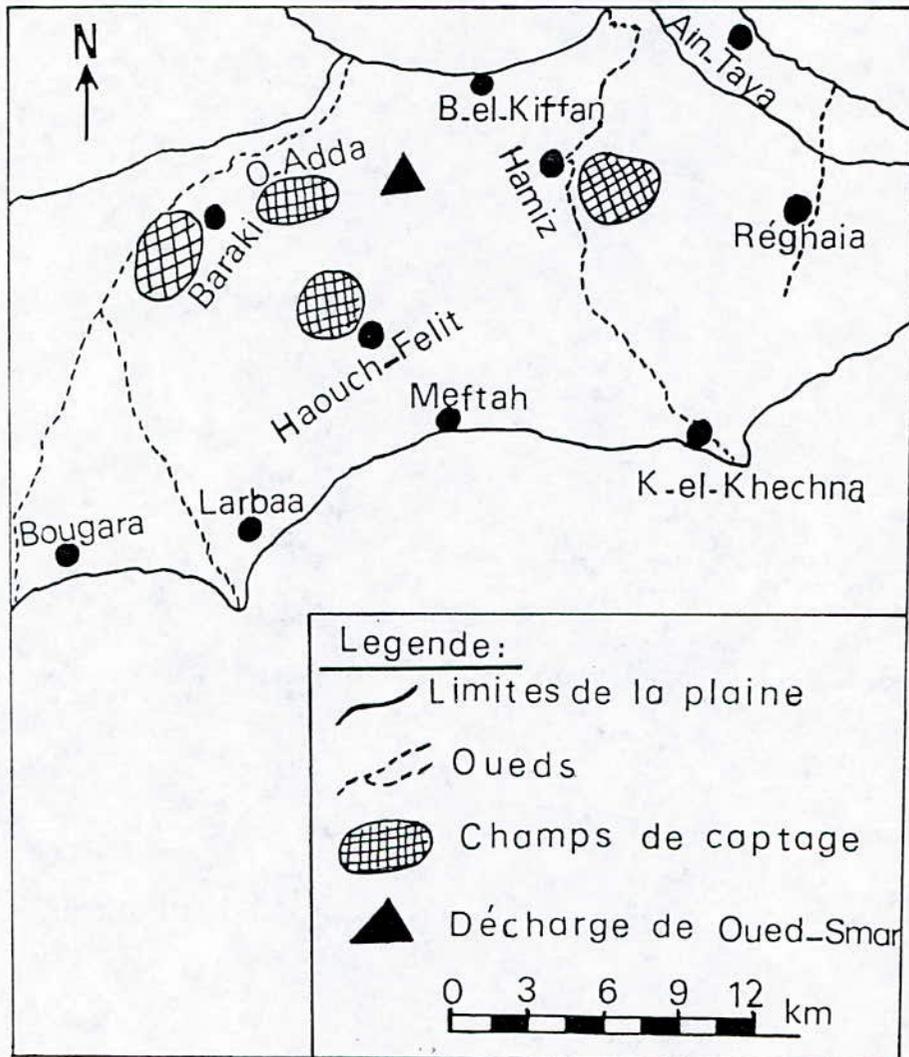


Fig. 12 : Carte de localisation des champs de captages,
(d'après Bennie and partners, 1983) [62] .

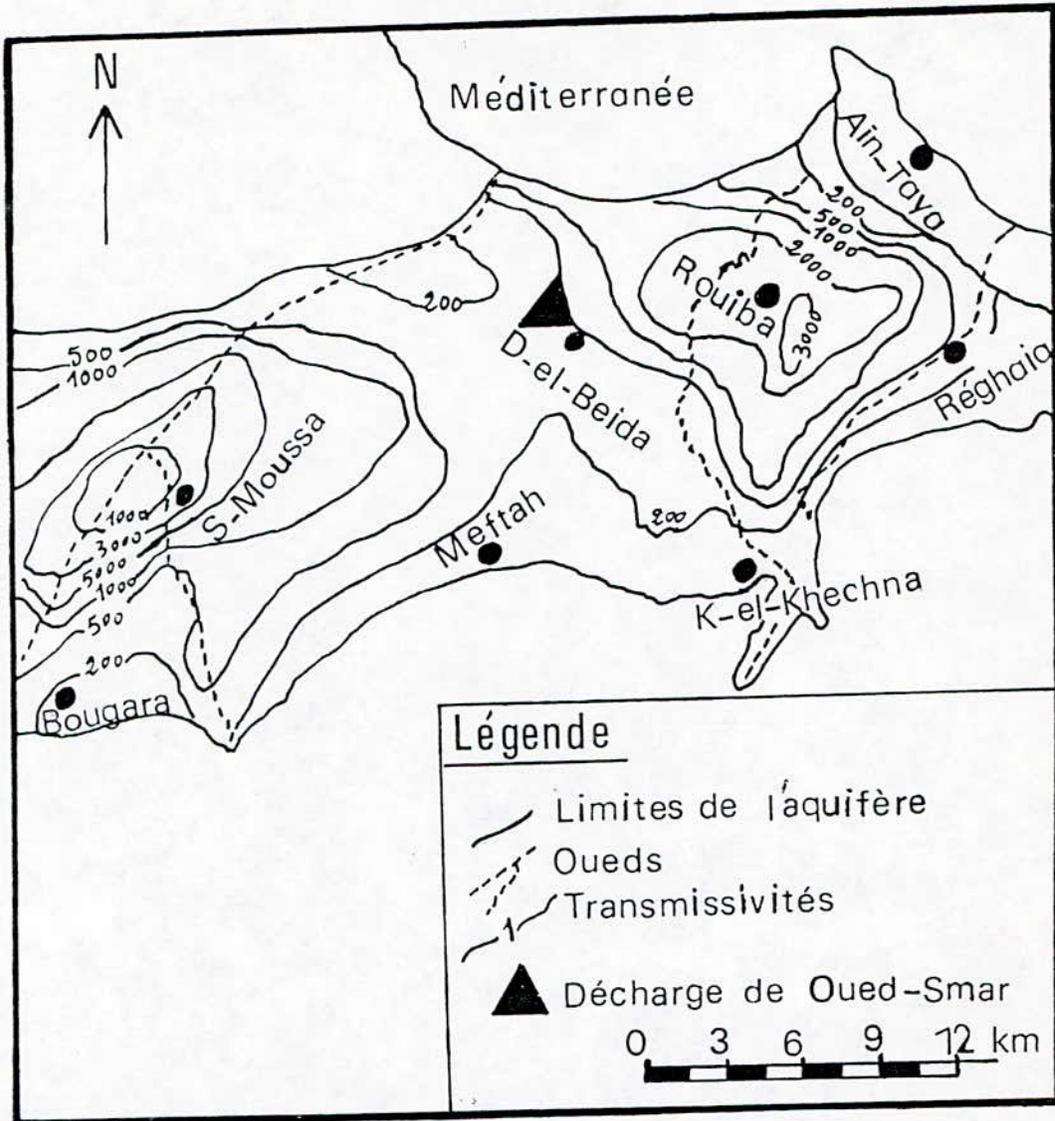


Fig. 13 : Transmissivité de l'aquifère de la Mitidja, (d'après Bennie and partners, 1983) [62] .

comme exemple le forage N° 1 se trouvant à 1,2 Km à l'Ouest de la décharge (voir plan photogrammétrique de la Mitidja).

D'après la coupe lithologique de ce forage qu'on a représenté en figure 14, on remarque que la formation est composée d'argiles et de marnes recouvrant parfois des dépôts de sables et de graviers se trouvant au dessous. L'eau se retrouve naturellement dans les parties perméables de la formation (sableuses et graveleuses).

Pour déterminer l'épaisseur de la nappe, on doit crépiner les parties perméables du forage, c'est à dire qu'on introduit des tubes à ouvertures dans ces parties, et des tubes pleins dans les parties imperméables. La somme des parties à crépine sera considérée comme épaisseur de la nappe.

Dans tous les cas, on crépine jusqu'à 300 m de profondeur. Mais le forage N° 1 a été crépiné jusqu'à 130 m seulement, donc la somme des parties à crépine qui est égale à 50 m, est une valeur approximative et non réelle de l'épaisseur de la nappe.

La perméabilité de la nappe, qui est très différente de celle du sol, sera égale à :

$$K = 1,16 \cdot 10^{-4} \text{ (m/s)}.$$

Ce résultat montre que nous sommes en présence d'une nappe perméable qui peut être vulnérable à la pollution, et que cette dernière atteint les couches superficielles de l'aquifère.

V-2-2 - DETERMINATION DE LA PROFONDEUR DE LA SURFACE DES EAUX SOUTERRAINES :

La profondeur de la surface des eaux souterraines est déterminée par la mesure du niveau d'eau dans un ouvrage (forage ou puits) sans pompage ou non, en exploitation, c'est à dire par mesure du niveau statique (N.S.).

Cette profondeur nous rend compte du parcours que doit faire le front de pollution pour atteindre le niveau supérieur de la nappe. A l'exception des hauts piémonts de Khemis El Khechna et de Bougara (où l'eau est à 40 m sous le sol), la nappe de la Mitidja

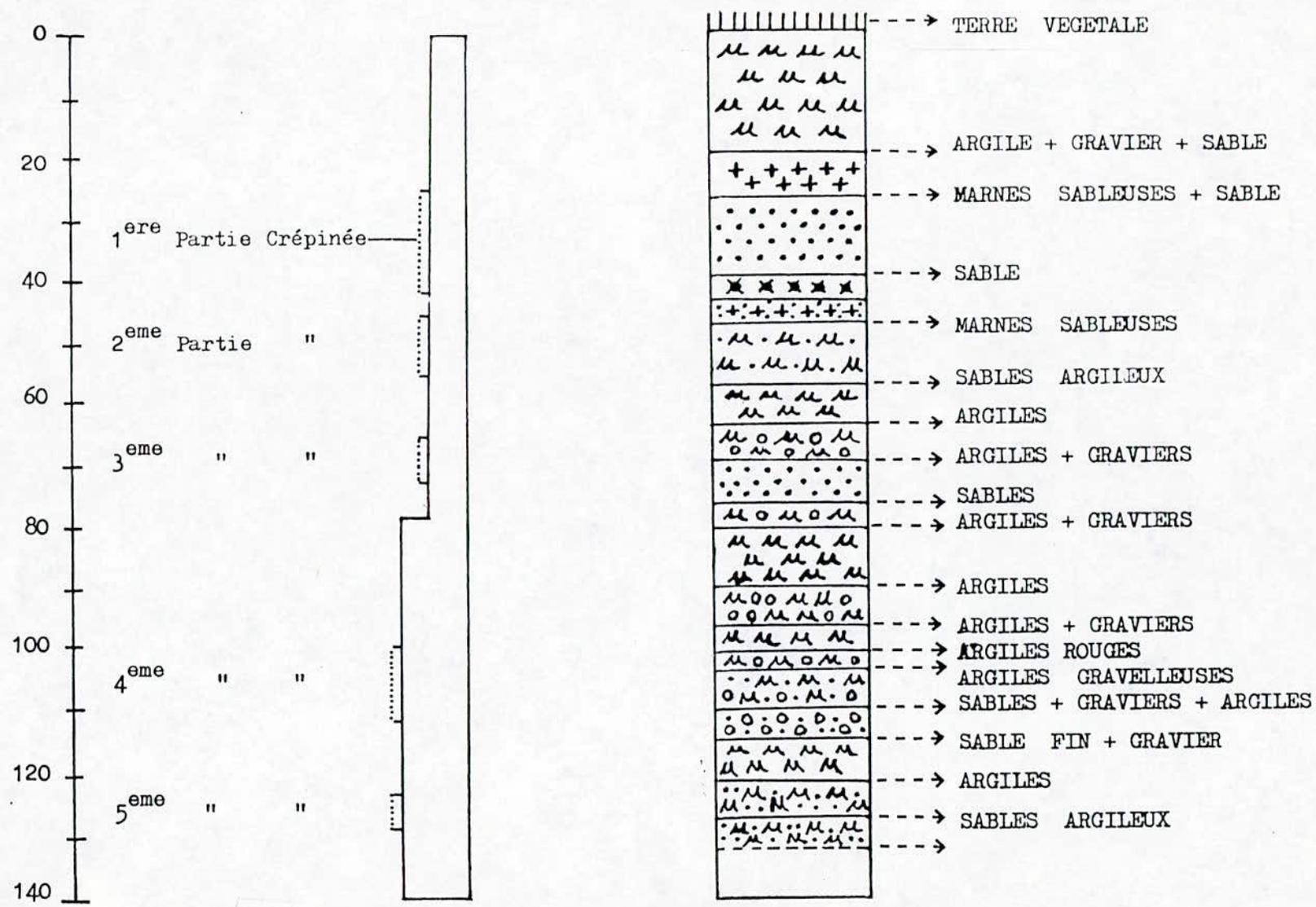


Fig. 14 : Coupe lithologique du forage N° 1 [62] .

n'est jamais très profonde.

On a ainsi les profondeurs suivantes [60] :

- Baraki 10 à 15 m,
- Sidi moussa 15 m environ,
- Oued-Smar 10 à 20 m,
- Houch-Felit 20 m environ,
- El Harrach 5 à 15 m.

Les mesures et sondages de cinq (5) forages que nous avons réalisés sur terrain au mois d'avril de l'année 1990, ont donné des niveaux statiques allant de 20 à 24 m.

Ces mesures ont été effectuées à l'aide d'une sonde à lecture de profondeur directe, qu'on introduit à l'intérieur du forage. Les résultats qui sont résumés dans le tableau 18, montrent bien que les eaux souterraines de la zone de Oued Smar, se trouvent à une profondeur relativement importante.

Cette couche de sol supérieure épaisse de quelques 20 m, peut représenter une bonne protection de l'eau, surtout s'il s'agit d'un sol imperméable.

Tableau 18 : Profondeur de la surface des eaux souterraines mesurée sur quelques forages.

	Numéro du forage	Niveau statique (m)
Domaine agricole Kourifa Rachid	- 1 -	23,00
	- 2 -	23,70
	- 3 -	23,60
	- 4 -	23,60
	- 5 -	09,00
Zone industrielle	S A I D A L	19,50
	E R I A D	23,25

(Voir plan photogrammétrique pour la situation des sites)

V-2-3 - APERÇU GÉOLOGIQUE DE LA ZONE D'ÉTUDE :

La zone de Qued-Smar fait partie de la plaine de la Mitidja qui est une région de subsidence continue, c'est à dire une région où s'effectue un lent mouvement d'affaissement de l'écorce terrestre sous le poids des dépôts sédimentaires, et sous l'action de déformations. Cette subsidence a donné naissance à une sédimentation active dont les éléments proviennent essentiellement des reliefs de l'Atlas Blidéen [61] .

Par ailleurs, les consultations des cartes hydrogéologiques de la région d'Alger [62] et géologique de la région de la Mitidja [63] que nous représentons en figure 16, ont révélé que la décharge pourrait être située entre deux formations distinctes [61] :

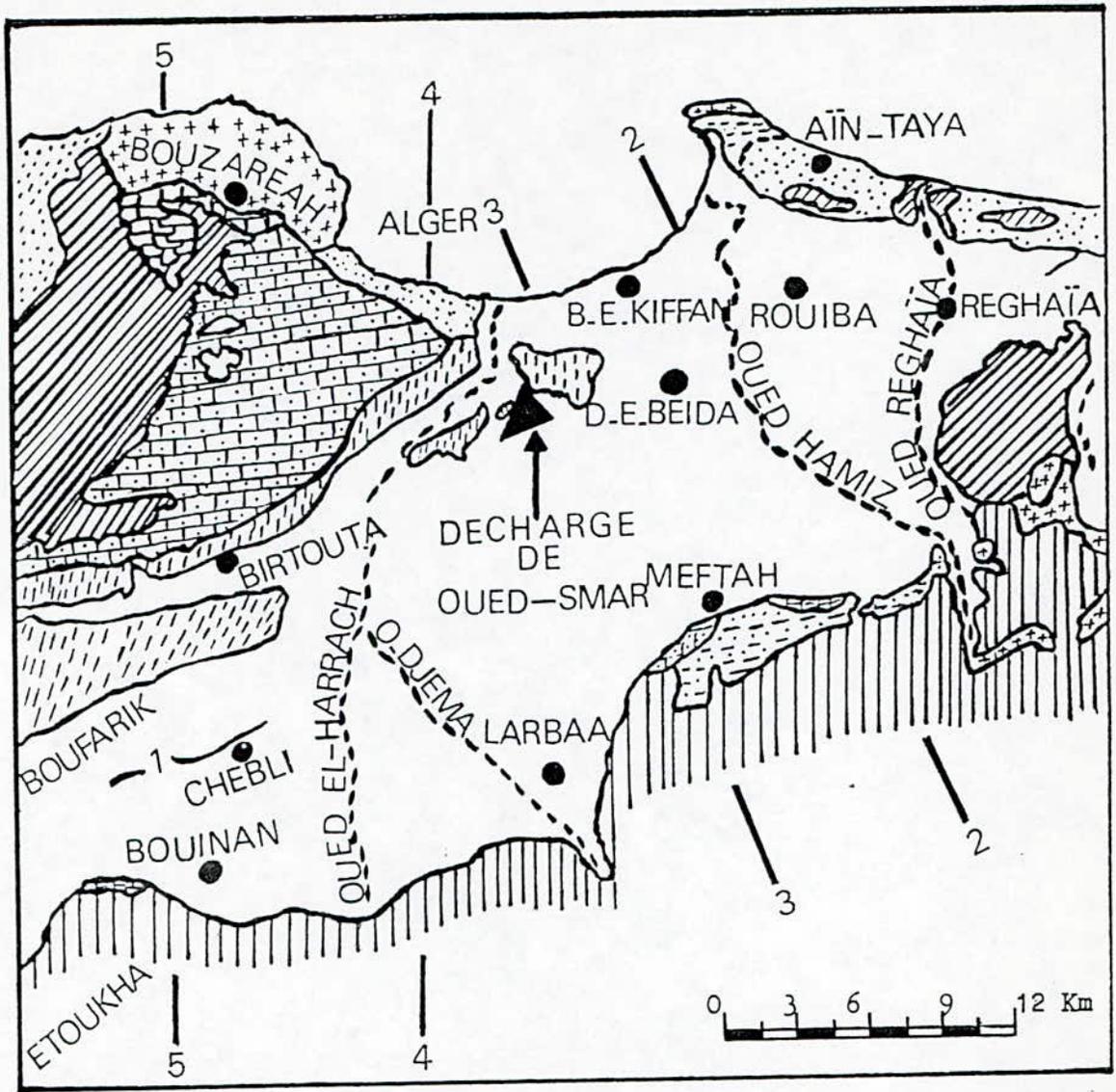
- la formation de la Mitidja qui comprend des matériaux grossiers comme les graviers et les galets avec des limons ou des argiles,
- la formation d'El Harrach (Villa Franchien) connue sous le nom de formation de marnes d'El Harrach et qui est une séquence relativement uniforme d'argiles jaunâtres ou grises par endroit avec quelques cailloutis et lentilles de graviers épais de 2 à 6 m .

Une étude plus approfondie des coupes lithologiques que nous représentons en figures 14, 16 et 17 , montre que la zone de Qued-Smar est de formation à prédominance argileuse jusqu'à 20 m de profondeur et plus [60] .

Les caractéristiques des forages respectifs à ces coupes sont données par le tableau 19.

De plus, les mesures de perméabilité réalisées par l'E.N.E.P.A.C. sur l'ensemble des forages qui existent au niveau de cette entreprise, ont donné les résultats suivants que nous représentons dans le tableau 20.

Nous avons également effectué des analyses chimiques au niveau de l'U.R.E.G. (Unité de recherche et études géologiques) de Boumerdes sur deux échantillons de sol de la décharge prélevés à 100 mètres et à 200 mètres vers le Nord de la décharge et à des profondeurs respectives de 10 et 5 mètres.



- | | | | |
|-------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------|
|  | ROCHES ERUPTIVES |  | ROCHES SEDIMENTAIRES DU CRETACE -ALIGACENE |
|  | ROCHES METAMORPHIQUES |  | FORMATION D'EL-HARRACH, ARGILES ET CAILLOUTIS |
|  | ROCHES SEDIMENTAIRES DU MIOCENE |  | CALCAIRES GRESEUX, CALCAIRES CONSTRUITS, MARNES JAUNES |
|  | MARNES ET ARGILES BLEUES |  | FORMATION DE LA MITIDJA, ALLUVIONS DE GRAVIERS ET D'ARGILES |
|  | FORMATION DUNAIRE CONSOLIDEE |  | FORMATION DE MAZAFRAN ET DE HALLOULA A PREDOMINANCE LIMO-NEUSE ET ARGILEUSE |

Fig. 15 : Courbes géologiques de la région de la Mitidja. (d'après Bennie and partners, 1983) [621].

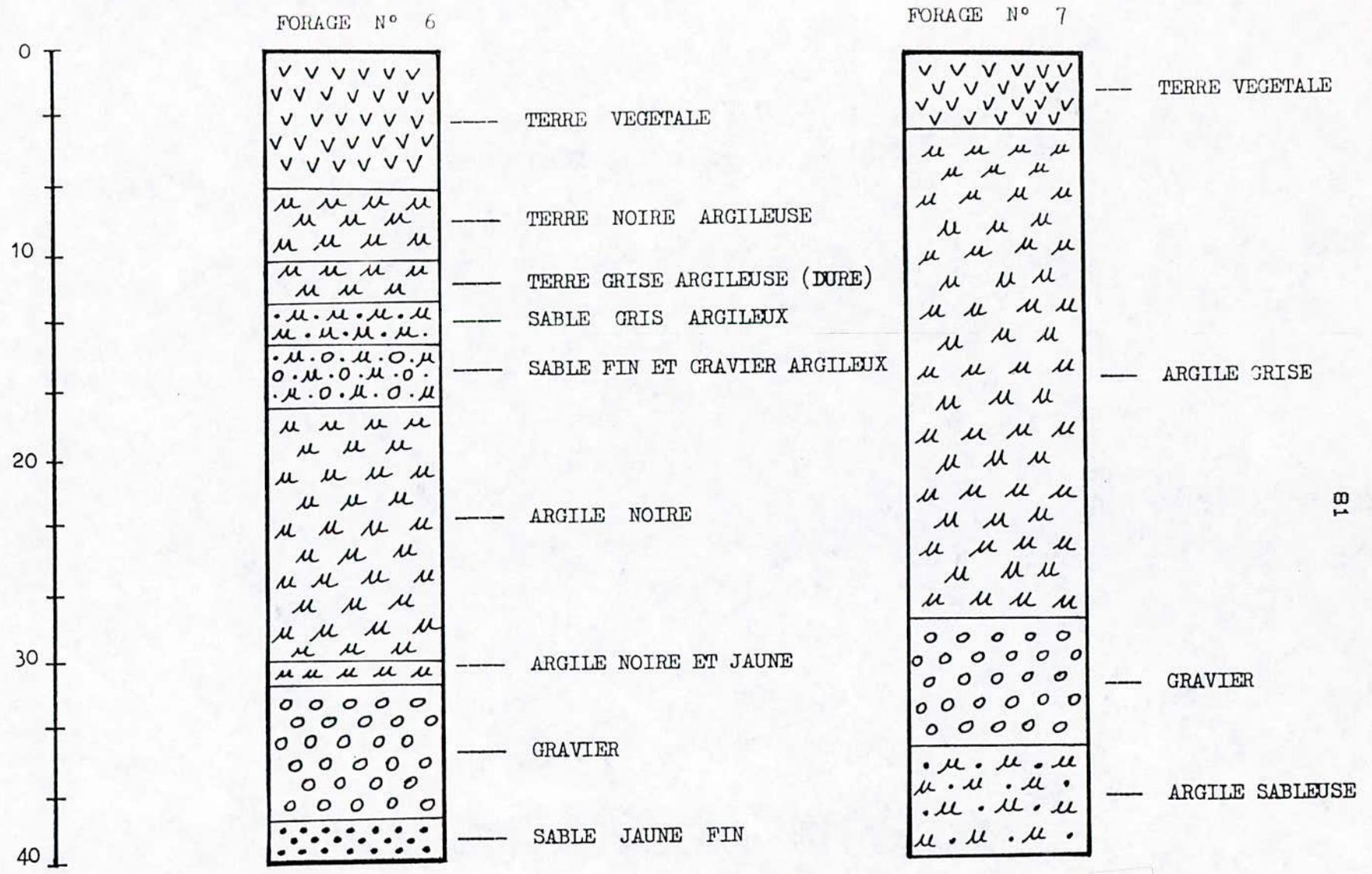


Fig. 16 : Coupes lithologiques des forages 6 et 7 [62] .

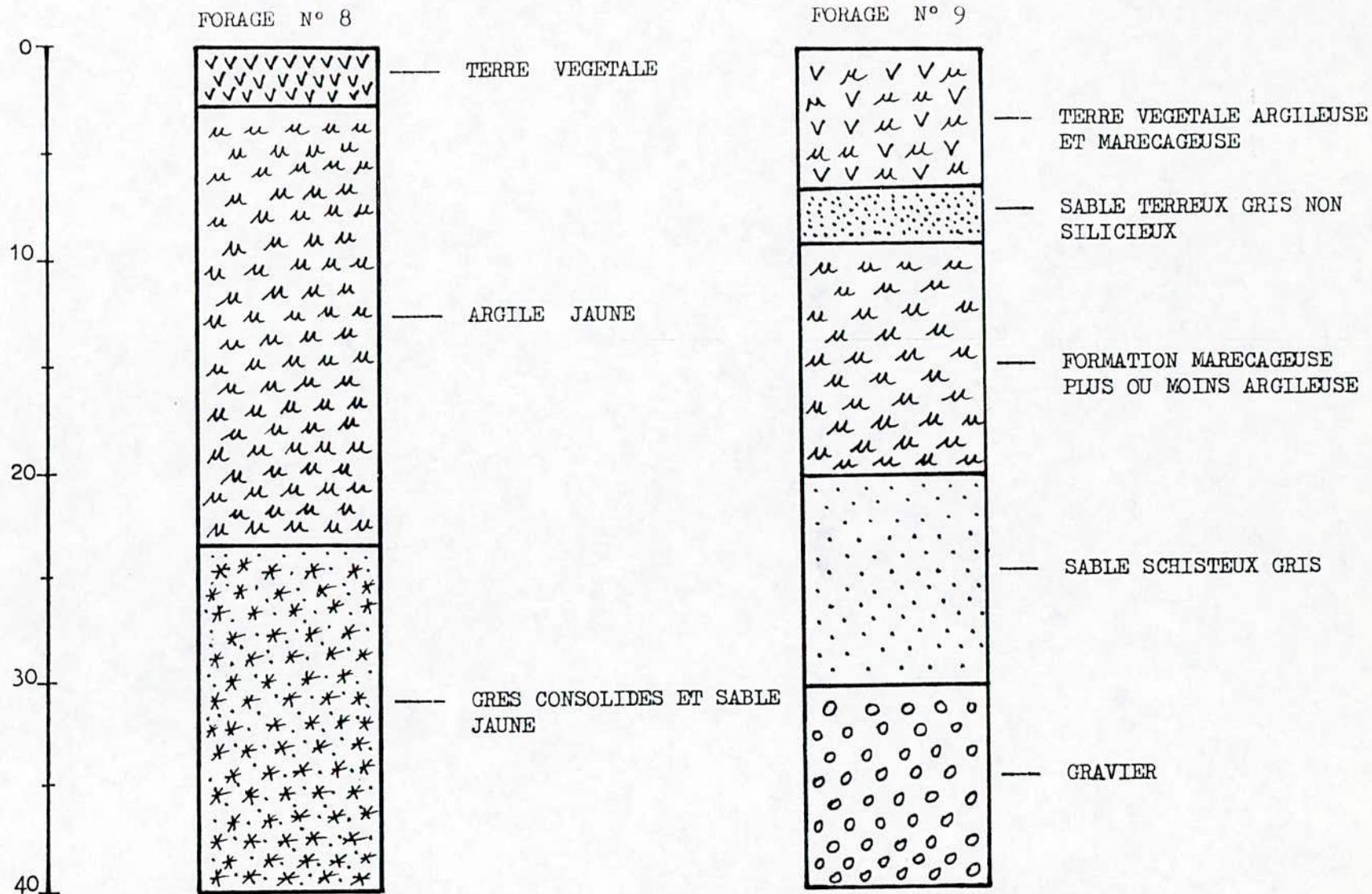


Fig. 17 : Coupes lithologiques des forages 8 et 9 [62] .

Tableau 19 : Caractéristiques de quelques forages situés dans la zone de Oued-Smar

Paramètres		Numéro du forage				
		P 1	P 6	P 7	P 8	P 9
Coordonnées Lambert	X	540,100	543,000	544,050	543,250	543,430
	Y	377,980	378,000	378,320	377,500	378,260
Situation par rapport à la décharge		QUEST domaine R.Kourifa	EST zone industrielle			
Niveau statique (m)		23,00	---	21,00	---	05,50
Niveau dynamique (m)		35,00	---	25,40	---	10,00
Année de réalisation		1987	1961	1985	1985	1981

Voir plan photogrammétrique

Tableau 20 : Résultats des mesures de perméabilité K sur deux forages de l'ENEPAC .

Forages	Paramètres		
	K (m/s)	Profondeur (m)	Remarques
F ₁	$6 \cdot 10^{-10}$	jusqu'à 5	argile jaune-brunâtre
F ₂	$5 \cdot 10^{-11}$	jusqu'à 8	argile bleuâtre

Les deux échantillons ont été séchés, broyés, ensuite tamisés dans un tamis de 50 μm . Sans minéralisation préalable, ces échantillons ont été analysés par fluorescence X afin de déterminer leur composition chimique. La technique d'analyse est donnée en annexe N° 1. Le tableau 21 résume les résultats de cette analyse.

Tableau 21 : Composition chimique du sol de Oued -Smar .

Paramètres		Echantillon E1	Echantillon E2
SiO ₂	%	50,46	51,39
Al ₂ O ₃	%	14,93	17,66
Fe ₂ O ₃	%	6,98	7,28
CaO	%	8,99	5,78
MgO	%	1,42	1,88
SO _{3T}	%	0,31	0,26
K ₂ O	%	1,82	2,15
Na ₂ O	%	0,91	0,75
P.F.	%	12,49	11,63
TiO ₂	%	0,73	0,84
MnO	%	0,07	0,11
P ₂ O ₅	%	0,12	0,13
Cr ₂ O ₃	%	0,02	0,02
Total	%	99,24	99,88

SO_{3T} : (sulfates) = SO_{3Total} ,

P.F. : (perte au feu) poids de 1g d'échantillon chauffé à 1000 °C .

D'après ces résultats, on remarque que les deux échantillons présentent globalement la même composition chimique.

Parallèlement, une analyse minéralogique sur les mêmes échantillons a été effectuée à l'aide d'un diffractomètre Siemens de type D500 de 40 KV et 20 mA.

Cette analyse nous a permis d'estimer la composition minéralogique

de deux échantillons de sol, et ceci en nous basant sur leur composition chimique.

Les résultats sont illustrés par le tableau 22.

Tableau 22 : Composition estimative évaluée d'après la composition chimique (%) du sol de Qued-Smar .

Type de sol %	Echantillon E1	Echantillon E2
Quartz	27,5	23,5
Carbonates	18,5	13,5
Feldspaths	04,5	08,0
Minéraux ferrugineux	07,0	07,0
Kaolinite / Chlorite	29,0	38,5
Illite	13,5	09,5

De cette étude minéralogique, on en déduit que pour les deux échantillons de sol de la décharge, nous sommes en présence d'argiles ferrugineuses de type kaolinito-illitique, accompagnées accessoirement de chlorites moyennement carbonatées.

Rappelons que pour qualifier un sol d'étanche, il faut que sa perméabilité K soit située entre 10^{-9} et 10^{-11} m/s . Aussi, les mesures de perméabilité sur un sol non saturé, n'auront aucune signification si elles ne sont pas accompagnées de mesures de la teneur en eau du sol. La perméabilité sera maximale pour une teneur en eau correspondant à la saturation [14] .

Dans ce contexte, nous avons réalisé une étude avec l'aide du laboratoire de l'établissement militaire des études techniques d'infrastructures (L.E.M.E.T.I.) sur six échantillons (S_1 à S_6) intacts de sol prélevés au niveau du site de décharge. Le prélèvement a été effectué de façon à cerner tout le périmètre de la décharge suivant le schéma donné par la figure 18 .

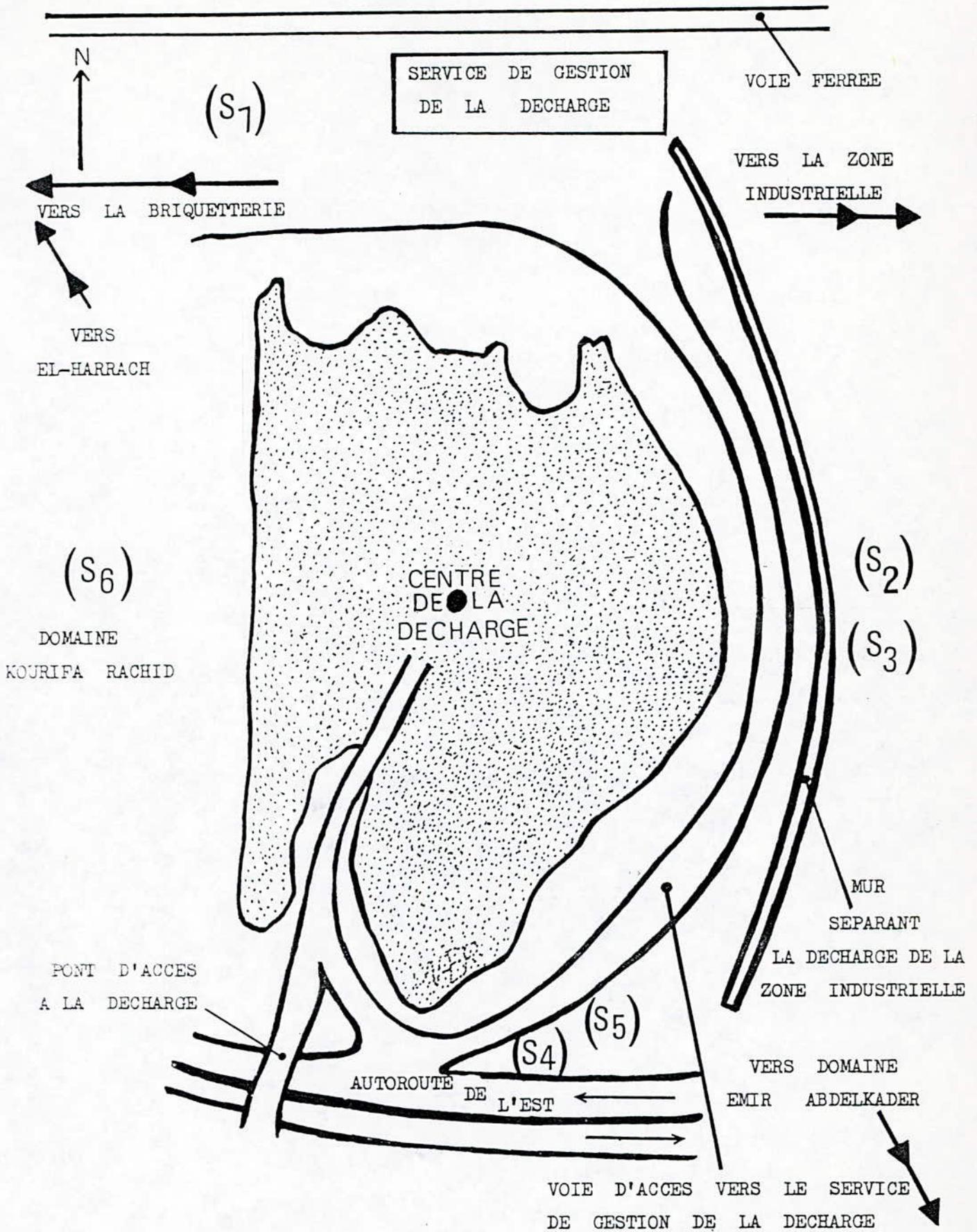


Fig. 18 : Représentation du site de la décharge et des points S₁ à S₆ de prélèvement de sol.

Ce prélèvement a été fait à l'aide d'un véhicule extracteur de type "Poclair", faute de matériel plus adéquat pour l'étude de tels forages. Des échantillons de 10 Kg et plus ont été prélevés jusqu'à une profondeur de 1,2 m .

Nous avons réalisé des essais d'identification physique et des essais de perméabilité sur ces échantillons, pour ces derniers essais, le principe est décrit en annexe N° 2 .

1°/ - Essais d'identifications physique:

- La mesure de la teneur en eau naturelle W_{nat} a donné pour les différents prélèvements le résultat suivant :

$$10,05 \% \leq W_{nat} \leq 20,20 \%$$

La teneur moyenne $W_{nat\ moy}$ est de 15,1 % . Cette valeur signifie que le sol est faiblement à légèrement humide.

- La mesure de la densité apparente sèche γ_d a donné le résultat suivant:

$$1,64 \text{ T/m}^3 \leq \gamma_d \leq 1,94 \text{ T/m}^3$$

La densité moyenne est $\gamma_{d\ moy} = 1,79 \text{ T/m}^3$, ce qui nous permet de dire qu'il s'agit d'un matériau assez compact.

Quant à la densité humide γ_h , elle est comprise entre $1,95 \text{ T/m}^3$ et $2,23 \text{ T/m}^3$. La valeur moyenne s'élève à $\gamma_{h\ moy} = 2,09 \text{ T/m}^3$.

- La mesure du degré de saturation S_r a donné les résultats suivants :

$$64 \% \leq S_r \leq 92,6 \%$$

Le degré de saturation moyen $S_{r\ moy}$ de ces échantillons de sol est de 78 % . Cette valeur signifie que le sol est partiellement saturé.

Il résulte de cette étude, que le sol est dans l'ensemble une argile limoneuse de plasticité moyenne.

2°/ - Analyse granulométrique :

Au cours de l'étude granulométrique, les échantillons ont été soumis à un tamisage à différents diamètres.

Les courbes sédimentométriques sont données en annexe N° 3 .

Plus de 50 % des éléments constituant les échantillons S_1 et S_2 ont un diamètre supérieur à 0,08 mm . On en déduit que les sols S_1 et S_2 sont des sols grenus correspondant à un sable argileux.

Par contre les échantillons S_3 , S_4 , S_5 et S_6 représentent un sol fin constitué essentiellement d'argile, de limon et de sable fin (argile limono-sableuse), puisque plus de 50 % des éléments les constituant ont un diamètre inférieur à 0,08 mm.

Vu la prédominance argileuse observée dans les échantillons soumis aux essais, on a opté pour des essais de perméabilité à charge variable. Le principe du perméamètre utilisé est celui décrit en annexe N° 2 déjà citée .

Les résultats de ces essais ont montré que sur une profondeur de 0,4 à 1,2 m , la perméabilité était de l'ordre de 10^{-7} à 10^{-11} m/s et le sol typiquement argileux. Ces résultats sont regroupés dans le tableau 23.

Tableau 23 : Résultats des mesures de perméabilité K sur des échantillons du sol de Oued-Smar .

Echantillon	P a r a m è t r e s		Description
	Profondeur	K (m/s)	
S_1	0,7 m	$8,17 \cdot 10^{-7}$	Sable limoneux (perméabilité moyenne)
S_2	0,7 m	$1,22 \cdot 10^{-7}$	Sable limoneux argileux (faible perméabilité)
S_3	1,0 m	$6,86 \cdot 10^{-10}$	Argile (imperméable)
S_4	1,2 m	$1,85 \cdot 10^{-10}$	Argile (imperméable)
S_5	0,4 m	$5,76 \cdot 10^{-9}$	Argile légèrement limoneuse (imperméable)
S_6	1,1 m	$4,53 \cdot 10^{-11}$	Argile (imperméable)

Ainsi, d'après les résultats de cette étude, les six fosses creusées mettent en évidence deux couches distinctes :

- de 0,00 m à 0,70 m environ, on retrouve une couche de sable limoneux argileux ayant une faible perméabilité donc assurant un mauvais drainage. Cette couche tend vers une argile légèrement limoneuse, de très faible perméabilité sur les premiers 40 cm du sol au voisinage de la fosse N° 5 .

- en profondeur, c'est à dire à partir de 0,70 m environ, on distingue une couche d'argile minérale homogène de forte plasticité et pratiquement imperméable.

En définitive, de tous ces résultats obtenus concernant les caractéristiques lithologiques des forages cités, les mesures de perméabilité réalisées, les analyses chimiques et minéralogiques de sol, il résulte que le sol de Oued Smar, s'il n'est pas imperméable, ne présente probablement qu'une faible perméabilité.

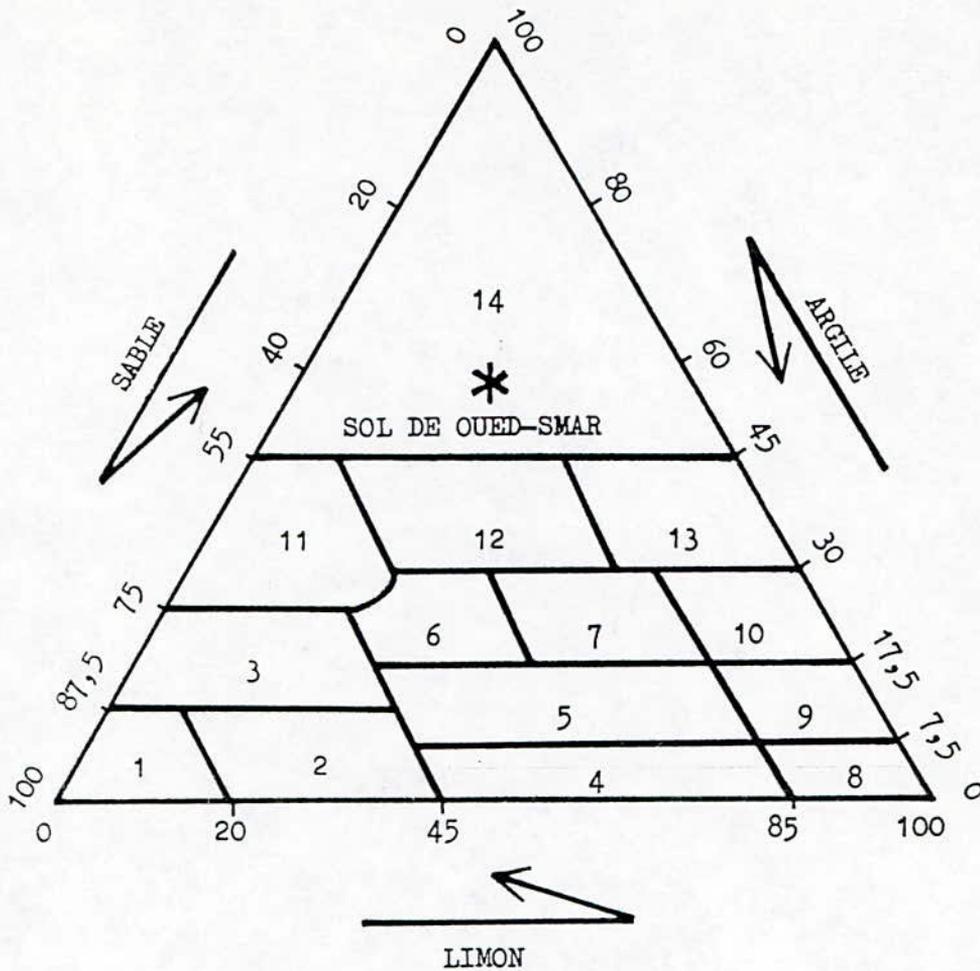
Ceci corrobore l'analyse granulométrique faite par l'I.D.G.C. (Institut de Développement des Grandes Cultures) sur la zone de Oued-Smar.

Les résultats qu'ils ont obtenus sont les suivants :

L.F. (limons fins)	17,50 %
L.G. (limons grossiers)	06,02 %
S.F. (sables fins)	15,79 %
S.G. (sables grossiers)	12,00 %
A. (argiles)	45,00 %

Pour déterminer la texture d'un sol, on se réfère généralement au triangle de texture. Comme l'indique la figure 19 , ce triangle s'obtient en portant sur chaque coté le pourcentage des particules correspondantes. La texture du sol sera ensuite déterminée par l'intersection des droites issues des points de pourcentages considérés, et parallèles aux trois cotés du triangle.

Aussi, un sol est considéré comme argileux (A) s'il est constitué de moins de 55 % de sable , moins de 55 % de limon et plus de 45 % d'argile [64] .



- | | |
|---------------------------|------------------------|
| 1 : sable, | 8 : limon léger, |
| 2 : sable limoneux, | 9 : limon moyen, |
| 3 : sable argileux, | 10 : limon argileux, |
| 4 : limon léger sableux, | 11 : argile sableuse, |
| 5 : limon moyen sableux, | 12 : argile, |
| 6 : limon sablo argileux, | 13 : argile limoneuse, |
| 7 : limon argilo-sableux, | 14 : argile lourde. |

Fig. 19 : Triangle de texture des sols
(d'après Jamagne, 1967) [64] .

D'après les résultats obtenus par l'I.D.G.C., le sol étudié répond bien à cette condition. De même, si on applique la méthode du triangle sur ce sol, on peut conclure qu'il est de texture argileuse. Ce résultat montre bien que le sol de l'Oued-Smar se caractérise par une faible perméabilité .

Conclusion :

A la lumière de cet aperçu géologique et hydrogéologique de la zone de Qued Smar, on peut dire que la nappe souterraine pourrait être naturellement protégée. Cependant, du fait que la décharge soit opérationnelle depuis 14 années, et qu'elle reçoive toutes sortes de déchets sans aucun contrôle préalable, les risques de pollution des eaux pourraient s'accroître .

Au bout d'un certain temps, un site imperméable au départ, peut, d'une part atteindre le stade de saturation, et d'autre part, subir des altérations ou des modifications de sa structure dues aux différents phénomènes physico-chimiques qui s'y produisent.

C'est pourquoi des analyses chimiques et microbiologiques strictes devraient être régulièrement faites sur les eaux souterraines des zones avoisinantes, particulièrement à l'ouest de la décharge qui correspond à la direction de l'axe de drainage des eaux.

Chapitre VI :

CARACTERISATION
DES
LIXIVIATS

VI-1 : INTRODUCTION

L'estimation des risques de pollution des eaux souterraines par la décharge de Oued-Smar dépend de la composition chimique des lixiviats, qui est elle-même conditionnée par la nature des déchets rejetés, et par le mode d'exploitation de la décharge. Sachant que la charge polluante que véhiculent ces lixiviats, peut par infiltration, atteindre la nappe, il est donc nécessaire qu'ils fassent l'objet d'une surveillance particulière. Aussi, nous nous attacherons dans ce chapitre, à caractériser divers lixiviats produits par cette décharge, et prélevés en différents points de celle-ci.

VI-2 : PRELEVEMENT DES ECHANTILLONS

Etant sauvage et incontrôlée, la décharge de Oued-Smar se trouve donc démunie de système de drainage des lixiviats produits. Ceci nous a amené à prélever des échantillons de lixiviat au niveau de certaines fosses creusées par la S.N.M.C. pour en extraire de l'argile. Ces fosses dont la surface atteint jusqu'à 30 m², et la profondeur 2 m et plus, sont disposées de telle façon qu'elles ceinturent en partie la décharge.

L'écoulement des percolats dans la décharge, suit vraisemblablement des chemins préférentiels, et aboutit en grande partie dans ces fosses.

En fonction des possibilités d'accès et des moyens matériels disponibles, nous avons retenu pour l'étude, quatre points de prélèvement qui se différencient par leur environnement immédiat, c'est à dire par la nature des déchets qui se trouvent à proximité, ou en contact direct de la fosse de prélèvement.

La figure 20 présente un schéma de la décharge avec les différents points de prélèvement du lixiviat. Notons que l'opération de prélèvement est très délicate et dangereuse. L'accès aux fosses nécessite de grandes précautions et ce, particulièrement lors des périodes pluvieuses.

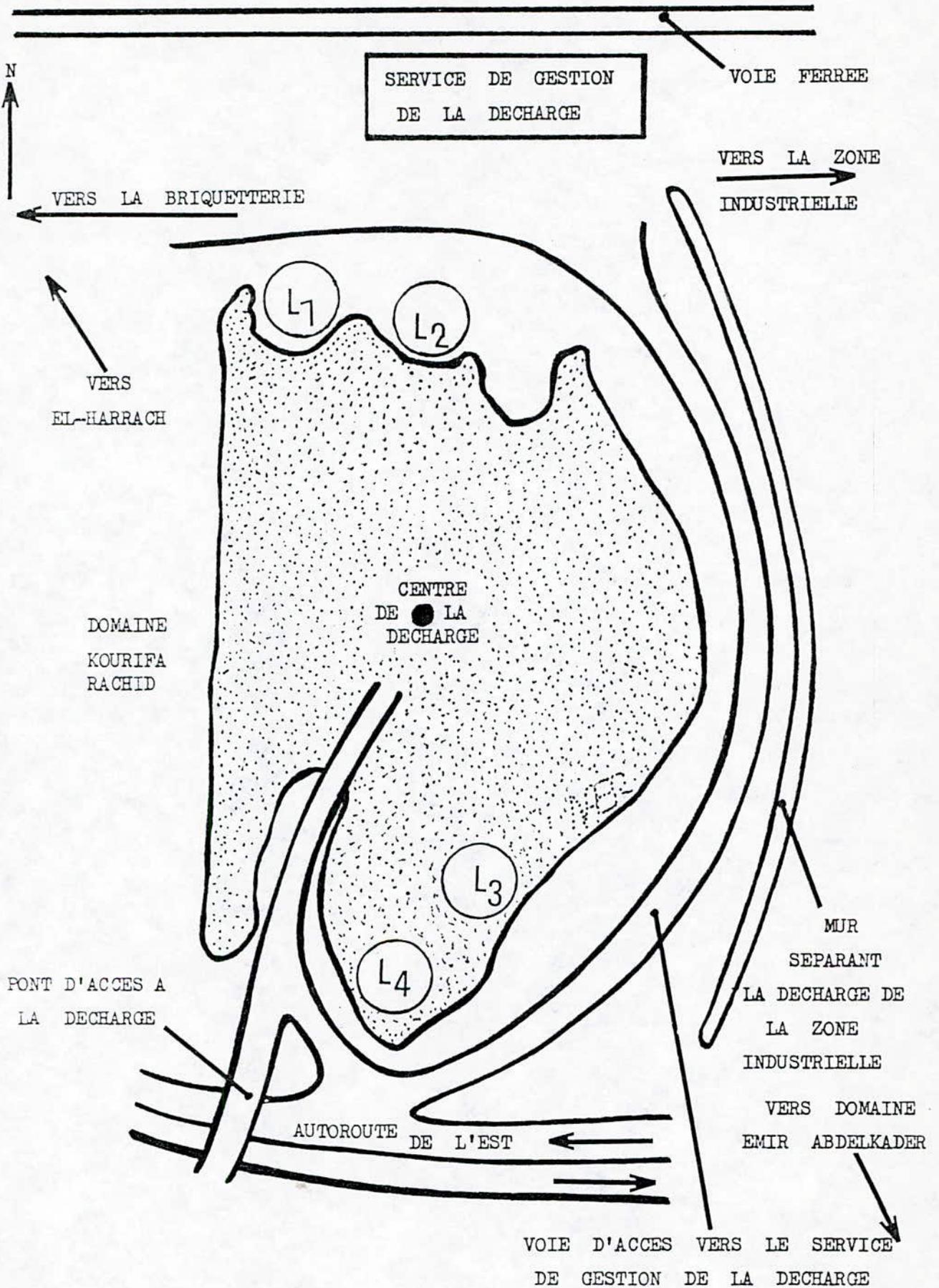


Fig. 20 : Représentation du site de la décharge et des points L₁ à L₄ de prélèvement du lixiviat .

Le tableau 24 illustre le micro-environnement des quatre points de prélèvement.

Tableau 24 : Caractéristiques des points de prélèvement.

Point de prélèvement	Environnement immédiat
L ₁	Ordures ménagères + plastiques (côté parc)
L ₂	" " + déchets industriels (côté parc)
L ₃	" " + ferraille + pneus (côté pont)
L ₄	" " + ferraille + boue EPEAL (" ")

Enfin, tous les échantillons ont été recueillis et analysés en respectant les conditions classiques de conservation [64]. Les paramètres physico-chimiques ont été analysés selon les protocoles normalisés par l'A.F.N.O.R. La D.B.O₅ a été mesurée après ensemencement par l'eau résiduaire urbaine. Les acides gras volatils ont été dosés par chromatographie en phase gazeuse.

VI-3 : ETUDE DES LIXIVIATS

VI-3-1 - RESULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES :

Les analyses physico-chimiques que nous avons effectuées sur les eaux de percolation de la décharge de Oued-Smar durant trois périodes réparties entre mars 1990 et octobre 1992, étaient axées sur l'évaluation de la charge organique, de la biodégradabilité, de la salinité, et sur la recherche d'une éventuelle présence d'éléments toxiques.

Les résultats obtenus sont résumés dans les tableaux 25, 26 et 27 où nous présentons les concentrations moyennes, et le domaine de variation des divers paramètres analysés sur des échantillons de lixiviats prélevés aux quatre points L₁ à L₄ au niveau de la

Tableau 25 : Concentrations moyennes des divers paramètres analysés sur les lixiviats .

(Période du 24/03/1990 au 26/05/1990)

PARAMETRES	DOMAINE DE VARIATIONS	POINTS DE PRELEVEMENTS			
		L 1	L 2	L 3	L 4
pH	7 - 8,5	7,9	8,0	8,0	7,9
O ₂ dissous (mg/l)	< 1,3	0,9	0,9	0,5	0,3
D.C.O (mg O ₂ /l)	836 - 14778	9052	5379	7962	3329
Mat. Organ. totales (mg/l)	5100 - 22100	12536	13448	11188	9310
Cl ⁻ (mg/l)	6242 - 11005	8975	8587	6297	7695
SO ₄ ²⁻ "	9,0 - 92,0	43,4	50,1	13,3	31,2
PO ₄ ²⁻ "	12,3 - 107,5	21,3	37,6	20,4	20,5
NO ₃ ⁻ "	24,5 - 3862	830	2310	1095	1612
NH ₄ ⁺ "	235 - 1053	400	366	583	624
T.A.C (m.éq./l)	35 - 347,5	180	202	164	171
Acidité totale (m.éq./l)	2,8 - 32,0	16,5	15,7	11,0	11,8
Fe total (mg/l)	4,2 - 52,6	38,6	8,3	6,2	4,9
Pb (mg/l)	0,2 - 0,5	0,4	0,2	0,2	0,2
Cu "	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Zn "	0,2 - 3,8	1,1	0,4	2,0	0,5
Cr "	< 1,3	1,1	0,5	0,1	0,2
Cd "	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1

Tableau 26 : Concentrations moyennes des divers paramètres analysés sur les lixiviats .
(Période du 12/11/1990 au 26/01/1991)

PARAMETRES	DOMAINE DE VARIATIONS	POINTS DE PRELEVEMENTS			
		L 1	L 2	L 3	L 4
pH	7,4 - 9,9	8,2	8,6	8,6	8,8
D.C.O (mg O ₂ /l)	3700 - 33700	17486	9260	13680	7990
D.B.O ₅ ,,	700 - 8580	4956	2140	4720	1960
D.B.O ₅ / D.C.O.	0,10 - 0,44	0,28	0,23	0,35	0,25
M.E.S. (mg/l)	7 - 43	35	24	19	20
M.V.S. ,,	5 - 32	23	15	13	13
Conduct. (µS/cm)	20000 - 33000	30900	30000	28800	25500
Cl ⁻ (mg/l)	3457 - 12587	8729	7935	7786	5038
SO ₄ ²⁻ ,,	80 - 1811	834	761	382	288
S ²⁻ ,,	0 - 15,5	4,0	1,6	0,9	3,9
PO ₄ ³⁻ ,,	5 - 56,5	36,6	19,8	24,0	11,4
NO ₃ ⁻ ,,	106 - 228	125	111	169	131
NO ₂ ⁻ ,,	5,6 - 16,0	10,6	8,5	9,6	7,1
NH ₄ ⁺ ,,	649 - 1947	1823	1556	1846	1788
N organ. ,,	654 - 1970	1861	1582	1874	1814
HCO ₃ ⁻ ,,	0,00 - 10889	6524	4004	5420	3199
CO ₃ ²⁻ ,,	0,00 - 9150	2718	1576	3329	4256
Ca ²⁺ ,,	3,2 - 305	108	48	39	39
Mg ²⁺ ,,	98,7 - 508	372	273	273	185
Na ⁺ ,,	1930 - 6850	3840	4032	2820	2450
K ⁺ ,,	1300 - 4425	2545	2666	2135	1690
Hc _{total} ,,	0,5 - 14,6	4,7	3,3	2,6	3,2
Fe _{total} ,,	3,4 - 14,3	10,5	6,8	7,6	4,4
Pb	0,1 - 0,5	0,2	0,2	0,2	0,2
Cu	< 1,1	0,4	0,4	0,5	0,4
Zn	0,1 - 1,1	0,4	0,4	0,8	0,6
Cr _{total} ,,	< 1,2	0,8	0,8	0,5	0,5
Mn	0,1 - 2,1	1,3	0,4	0,2	0,1
Ni	0,1 - 0,4	0,2	0,3	0,2	0,2
Sr	0,7 - 2,8	2,3	1,7	1,2	0,9
V	< 1,4	< 0,1	0,3	< 0,1	0,3

Tableau 27 : Résultats des analyses de lixiviats prélevés sur deux journées consécutives (24 et 25/10/92) .

PARAMETRES	POINTS DE PRELEVEMENTS					
	L 1		L 2		L 3	
Journées	24/10	25/10	24/10	25/10	24/10	25/10
pH	8,1	8,2	8,3	7,8	8,3	8,2
Conduct. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	20000	15000	26000	21500	17500	14500
D.C.O ($\text{mg O}_2/\text{l}$)	2734	2467	5967	3738	1709	1481
D.B.O ₅ "	1520	1200	2520	2400	540	560
D.B.O ₅ / D.C.O.	0,56	0,49	0,42	0,64	0,32	0,38
Cl ⁻ (mg/l)	2850	2450	3600	3100	2625	2100
SO ₄ ²⁻ "	1124	943	806	1083	935	861
S ²⁻ "	0	0	0	0	1,4	1,6
N.T.K "	1046	530	994	893	895	727
NH ₄ ⁺ "	613	501	922	688	662	639
Na ⁺ "	2268	1744	3152	2528	1911	1531
K ⁺ "	1563	971	1933	1758	1313	847
Dureté totale (Ca ⁺⁺ + Mg ⁺⁺)	46	32	32	34	39	24
Fe _{total} (mg/l)	6,9	7,4	15,1	15,5	17,4	12,6
Pb "	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Cu "	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Zn "	0,3	0,4	0,5	0,8	0,5	0,4
Cr _{total} "	0,5	0,4	0,7	0,6	0,3	0,2
Sr "	2,0	1,7	1,7	2,0	2,0	1,5
Co "	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Acides (mgDCO/l):						
{ acétique	746	575	857	687	0	0
{ propionique	130	100	155	128	0	0
{ butyrique	0	0	17	0	0	0
{ isobutyrique	0	0	38	31	0	0
{ valérique	21	11	27	21	0	0
{ isovalérique	0	0	0	0	0	0
{ caproïque	0	0	0	0	0	0
Acides gras volatils totaux AGV _t ($\text{mg DCO}/\text{l}$)	897	686	1094	867	0	0

décharge. Ces résultats se réfèrent à trois campagnes de prélèvement :

- une campagne printanière allant du 24/03/90 au 26/05/90 ,
- une campagne hivernale allant du 12/11/90 au 26/01/91 ,
- et une campagne où nous avons effectué des prélèvements sur deux journées consécutives .

Les résultats des prélèvements journaliers à partir desquels les moyennes ont été calculées sont présentés en annexe N° 5 .

Le tableau 28 résume les résultats de l'analyse bactériologique effectuée sur des échantillons prélevés au niveau des diverses fosses.

Tableau 28 : Résultats des analyses bactériologiques effectuées sur les lixiviats .
(date de prélèvement : 16/03/1991) .

ECHAN- -TILLONS	G E R M E S					
	G.T.	C.T.	C.	S.F.	V.C.	S.
L ₁	15.10 ⁵	2400	230	2400	n.y.	n.y.
L ₂	18.10 ³	240	0	0	n.y.	n.y.
L ₃	31.10 ²	260	0	0	n.y.	n.y.
L ₄	90.10 ²	460	0	240	n.y.	n.y.

Ces résultats sont exprimés en nombre de germes par millilitre.

G.T. : germes totaux,

C.T. : coliformes totaux,

C. : colibacilles,

S.F. : streptocoques fécaux,

V.C. : vibrion cholérique,

S. : salmonelles.

VI-2-2 - INTERPRETATION DES RESULTATS :

La décharge de Qued-Smar génère des lixiviats fort complexes, dont les caractéristiques varient dans le temps et dans l'espace. A l'exception de certains paramètres, l'évolution

temporelle et spatiale est quasi aléatoire, et on assiste d'un jour à l'autre, à un important changement dans la teneur de certaines espèces chimiques telles que les sulfates, nitrates et autres .

L'enfouissement des déchets étant désordonné et ne suivant aucun schéma précis, il en résulte une perturbation constante des phénomènes physico-chimiques et biologiques qui régissent le comportement de la lixiviation. Ce chaos est accentué de plus, par la diversité des unités qui rejettent en mélange avec les ordures ménagères, des déchets plus ou moins indéfinis.

D'une manière générale, l'étude entreprise montre qu'on est globalement en présence de trois types de pollution, une pollution organique, une pollution minérale et une pollution métallique.

L'examen des résultats illustrés dans les tableaux 25, 26 et 27 , nous permet de constater que les lixiviats sont très fortement chargés en matière organique oxydable.

La D.C.O. moyenne des différents points est souvent supérieure à $7 \text{ g O}_2/\text{l}$, et atteint des pointes de $33,7 \text{ g O}_2/\text{l}$. Par comparaison, on rappelle que les eaux usées urbaines présentent une D.C.O. moyenne de l'ordre de $160 \text{ mg O}_2/\text{l}$. Cette forte D.C.O. rencontrée dans les lixiviats, est due à la fraction organique constituée d'acides gras volatils dégradables, aux métabolites non biodégradables, et à l'importante fraction minérale que représentent les chlorures et autres espèces chimiquement oxydables.

La D.B.O₅ qui exprime la composante des substances organiques biodégradables, est elle aussi considérable dans la majorité des lixiviats étudiés. Même si le rapport D.C.O./D.B.O₅ n'est pas constant, l'évolution de la D.B.O₅ moyenne suit souvent celle de la D.C.O. . Cette importante charge organique est typique pour les lixiviats de décharges . En effet, selon certains auteurs [29, 30, 66, 67] , les valeurs de D.C.O. dans les lixiviats varient de 400 à 90.000 $\text{mg O}_2/\text{l}$, celles de la D.B.O₅ , de 250 à 28.000 $\text{mg O}_2/\text{l}$. Certaines valeurs communiquées oralement ou avancées au cours de congrès internationaux, font état de D.C.O. supérieures à $100.000 \text{ mg O}_2/\text{l}$, conjointes à des D.B.O₅ quasi nulles, l'effluent contenant trop de toxiques pour la vie des bactéries.

Le domaine de variation de ces deux paramètres dépend aussi bien

de la nature de la décharge et de son mode de gestion que de l'étape de fermentation que traversent les déchets.

Le rapport $D.B.O_5/D.C.O.$ qui évolue dans le temps indique le caractère organique d'un milieu, et son degré de biodégradabilité. Il donne en outre, des informations sur la situation actuelle de la décharge, c'est à dire sur la nature des transformations biochimiques qui y règnent. Pour les décharges d'ordures ménagères jeunes, où l'activité biologique correspond à la phase acide de dégradation anaérobie, ce rapport $D.B.O_5/D.C.O.$ atteint la valeur de 0,83 . Il descend jusqu'à la valeur 0,05 pour les vieilles décharges où l'étape de fermentation ultime est atteinte, c'est à dire la méthanogénèse. A ce stade, la D.C.O. et surtout la $D.B.O_5$ sont faibles, et le pH est basique [68] . Pour des rapports supérieurs à 0,40 , on a la phase anaérobie acide avec une charge organique facilement biodégradable. A des valeurs inférieures à 0,40 , la décharge tend vers la fermentation méthanique où la substance organique n'est plus biodégradable [68, 69] .

Dans le cas de Qued-Smar, les lixiviats présentent un rapport $D.B.O_5/D.C.O.$ peu évolutif dans le temps avec, pour les différents sites, des valeurs moyennes comprises entre 0,23 et 0,35 . Sur les trente (30) prélèvements où ce rapport a été déterminé, nous n'avons relevé que deux cas où le quotient est supérieur à 0,50 . Il en ressort globalement que l'activité biologique actuelle de la décharge correspond à la phase méthanique de la décomposition anaérobie. Les pH moyennement basiques, que nous avons mesurés, correspondent eux aussi à cette évolution biochimique.

Dans ce cas, la teneur en acides gras volatils (A.G.V.) qui sont responsables de l'acidité du milieu (en phase anaérobie acide, le pH varie entre 5 et 6), serait alors très réduite.

En effet, si on regarde les A.G.V. $_{\text{totaux}}$ (C_2 à C_6) mesurés en trois sites sur deux journées consécutives (tableau 27), nous constatons qu'ils sont soit totalement absents (c'est le cas des lixiviats présentant des rapports $D.B.O_5/D.C.O.$ inférieurs à 0,40), soit présents à des teneurs faibles. Dans l'échantillon le plus riche en A.G.V., on y mesure une teneur correspondant à environ 18 % de la D.C.O. de l'échantillon, alors qu'initialement, en début de fermentation acide, les A.G.V. $_{\text{totaux}}$ représentent en

général 50 à 70 % de la D.C.O. . Comme d'autre part, les A.G.V. mesurés se composent principalement de l'acide acétique, ces prélèvements ont subi une dégradation avancée correspondant à la phase acétogénèse. Ainsi, sur la même décharge, on rencontre des sites où la dégradation ultime est atteinte, et d'autres où le processus biologique est encore en évolution.

Les différences qui existent entre les conditions qui régissent les milieux des deux phases de dégradations anaérobies, induisent aussi des différences dans la solubilité de certains métaux. C'est le cas du fer et du manganèse dont l'évolution des concentrations est étroitement liée à celle des paramètres organiques, la D.C.O. et la D.B.O₅ . Le fer par exemple, qui se trouve à des centaines de milligrammes par litre en phase acide, est fortement éliminé en phase de méthanogénèse où il précipite sous forme de carbonates, sulfides ou hydroxydes, le pH étant suffisamment élevé.

Ainsi, et en concordance avec les résultats des études faites sur des décharges européennes [68, 69] , nous pouvons situer l'évolution actuelle de la décharge de Qued-Smar par les schémas qualitatifs donnés en figure 21 .

Dans ces schémas, l'échelle de temps n'est donnée qu'à titre illustratif, car suivant les décharges, l'évolution peut être plus rapide ou plus courte que celle donnée sur la figure.

Il en ressort que la décharge de Qued-Smar traverse actuellement l'étape instable entre l'acétogénèse et la fermentation méthanique avec une nette tendance vers cette dernière.

En l'état actuel des choses, la production de méthane n'a pas encore atteint son équilibre stationnaire.

Il faut d'autre part, signaler que la décharge de Qued-Smar présente une caractéristique qui semble être propre à cette décharge. Il s'agit du pH du lixiviat qui est anormalement élevé par rapport à ce que rapporte la bibliographie. Même en présence du taux d'A.G.V le plus élevé, on mesure un pH supérieur à 8 (tableau 27). Il est invraisemblable que ceci résulte d'un rejet d'une base forte car ce genre de composés chimiques est très sollicité sur le marché (pénurie de NaOH) . La chaux qui est, par contre, abondante dans le pays, pourrait en être l'origine, mais là aussi, on ne mesure que de très faibles teneurs en ions Ca²⁺ . L'inexistence

Etape de fermentation actuelle qui règne
à la décharge de Oued - Smar.

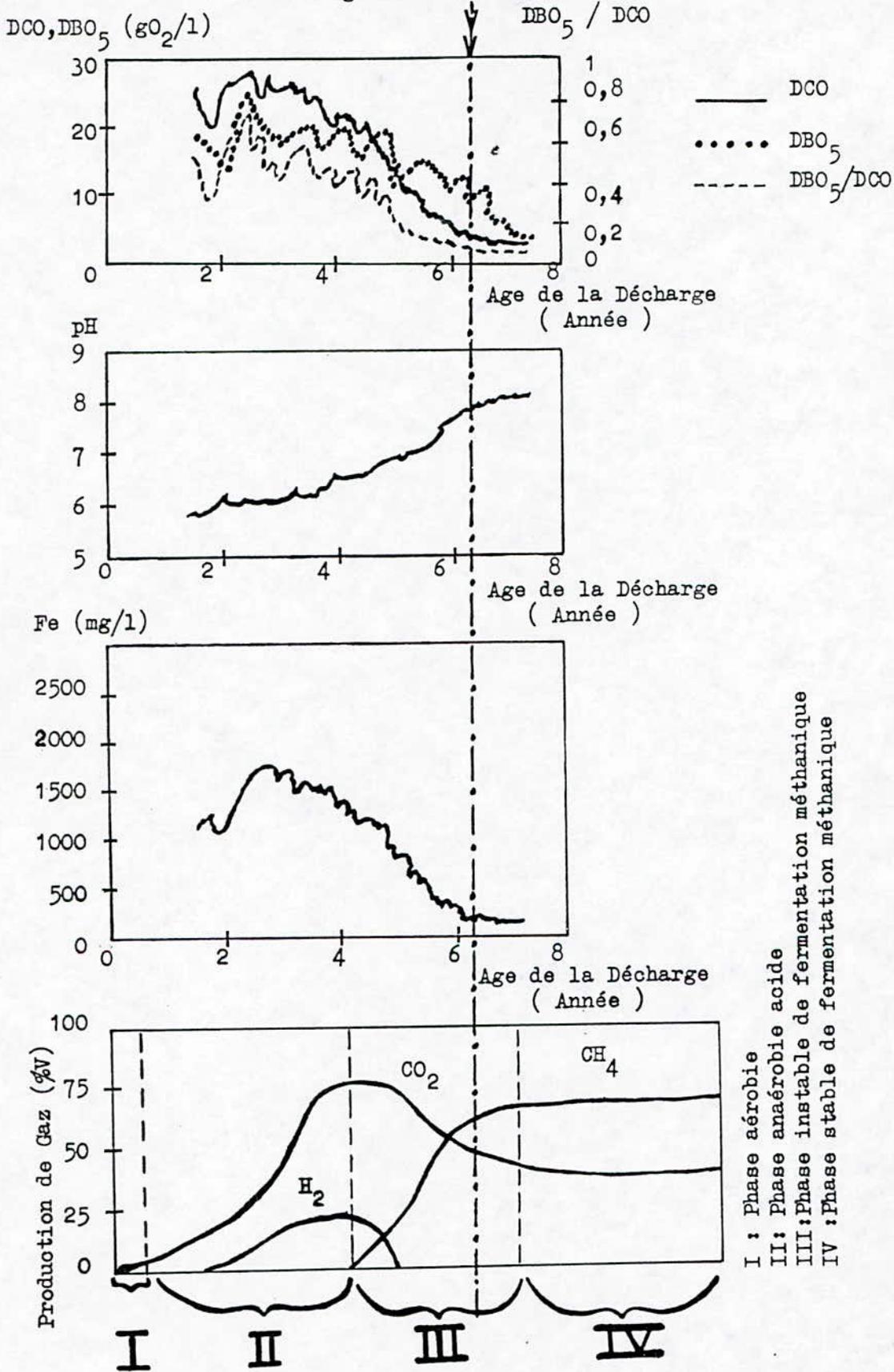


Fig. 21 : Situation actuelle de la décharge de Oued-Smar par rapport à l'évolution générale des lixiviats en fonction de l'âge .

d'un contrôle et d'un inventaire des déchets évacués, rend quasiment impossible l'identification des composés responsables de cette basicité du milieu.

En ce qui concerne la pollution azotée, les résultats montrent que tous les lixiviats sont très riches en azote, et que l'azote prépondérant se retrouve sous forme réduite, azote ammoniacal et organique. Cependant, des teneurs élevées en NO_3^- (10 à 100 fois plus élevées que celles rapportées par la bibliographie) ont été mesurées au niveau de tous les points de prélèvement. Comme la fermentation anaérobie confère au milieu lixiviat un caractère réducteur où la nitrification est inhibée, ce taux élevé de nitrates ne peut provenir de l'oxydation de l'azote ammoniacal, mais a dû être directement rejeté initialement comme déchet.

Le rejet a dû avoir lieu avant mars 1990, date à partir de laquelle nous relevions des teneurs extrêmes. Moins d'une année après, nous mesurons des teneurs beaucoup plus faibles, ce qui montre qu'il s'agit probablement d'un rejet ponctuel qui ne s'est plus répété par la suite. Comme déchet, nous pensons surtout aux engrais périmés riches en nitrates.

La minéralisation excessive qui caractérise les lixiviats est mise en évidence par la mesure de la conductivité qui atteint des valeurs très élevées. Cette minéralisation est due en partie, aux fortes teneurs en chlorures, en particulier au point L_1 où l'on mesure $12,6 \text{ g Cl}^-/1$. Dans la littérature, des teneurs plus faibles sont citées. Ces teneurs en chlorures ne peuvent être expliquées seulement par leurs taux de présence naturelle dans les ordures ménagères, mais résultent certainement d'un important rejet de sels chlorés.

En fait, l'étude du rapport moyen Cl/Na qui est de l'ordre de 2,4 et les teneurs en Na^+ et K^+ mesurées, montrent que les chlorures proviennent de sels de sodium et de potassium.

Entre les paramètres conductivité d'une part, et Cl^- , NH_4^+ , SO_4^{2-} , Na^+ et K^+ d'autre part, il existe une étroite corrélation en ce sens que la conductivité est directement proportionnelle à la somme des teneurs des ions cités. Nous représentons en figure 22, cette corrélation pour les données du tableau 27.

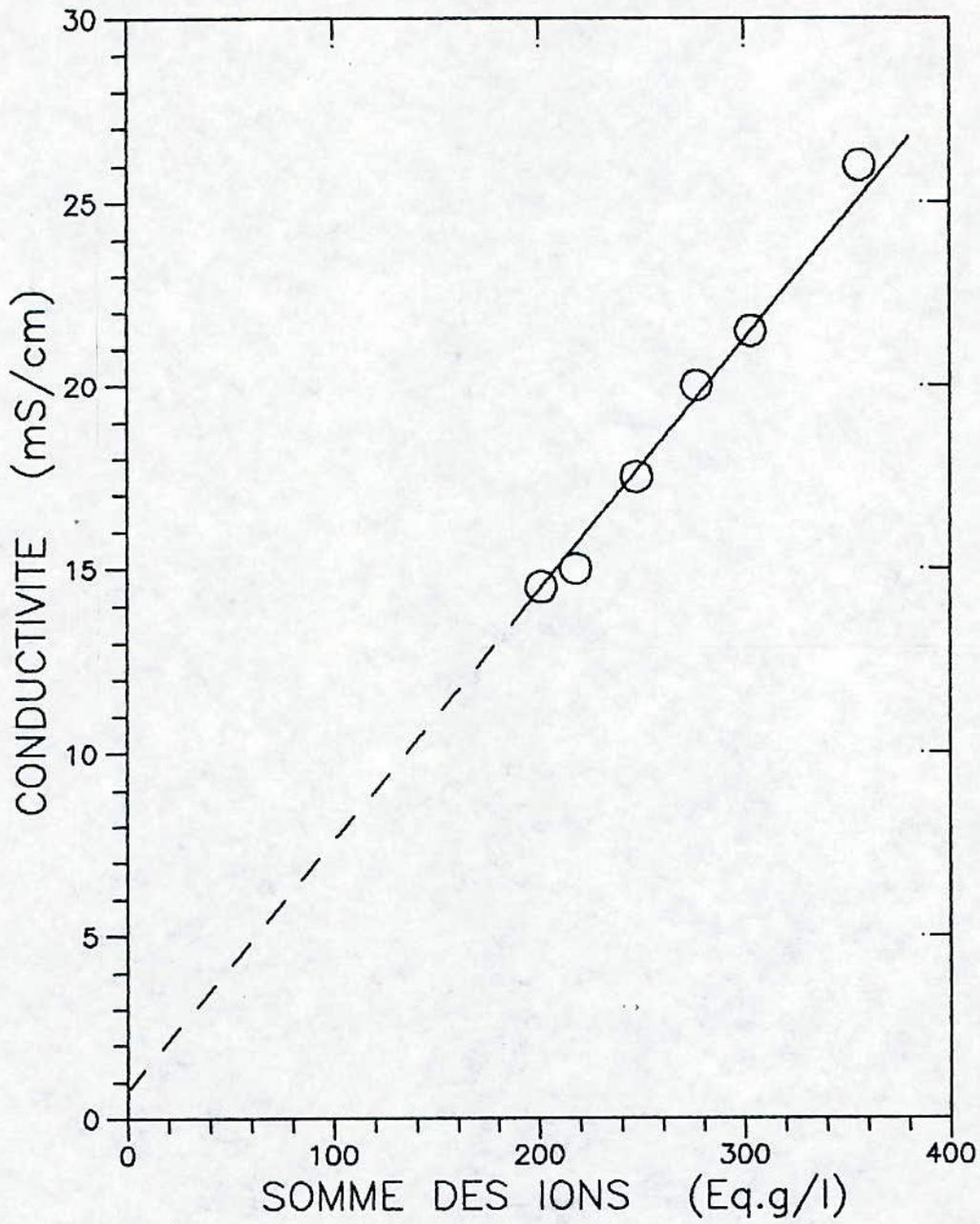


Fig. 22 : Evolution de la conductivité en fonction de certains ions présents dans le lixiviat .

A partir de cette représentation graphique, nous déterminons la relation suivante :

$$\text{Conductivité} = 0,07 \cdot (T_{\text{Cl}^-} + T_{\text{SO}_4^{2-}} + T_{\text{NH}_4^+} + T_{\text{Na}^+} + T_{\text{K}^+}) + 0,75$$

Dans cette relation, la conductivité est donnée en mS/cm et la teneur T en éq.g/l .

Notons au passage, que certains lixiviats véhiculent des concentrations élevées en sulfates. En général, on s'attend à une réduction des sulfates et donc, à une précipitation des sulfures dans les lixiviats de décharges. Il est probable qu'en certains sites, les conditions soient défavorables au développement des bactéries sulfato-réductrices.

De ces lixiviats, d'une couleur noire plus ou moins intense, émane une odeur désagréable. Le soufre participe de près à l'émanation de ces odeurs. Aussi, l'apparence épaisse de ces effluents est dûe au sulfure de fer pigmentaire, dont le pouvoir colorant est élevé. Le composé résulte de la combinaison du fer dissout à partir des déchets métalliques de la décharge, et des sulfures provenant directement de la dégradation des matières organiques, ou réduits des sulfures par anaérobiose. D'autre part, les composés humiques produits en phase méthanique contribuent aussi à la couleur des lixiviats.

L'étude de la pollution métallique montre que la teneur en métaux totaux est relativement faible, le fer représente la grande majorité.

Les teneurs en métaux lourds observées, sont typiques pour les lixiviats issus des déchets à caractère domestique prédominant. On y décèle un grand nombre de métaux lourds présents à l'état de traces avec des teneurs souvent inférieures au p.p.m. .

Cette faible pollution en métaux lourds ne devrait avoir aucune influence négative sur les processus biochimiques, surtout en ce qui concerne l'activité des bactéries de fermentation méthanique qui sont très sensibles aux inhibiteurs.

Il faut signaler aussi que la récupération non contrôlée qui s'est développée ces dernières années, contribue aussi certainement à cette faible teneur en métaux lourds.

Pour les eaux souterraines, il n'y en a pas, du moins à l'heure actuelle, un grand risque de contamination.

Enfin, la recherche des germes qui présenteraient un risque pour la santé publique, effectuée sur les lixiviats de Qued-Smar, a donné les résultats qui sont illustrés dans le tableau 28. D'après ces résultats, il est remarquable que les lixiviats prélevés aux points L_1 et L_2 , sont plus chargés que ceux issus des points L_3 et L_4 . Le nombre de germes par ml d'échantillon est dans ces points, le plus élevé.

De plus, et dans le même ordre, les streptocoques fécaux apparaissent plus nombreux. Les coliformes totaux se retrouvent par contre, à des nombres moins importants.

Rappelons que ces deux types de germes témoignent une contamination fécale humaine ou animale. Malgré l'absence de germes pathogènes (salmonelles), le nombre élevé de germes témoins de contamination fécale, permet de dire qu'une désinfection des lixiviats est à prévoir lors de leur traitement, et le suivi des eaux souterraines par des analyses bactériologiques est souhaitable.

La comparaison de la composition des lixiviats issus des diverses fosses, ne nous a pas permis de déceler une quelconque influence du milieu environnant. La fosse L_4 par exemple, près de laquelle s'entasse de la ferraille, ne contient pas plus de métaux que les lixiviats des autres fosses. Le lixiviat peut provenir ainsi d'un site totalement différent de celui qui juxtapose une fosse.

Nous n'avons d'autre part, pas pu mettre en évidence l'influence des saisons (dilution des lixiviats par les pluies, et plus fort lessivage des éléments solubles) car, aussi bien pour la campagne hivernale de prélèvement que pour la période printanière, la région de Qued-Smar a connu des volumes de précipitations équivalents (environ 120 mm pour chacune des deux périodes). Il est cependant clair qu'en été, le volume de lixiviats produit est plus faible, mais pouvant toutefois, véhiculer une charge polluante plus élevée.

L'étude de la pollution issue d'une décharge nécessite, en plus de

la caractérisation des lixiviats, la connaissance du volume des percolats produits. En l'absence d'un système de drainage, le volume des lixiviats ne peut être qu'estimé à partir des expériences acquises dans d'autres pays. Pour des décharges à faible compactage, avec un sous-sol étanche, le volume des lixiviats produit dépend des précipitations, et s'élève, pour une pluviométrie de 500 mm/an, à environ 20 % des précipitations, soit $2,5 \text{ m}^3/\text{ha.j}$ [68].

La décharge de Qued-Smar produirait ainsi un volume de lixiviat qui s'élèverait à environ $11\,000 \text{ m}^3/\text{an}$. Ce volume n'est donné qu'à titre approximatif. Comme la partie exploitée de la décharge n'a pas de couverture spéciale, le volume d'eaux de surface est fort réduit, et l'évaporation qui, pour notre climat chaud, représenterait un important terme dans le bilan des eaux, n'influe que faiblement sur le volume final des lixiviats.

Dépendant de la pluviométrie, il est clair que ces volumes de lixiviats se répartissent d'une manière inégale au cours de l'année, l'été correspondant aux volumes les plus faibles.

Chapitre VII :

QUALITE DES EAUX
SOUTERRAINES ET IMPACT DE
LA DECHARGE SUR LA NAPPE

Après avoir montré que les lixiviats de la décharge de Qued-Smar véhiculent une importante pollution organique et minérale, nous essayons dans ce chapitre, de déterminer le degré de contamination de la nappe aquifère par infiltration de ces lixiviats dans le sous-sol.

L'étude de la qualité des eaux souterraines portera sur des prélèvements effectués au niveau de quelques forages situés dans le voisinage de la décharge.

VII-1 : POINTS DE PRELEVEMENT

S'il ya propagation de la pollution des lixiviats dans la nappe aquifère, elle doit se localiser surtout dans le sens de l'écoulement des eaux souterraines, qui, dans notre cas, s'oriente vers l'ouest de la décharge. Ainsi, l'étude envisagée devrait porter en premier lieu, sur les eaux situées dans cette orientation.

Comme cependant la réalisation de forages sur le site même et dans l'axe souhaité était impossible, nous avons utilisé les possibilités offertes par les forages existant déjà à proximité du site. C'est ainsi qu'en nous basant sur les résultats de l'étude hydrogéologique de la région de la Mitidja, nous avons pu retenir pour nos prélèvements, cinq forages P_1 à P_5 , situés dans le domaine Kourifa Rachid, et couvrant plus ou moins le sens d'écoulement des eaux.

Deux autres points de prélèvement situés à l'est de la décharge, dans la zone industrielle, au niveau de SAIDAL et de l'ENEPAC, ont été introduits dans l'étude. Ces deux puits pourraient servir de référence car ils se trouvent en amont de la décharge, et ne devraient théoriquement pas être affectés par les lixiviats.

Nous situons en figure 23, la position des divers forages où ont eu lieu les prélèvements.

Notons que le prélèvement lui-même se fera par simple pompage en évitant toute contamination externe.

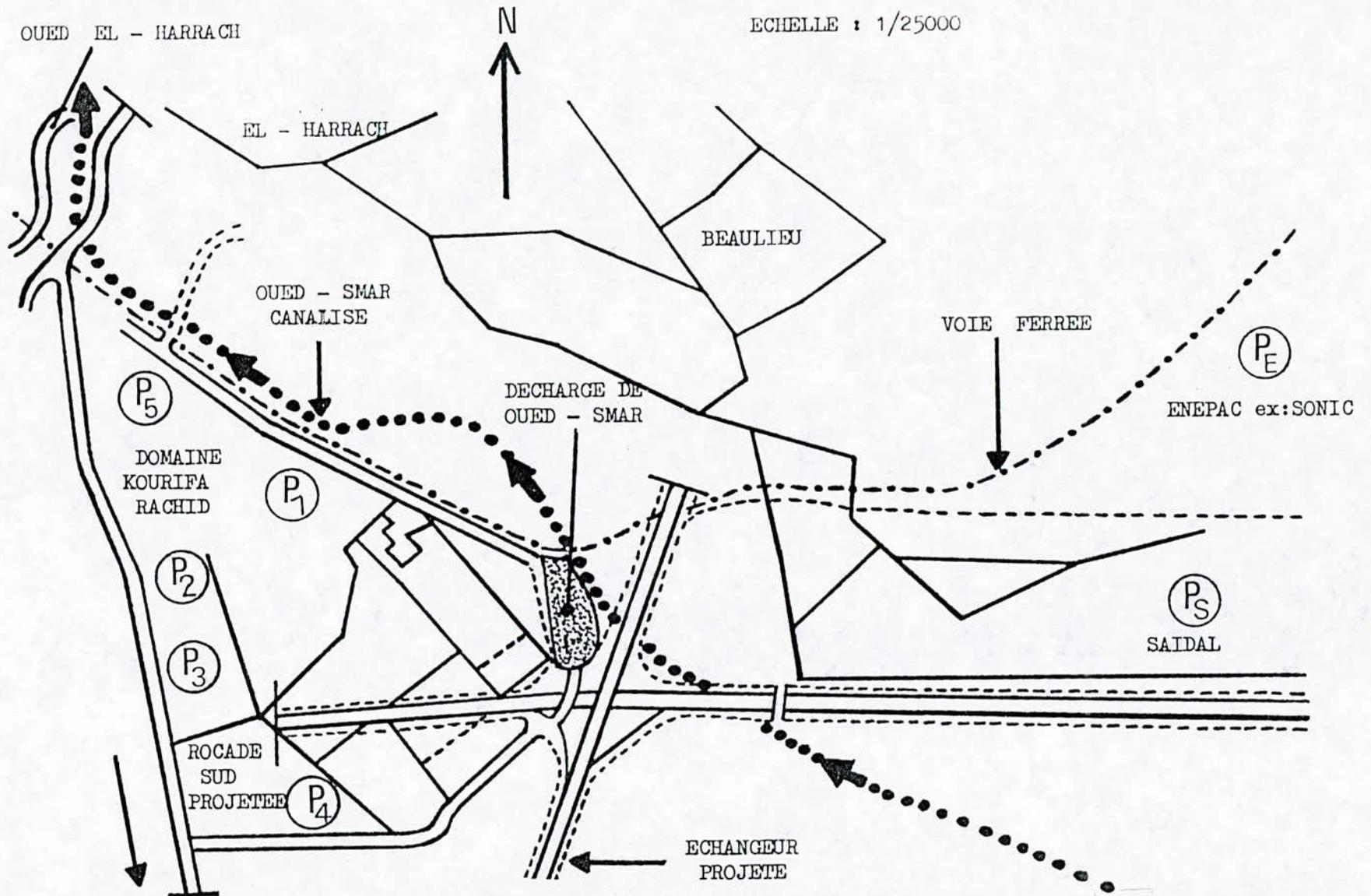


Fig. 23 : Position des points de prélèvements P₁ à P₅, P_E et P_S des eaux souterraines .

VII-2 : QUALITE DES EAUX SOUTAIRRAINES

Le contrôle de la qualité des eaux souterraines a été effectué sur des prélèvements ponctuels. Certains puits ont fait l'objet d'un suivi sur une période de quelques mois.

Le nombre et la nature des paramètres pris en considération dans l'étude, ont été choisis de façon à mettre clairement en évidence la présence d'une éventuelle contamination des eaux souterraines par les lixiviats.

Les résultats des analyses effectuées sur les eaux des forages P₁ à P₅ sont résumés dans les tableaux 28 à 34 .

Le tableau 35 regroupe les résultats obtenus sur les eaux de SAIDAL et de l'ENEPAC .

Ces résultats montrent qu'à priori, l'influence des lixiviats sur les eaux souterraines situées à plus d'un Km de la décharge, est minime et que, s'il y a infiltration des percolats, l'action épuratrice du sous-sol est fort efficace.

La première indication dans ce sens est donnée par la teneur en oxygène dissout qui montre que les eaux étudiées se situent en zone d'oxydation non influencée par les lixiviats. Sous la décharge elle-même, et comme schématisé en figure 24 , l'infiltration des lixiviats engendre toujours une zone de réduction très pauvre en oxygène. Cette dernière s'estompe par dilution en fonction de l'éloignement.

L'étendue de la zone de réduction dépend de l'ampleur de l'infiltration et de la vitesse d'écoulement des eaux de la nappe. Dans le cas de Qued-Smar où le sous-sol est plus ou moins imperméable, la zone anaérobie serait de faibles dimensions, et le nuage de pollution n'a pas, d'après nos résultats, atteint le puits P₁ .

Un autre indice caractéristique est le taux de nitrates qui est, dans le cas des eaux potables, plus important que l'ion NH₄⁺ . Dans les eaux contaminées par les lixiviats, où le milieu devient réducteur, c'est l'inverse qui se produit.

Si à première vue, et sur la base des deux indices sus-cités, les eaux étudiées présentent le caractère d'une eau potable, il n'en

Tableau 29 : Résultats des analyses des eaux souterraines prélevées du puits P₁ (profondeur 23,7 m) .

PARAMETRES	DATE DE PRELEVEMENT						MOY.
	12/11 1990	26/11 1990	05/12 1990	29/12 1990	26/01 1991	16/03 1991	
Couleur	troub.	transp	transp	transp	transp	transp	
Odeur	chlor.	sans	sans	sans	sans	sans	
Températ. (°C)	18	18	17	16	18	20	17,2
pH	7	7	7	7	7	7	7
O ₂ diss. (mg/l)	8,7	8,8	8,7	7,4	9,2	--	8,5
D.C.O (mgO ₂ /l)	90	59	66	44	77	80	69,3
D.B.O ₅ "	11	9	10	8	9	10	9,5
M.E.S (mg/l)	14	16	13	15	14	12	14
M.V.S "	9	11	10	11	10	9	10
Conduc. (µS/cm)	1250	1250	1360	1040	890	1200	1165
Cl ⁻ (mg/l)	543	320	258	261	220	240	307
SO ₄ ²⁻ "	120	103	90	175	195	134	136
PO ₄ ³⁻ "	0,3	0,1	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2
NO ₃ ⁻ "	14,2	16,5	19,3	19,0	16,7	45,0	21,8
NO ₂ ⁻ "	3,2	4,5	6,2	7,0	5,8	5,2	5,3
Ca ²⁺ "	142	138	141	145	150	140	143
Mg ²⁺ "	53	59	49	52	67	61	56,8
Na ⁺ "	64	56	63	57	67	78	64,2
K ⁺ "	1,2	1,3	1,6	1,5	1,5	1,5	1,4
Fe _{total} "	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2
Mn "	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Cu "	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,3	0,2
Pb "	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1
Zn "	<0,1	<0,1	0,3	0,2	0,1	<0,1	0,1

Tableau 30 : Résultats des analyses des eaux souterraines prélevées du puits P₄ (profondeur 23,6 m) .

PARAMETRES	DATE DE PRELEVEMENT						MOY.
	12/11 1990	26/11 1990	05/12 1990	29/12 1990	26/01 1991	16/03 1991	
Couleur	troub.	transp	transp	transp	transp	transp	transp
Odeur	sans	sans	sans	sans	sans	sans	sans
Températ. (°C)	20	24	19	19	22	20	21
pH	7	7	7	7	7	7	7
D.C.O (mgO ₂ /l)	30	26	20	25	44	29	29
D.B.O ₅ "	8	7	6	7	10	5	7
M.E.S (mg/l)	17	19	23	22	16	10	18
M.V.S "	13	14	14	16	10	7	12
Conduc. (µS/cm)	560	530	480	600	420	960	642
CO ₃ ²⁻ (mg/l)	--	--	--	--	--	582	--
Cl ⁻ "	83	94	78	79	256	200	132
SO ₄ ²⁻ "	250	300	278	308	300	142	203
PO ₄ ³⁻ "	0,4	0,5	0,4	0,5	0,0	<0,1	0,3
NO ₃ ⁻ "	26,0	23,0	23,5	25,0	8,0	12,0	19,6
Ca ²⁺ "	182	178	176	178	168	131	169
Mg ²⁺ "	50	49	83	60	54	49	58
Na ⁺ "	65	76	85	83	83	81	79
K ⁺ "	3,2	3,5	4,4	3,2	3,0	0,9	3,0
Fe _{total} "	0,1	0,1	0,1	0,1	0,6	0,2	0,2
Mn "	0,3	0,3	0,2	0,3	0,2	0,2	0,25
Cu "	0,8	0,8	0,8	0,8	n.d.	0,8	0,7
Pb "	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Zn "	0,3	0,3	0,2	0,4	<0,1	0,4	0,3

n.d. : non décelable .

Tableau 31 : Résultats des analyses des eaux souterraines prélevées du puits P₅ (profondeur 9 m) .

PARAMETRES	DATE DE PRELEVEMENT						MOY.
	24/03 1990	10/04 1990	14/04 1990	08/05 1990	20/05 1990	26/05 1990	
Couleur	troub.	troub.	transp	transp	transp	transp	
Odeur	sans	sans	sans	sans	sans	sans	
Températ. (°C)	21,0	19,0	21,0	20,0	21,5	21,0	20,6
pH	7	7	7	7	7	7	7
O ₂ diss. (mg/l)	9,4	9,1	7,0	11,0	--	8,2	9,0
D.C.O (mgO ₂ /l)	192	204	512	120	87	92	200
D.B.O ₅ "	--	--	--	--	10	12	--
M.O.T (mg/l)	700	550	805	57	--	60	434
M.T à 105°C "	1500	560	920	77	--	500	711
M.M à 505°C "	800	96	115	20	--	440	294
Cl ⁻ (mg/l)	476	298	334	355	383	350	366
SO ₄ ²⁻ "	4,0	11,0	3,7	4,0	11,3	4,5	6,4
PO ₄ ³⁻ "	0,1	0,6	3,6	3,2	1,0	3,0	1,9
NO ₃ ⁻ "	15,0	11,4	5,5	15,4	15,7	15,9	13,2
NO ₂ ⁻ "	--	--	--	12,0	--	11,0	--
NH ₄ ⁺ "	1,9	0,8	1,8	1,5	--	1,5	1,5
N.T.K "	2,0	--	--	2,0	0,4	2,0	1,6
T.A.C (m.éq/l)	20,0	3,9	20,5	7,0	7,6	21,0	13,3
Acid.tot. "	0,5	0,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Fe _{total} (mg/l)	--	--	--	14,2	0,3	--	--
Mn "	--	--	--	0,2	0,2	--	--
Cu "	--	--	--	<0,1	n.d	--	--
Pb "	--	--	--	n.d	n.d	--	--
Zn "	--	--	--	<0,1	<0,1	--	--

M.M. : matière minérale,

M.O.T. : matière organique totale

M.T. : matière totale,

n.d. : non décelable

Tableau 32 : Résultats des analyses des eaux souterraines prélevées du puits P₅ (profondeur 9 m) .

PARAMETRES	DATE DE PRELEVEMENT					MOY.
	12/11 1990	26/11 1990	05/12 1990	26/01 1991	16/03 1991	
Couleur	peu tr.	trouble	transp.	transp.	transp.	
Odeur	sans	sans	sans	sans	sans	
Températ. (°C)	17,0	18,0	17,5	17,0	20,0	17,9
pH	7	7	7	7	7	7
D.C.O (mgO ₂ /l)	112	61	65	48	76	72
D.B.O ₅ "	10	12	11	9	9	10
M.E.S (mg/l)	15	18	19	23	20	19
M.V.S "	7	6	9	8	12	8
Conduc. (µS/cm)	1260	1250	1256	1240	1230	1247
CO ₃ ²⁻ (mg/l)	470	520	500	324	553	465
Cl ⁻ "	260	204	207	220	254	229
SO ₄ ²⁻ "	150	110	115	118	148	128
PO ₄ ³⁻ "	0,2	0,2	0,5	1,2	1,0	0,6
NO ₃ ⁻ "	14,5	16,2	15,4	16,3	28,2	18,2
NO ₂ ⁻ "	4,5	5,6	5,2	4,3	5,8	5,1
NH ₄ ⁺ "	1,2	1,2	1,4	1,6	1,9	1,5
N org. "	2,0	1,3	1,5	1,7	1,8	1,7
Ca ²⁺ "	175	166	172	178	188	176
Mg ²⁺ "	54	61	63	56	52	57
Na ⁺ "	104	95	86	84	89	92
K ⁺ "	1,8	1,7	1,8	1,6	1,2	1,6
Fe _{total} "	0,1	0,1	0,2	< 0,1	0,2	0,1
Mn "	0,2	0,1	0,1	0,1	0,7	0,2
Cu "	0,1	0,1	0,4	0,1	0,8	0,3
Pb "	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Zn "	0,4	0,4	0,3	0,4	0,4	0,4

Tableau 33 : Résultats des analyses des eaux souterraines prélevées des puits P₁ à P₅ ;
(date de prélèvement : 20/05/1990) .

PARAMETRES	NUMERO DU PUIITS				
	P ₁	P ₂	P ₃	P ₄	P ₅
Coordonnées Lambert (*)					
{ X	539,1	539,6	340,3	378,5	540,0
{ Y	377,9	377,5	377,3	376,8	378,5
Niveau dynam. (m)	33,7	33,8	33,6	33,6	13,5
Couleur	transp.	transp.	transp.	transp.	transp.
Odeur	inodore	inodore	inodore	inodore	inodore
Température (°C)	21,5	22,0	22,0	21,5	21,5
pH	7	7	7	7	7
D.C.O (mgO ₂ /l)	152	44	65	44	87
D.B.O ₅ "	9	--	--	--	10
Cl ⁻ (mg/l)	327	241	242	256	383
SO ₄ ²⁻ "	2,5	13,8	8,1	--	11,3
PO ₄ ³⁻ "	0,2	< 0,1	0,3	n.d.	1,0
NO ₃ ⁻ "	14,5	12,9	4,1	7,7	15,7
N.T.K. "	2,6	0,9	0,4	0,6	0,4
T.A.C (m.éq/l)	3,8	5,8	5,2	5,3	7,6
Acid. tot. "	0,5	0,6	0,5	0,6	0,5
Fe _{total} (mg/)	4,1	0,2	1,4	0,6	0,3
Mn "	0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,2
Cu "	0,3	< 0,1	< 0,1	n.d.	n.d.
Pb "	0,2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Zn "	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1

(*) : voir plan photogrammétrique .
n.d. : non décelable .

Tableau 34 : Résultats des analyses des eaux souterraines prélevées des puits P₁ à P₅,
(date de prélèvement : 16/03/1991) .

PARAMETRES	NUMERO DU PUIITS				
	P ₁	P ₂	P ₃	P ₄	P ₅
Niveau stat. (m)	23,7	23,8	23,6	23,6	9,0
Couleur	transp.	transp.	transp.	transp.	transp.
Odeur	inodore	inodore	inodore	inodore	inodore
Température (°C)	20	20	20	20	20
pH	7	7	7	7	7
D.C.O (mgO ₂ /l)	80	37	53	29	76
D.B.O ₅ "	10	9	9	5	8
M.E.S (mg/l)	12	15	18	10	20
M.V.S "	9	12	10	7	12
Conductiv. (µS/cm)	1200	970	940	960	1230
CO ₃ ²⁻ (mg/l)	508	465	612	582	553
Cl ⁻ "	240	172	197	200	254
SO ₄ ²⁻ "	134	212	169	142	148
PO ₄ ³⁻ "	0,3	0,1	0,5	< 0,1	1,0
NO ₃ ⁻ "	45,0	13,5	7,6	12,0	28,2
NO ₂ ⁻ "	5,2	4,7	2,5	4,0	5,8
NH ₄ ⁺ "	2,6	1,9	1,3	0,6	1,9
N.T.K.	8,9	4,2	3,7	3,9	5,8
Ca ²⁺ "	140	139	152	131	188
Mg ²⁺ "	61	48	41	49	52
Na ⁺ "	78	96	80	81	89
K ⁺ "	1,5	1,6	1,5	0,9	1,2
Fe _{total} "	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2
Mn "	0,2	< 0,1	< 0,1	0,2	0,7
Cu "	0,3	0,1	< 0,1	0,2	0,8
Pb "	0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Zn "	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,4	0,4

Tableau 35 : Résultats des analyses des eaux souterraines prélevées des forages P_S et P_E, respectivement au niveau des entreprises SAIDAL et ENEPAC, (date de prélèvement : 22/05/1990).

PARAMETRES	POINT DE PRELEVEMENT	
	P _S SAIDAL	P _E ENEPAC
Coordonnées { X	543,2	543,7
Lambert (*) { Y	377,6	378,5
Niveau dynam. (m)	26,0	5,7
Température (°C)	23	22
pH	7	7,5
Conductiv. (µS/cm)	1200	1740
D.C.O (mgO ₂ /l)	46	18
Cl ⁻ (mg/l)	312	383
SO ₄ ²⁻ "	3,3	6,1
PO ₄ ³⁻ "	0,8	0,5
NO ₃ ⁻ "	15,2	141
NO ₂ ⁻ "	5,9	6,1
N.T.K. "	0,5	0,6
T.A.C (m.éq/l)	5,8	5,4
Acidité tot. "	0,6	0,5
Fe _{total} (mg/l)	0,1	0,2
Mn "	n.d.	< 0,1
Cu "	< 0,1	< 0,1
Pb "	n.d.	n.d.
Cr total "	n.d.	n.d.
Cd "	n.d.	n.d.

(*) : voir plan photogrammétrique ,
n.d. : non décelable .

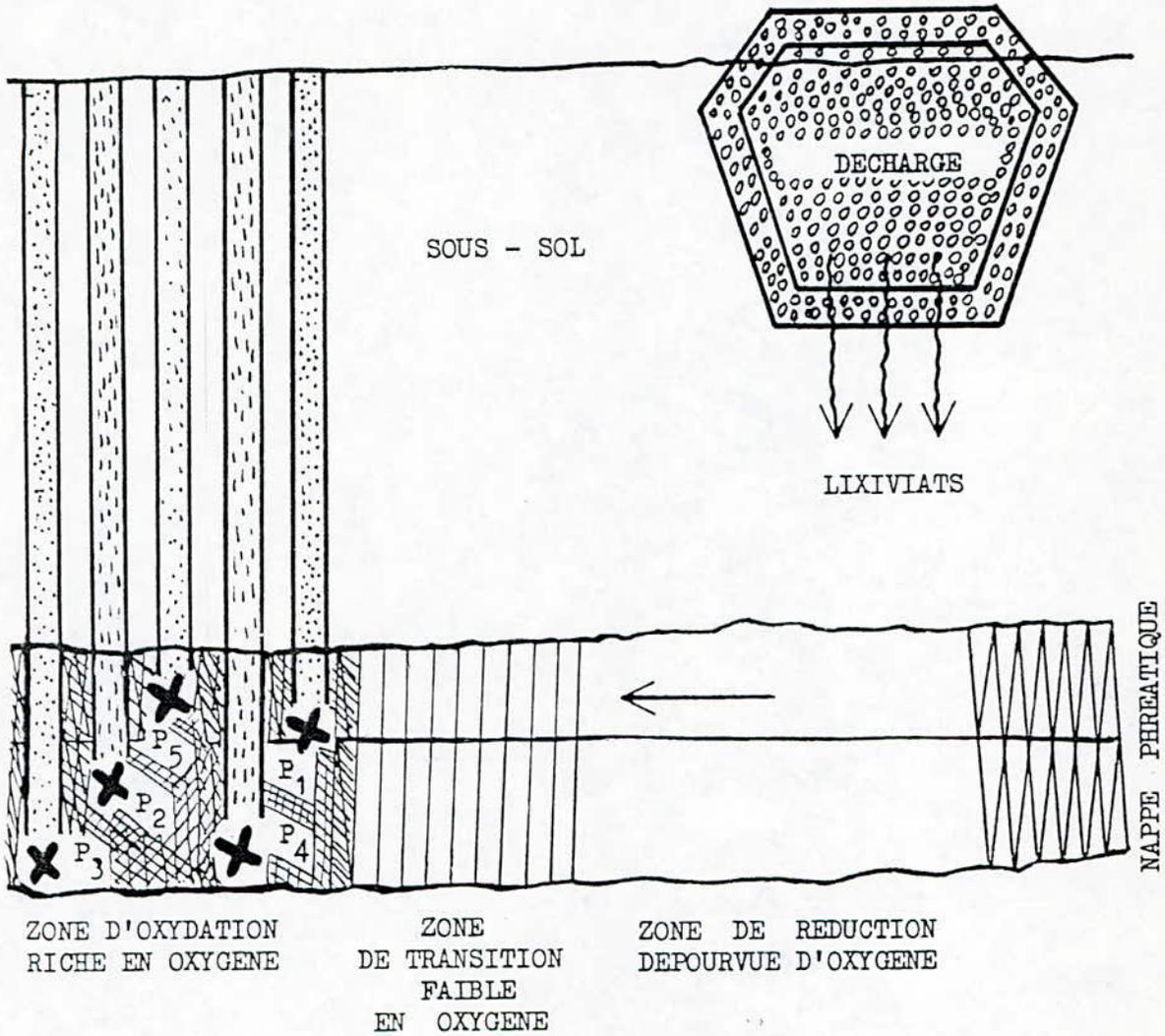


Fig. 24 : Teneur en oxygène dissout dans les eaux souterraines au voisinage de la décharge .

demeure pas moins qu'une étude détaillée des résultats révèle que, pour certains puits, certains paramètres ne répondent pas aux normes internationales de potabilité données en annexe N° 6 .

Dans tous les puits, la pollution oxydable exprimée par la D.B.O₅, est plus élevée que la norme fixée. Celle exprimée par la D.C.O. est elle aussi remarquable au niveau de certains puits.

Les nitrates qui apparaissent fortement dans les lixiviats se retrouvent à des teneurs acceptables dans les eaux de la nappe.

La teneur en sulfates dépend de la période de prélèvement et semble être liée à celle des lixiviats. Les plus faibles teneurs sont mesurées aussi bien dans les lixiviats que dans les eaux souterraines durant la campagne de mesure du printemps 1990 (teneurs dans les lixiviats < 100 mg/l ; teneurs dans les eaux souterraines < 20 mg/l) . A partir de novembre 1991, un changement notable est enregistré, et on observe qu'aux lixiviats fortement chargés, correspondent des teneurs appréciables dans les eaux souterraines, qui dépassent légèrement, mais souvent, la norme de 250 mg/l . Il est donc très probable qu'une certaine infiltration a eu lieu. Les phénomènes d'échanges du sous-sol n'ont pu alors atténuer que partiellement ce taux de sulfates.

Les teneurs en chlorures, bien que très faibles par rapport à celles relevées dans les lixiviats, restent assez élevées mais ne constituent pas un indicateur suffisamment clair pour une quelconque pollution. Leur répartition sur tous les puits est assez homogène. Comme pour le sodium, ils ne présentent pas une évolution temporelle. Généralement, les teneurs en chlorures des eaux souterraines sont fonction de la nature géologique du sous-sol. Il n'est donc pas exclu que ce taux de chlorures mesuré dans les eaux des forages, ne soit conditionné par la géochimie du sous-sol, et qu'il soit d'origine naturelle.

Comme dans les lixiviats, le taux de présence des métaux lourds reste faible dans les eaux souterraines. Même le fer et le manganèse qui, dans certaines eaux souterraines, apparaissent à des niveaux élevés (cas des eaux ferrugineuses), ne sont décelés ici qu'à des teneurs qui ne risquent pas de porter préjudice à la

qualité des eaux étudiées.

Dans certains prélèvements, le taux élevé de fer peut provenir du système de pompage installé dans le puits.

Une comparaison de la qualité des eaux puisées au niveau des différents puits, nous permet de constater que les deux puits P_1 et P_5 prennent, par rapport aux autres forages, une position spéciale en ce sens qu'ils se caractérisent par une pollution, certes faible, mais plus marquée qu'au niveau des autres sites.

Ces deux forages qui se trouvent pratiquement sur le même axe, dans le sens d'écoulement des eaux de la nappe, accusent, comme le montrent le tableau 36 et la figure 25, pour les paramètres D.C.O, NO_3^- , Cl^- , et conductivité, les valeurs moyennes les plus élevées.

Tableau 36 : Comparaison de quelques paramètres de pollution mesurés sur les puits P_1 à P_5 ,

PARAMETRES	NUMERO DU PUIITS				
	P_1	P_2	P_3	P_4	P_5
D.C.O (mgO ₂ /l)	69,33	40,5	59	36,5	136
Conductiv. (µS/cm)	1165	970	940	642	1247
Cl^- (mg/l)	307	206,5	219,5	194	207,5
NO_3^- "	21,78	13,2	5,85	13,65	15,7

Il serait donc logique de conclure que la contamination se fait principalement dans cette direction. Mais d'autre part, il faut signaler que les puits P_1 , P_4 et P_5 ont fait l'objet de prélèvements plus fréquents par rapport aux autres puits, ce qui peut, du point de vue statistique, affecter d'une manière significative, les moyennes et la comparaison des teneurs mesurées.

Par rapport au puits P_1 , le puits P_5 qui est plus éloigné de la décharge, n'accuse pas une contamination plus faible. L'effet de l'éloignement est certainement compensé par sa faible profondeur qui le rend plus vulnérable vis à vis de l'infiltration.

Le puits de SAIDAL, qui se trouve à l'est de la décharge, et qui,

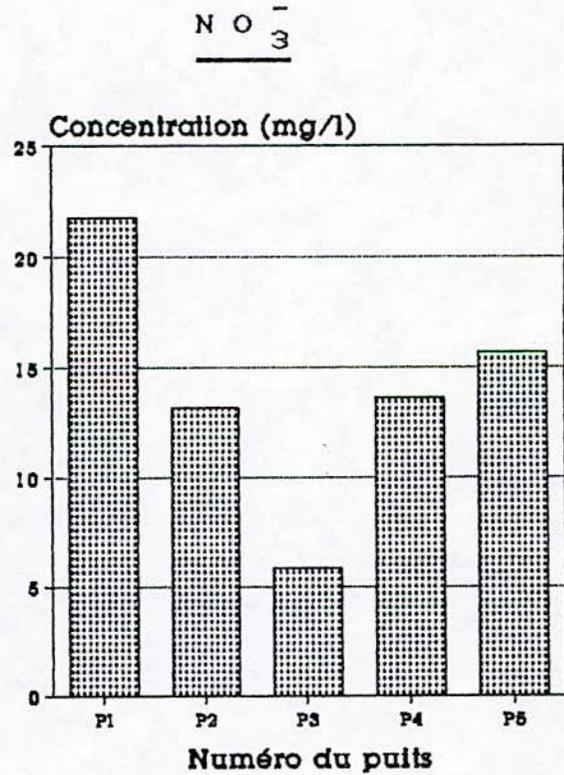
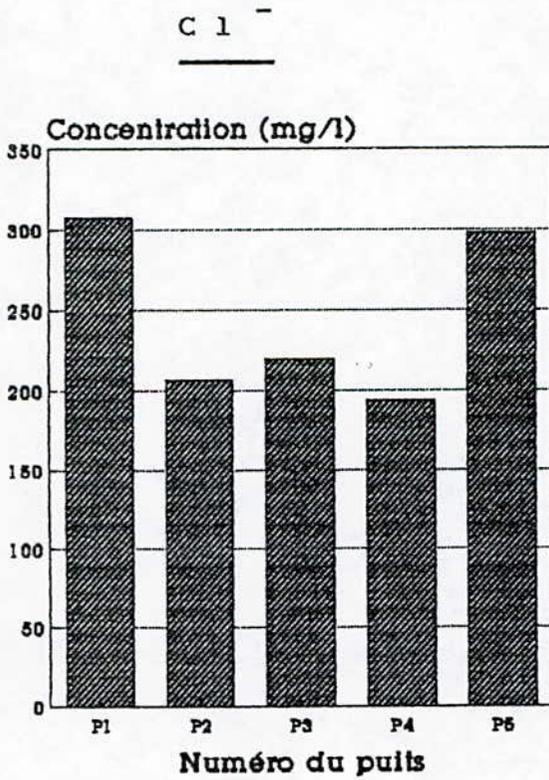
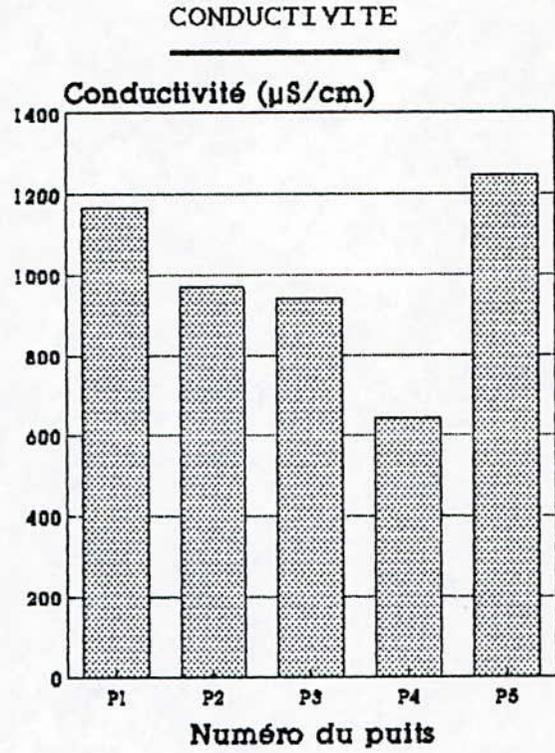
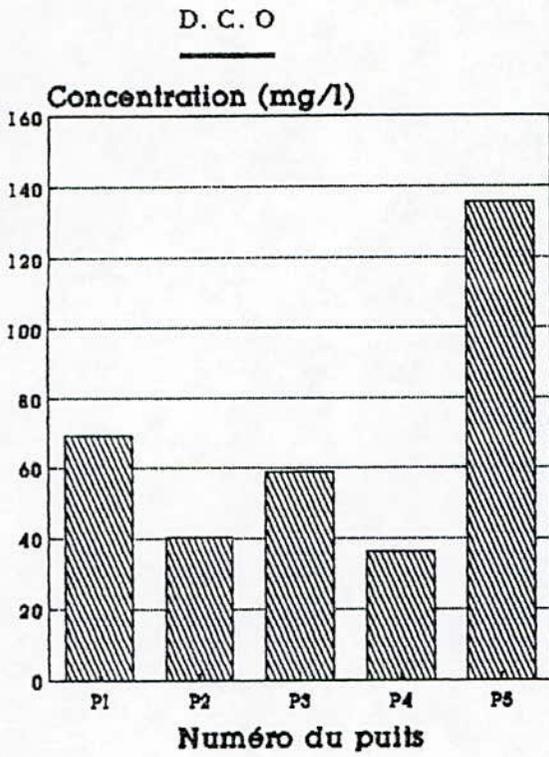


Fig. 25 : Comparaison de quelques paramètres de pollution des eaux souterraines des puits P₁ à P₅.

théoriquement, ne peut être contaminé par les lessivats, se caractérise par une pollution oxydable nettement plus faible que celle mesurée à l'ouest.

Le taux de chlorures mesuré au niveau de ce puits, est en moyenne, aussi élevé que dans les autres forages, ce qui conforte notre hypothèse concernant l'origine naturelle de ces ions.

Les eaux de ce puits peuvent donc aisément servir de référence ou de témoin dans l'étude de l'impact de la décharge sur les eaux souterraines.

Le forage de l'ENEPAC, dont la profondeur dynamique est très faible comparée aux autres puits, correspond à une nappe perchée qui existe du côté est de la décharge. Ses caractéristiques sont, par conséquent, difficilement comparables à celles des autres forages. Sa contamination par les nitrates n'est certainement pas en relation avec les lixiviats de la décharge. A cette profondeur, les eaux usées industrielles, les eaux de lavages, et tout rejet accidentel peuvent modifier sa composition.

Comme pour les lixiviats, nous avons réalisé une étude bactériologique des eaux souterraines issues des forages cités. A cet effet, nous avons fait quatre campagnes de prélèvements de ces eaux, et ce, en période pluvieuse et sèche, aux mois de novembre et mars des années 1990 et 1991 .

Les résultats des analyses effectuées pour la recherche des coliformes totaux, des colibacilles et des streptocoques fécaux, montrent qu'il n'existe aucune contamination bactériologique des eaux souterraines par les lixiviats.

La texture du sol et le milieu anaérobie inhibent le développement de certaines bactéries, et constituent une barrière pour la migration de celles dont les conditions du milieu sont favorables à leur croissance.

D'autre part, la température du milieu de décharge, qui peut atteindre les 60 °C , n'est pas favorable à la survie des bactéries, d'où une pollution bactériologique non sensible.

CONCLUSION

Dans le cadre de l'étude de la pollution liée à la décharge de Qued-Smar, nous avons abordé différents points ayant trait à l'évolution globale du système déchet - sol - eau .

Dans ce contexte et dans un premier temps, nous avons dressé un aperçu théorique sur les interactions des déchets mis en décharge, avec le milieu sol - eau , leur évolution dans le temps, ainsi que certains modes de traitement ou de valorisation de ces déchets.

Dans un second point, nous nous sommes attachés à présenter la décharge de Qued-Smar, et à caractériser la nature géologique et hydrogéologique de son sous-sol.

La nature et l'ampleur de la pollution véhiculée par les lixiviats issus de cette décharge, ont fait l'objet d'une étude approfondie.

Enfin, dans un dernier point, nous avons essayé de déterminer l'impact de la décharge sur la qualité des eaux de la nappe phréatique de la zone étudiée.

Les résultats obtenus montrent que la décharge représente un ensemble hétérogène complexe, en constante évolution, qui génère des lessivats fortement pollués.

L'étude géologique et hydrogéologique que nous avons déterminée à partir de forages se trouvant au niveau du site, et en exploitant les données existantes caractérisant la région à une échelle plus vaste, montre que cette décharge est implantée sur un sous-sol imperméable ou faiblement perméable par certains endroits.

La perméabilité de ce sous-sol qui est, d'après l'étude granulo-

métrique, à prédominance argileuse, s'élève à environ 10^{-9} m/s . Une telle perméabilité confère au sol une étanchéité naturelle acceptable et suffisante pour la mise en décharge contrôlée de déchets mixtes (aux U.S.A. où la gestion des déchets est très rigoureuse, on exige une perméabilité de 10^{-10} m/s pour l'enfouissement de déchets non inertes) .

Il faut cependant, se rappeler que l'imperméabilité d'un sous-sol n'est que relative, et qu'il n'existe pratiquement pas de sol naturel totalement étanche. En prenant de l'âge, la décharge ou le lixiviat en contact avec le sous-sol, peut entraîner un changement de structure de ce dernier, et par là, une éventuelle augmentation de la perméabilité

Le lixiviat qui résulte des interactions physico-chimiques et biologiques du milieu déchet - eau , n'est lui non plus, pas un élément constant. Etant issu d'une décharge non contrôlée, il se caractérise par des variations temporelles et spatiales très prononcées, de sorte que le plus souvent, on ne peut donner que des fourchettes de variation pour les différents paramètres de pollution.

En termes de quantité, l'étude entreprise montre que le lixiviat de Qued-Smar, dont le volume de production annuel a pu être estimé à 11000 m^3 , véhicule une pollution très diversifiée par sa nature, et très importante par sa charge. Globalement, cette pollution reste cependant, caractéristique d'une décharge d'ordures ménagères, et ce, malgré les quelques rejets massifs et ponctuels de certains sels comme les sulfates et les nitrates.

En vertu de son volume et de l'importante pollution véhiculée, ce lixiviat doit désormais faire l'objet d'une attention particulière et d'une prise en charge adaptée.

L'étude des lixiviats nous a permis aussi de déterminer l'étape biologique que traverse actuellement la décharge de Qued-Smar. C'est ainsi qu'en comparant l'évolution de certains paramètres de pollution, nous avons montré que cette décharge connaît actuellement des activités biologiques correspondant au début de la phase méthanique de dégradation anaérobie. La phase acétogène n'étant pas toujours achevée, la production de méthane n'aurait

pas encore atteint son équilibre stationnaire.

L'étude de la qualité des eaux souterraines de la zone de Qued-Smar, et la corrélation avec la dynamique et la structure du sous-sol, nous ont permis d'évaluer l'impact de la décharge sur la nappe phréatique qui est peu profonde en cette région.

Les résultats des analyses effectuées sur les eaux souterraines prélevées au niveau des forages avoisinant la décharge montrent qu'en général, ces eaux présentent la composition naturelle d'une eau potable, avec toutefois, une légère contamination localisée dans l'axe d'écoulement de la nappe, et en aval de la décharge.

L'imperméabilité du sol assure ainsi une certaine protection de la nappe.

Cependant et compte tenu de la surexploitation de la décharge (en hauteur, les déchets s'entassent d'une manière démesurée), il est quasi certain que dans un avenir plus ou moins proche, les phénomènes d'atténuation de la pollution par le sous-sol, seront fortement réduits. Ceci est d'autant plus grave que, même après fermeture, la décharge continuera à produire pendant plus d'une dizaine d'années, des lixiviats chargés qui, en altérant le sous-sol, atteindront la nappe par infiltration. Dans ce contexte, il faut se rappeler que la perméabilité d'un sol est par définition, déterminée sur une eau pure; le percolat qui représente une eau agressive, possède naturellement d'autres propriétés qui influencent sa capacité d'infiltrer un sous-sol.

IL est donc important de procéder à un contrôle régulier des eaux souterraines de la région pour surveiller la progression de la contamination, et délimiter s'il y a lieu, le périmètre atteint.

De même, il serait fort intéressant d'effectuer des études expérimentales sur les mouvements de convection et de diffusion dans le sol, et d'établir des modèles donnant l'atténuation du contaminant en fonction du temps et de la profondeur.

RECOMMANDATIONS:

A la lumière des résultats obtenus, et compte tenu d'une pollution atmosphérique qui affecte toute l'agglomération à laquelle s'ajoutera bientôt l'ouverture du marché de gros de légumes, il serait tout à fait logique de proposer un arrêt de l'exploitation de cette décharge, et de songer à son réaménagement futur.

Cependant, comme cette option n'est, pour des raisons diverses, absolument pas envisageable dans un proche avenir, il faudrait au moins prendre certaines mesures pour limiter la pollution et les nuisances citées.

En ce qui concerne les lixiviats, une aération plus ou moins simple des fosses existantes, contribuerait à réduire et les odeurs et la charge organique. Puisque les lixiviats produits sont biodégradables, donc traitables, on peut, par un système de pompage, envisager leur évacuation avec les eaux communales vers la station d'épuration de Baraki. L'absence de métaux toxiques dans ces lixiviats, permet leur introduction dans les eaux usées urbaines. Par ce procédé, leur carence en phosphore sera en même temps, facilement compensée.

Comme la durée de vie d'une décharge est limitée, l'implantation à proximité du site, d'une station d'épuration des lixiviats n'est pas rentable. D'ailleurs, la gestion d'une telle station serait fort complexe car la charge organique et les caractéristiques des lixiviats connaissent des changements importants avec l'âge de la décharge.

Un bon traitement des lixiviats nécessite naturellement l'existence d'un système de drainage. Les moyens nécessaires pour l'installation d'un tel système au niveau de la partie non encore exploitée, peuvent à notre avis, être aisément financés par les taxes existantes ou à créer.

A court terme, une clôture de la décharge est indispensable afin de stopper les envols et la propagation des déchets hors du site

exploité; l'accès devrait être interdit aux personnes non autorisées.

La récupération sauvage sur site expose les adolescents à des dangers potentiels.

Par contre, une collecte sélective des produits recyclables au niveau des ménages, des administrations et des industries génératrices de résidus, doit être une préoccupation permanente. Elle permet de réduire le flux de déchets à traiter, et d'économiser les matières premières.

Parallèlement à ces mesures, il faut procéder à une couverture finale de la partie exploitée de la décharge. Cette couverture va constituer le couvercle définitif du site, et assurer à long terme, la protection des déchets. Cette interface entre le milieu environnant et les déchets doit réunir les caractéristiques suivantes.

- Elle doit être étanche aux eaux météoriques et de ruissellement pour empêcher leur infiltration et réduire le volume des lixiviats. En même temps, elle doit permettre une faible infiltration d'eau (infiltration contrôlée) pour assurer une certaine humidité du milieu nécessaire à la dégradation biologique des déchets algériens qui sont riches en matières organiques.

- Son épaisseur doit être définie en fonction de l'utilisation ultérieure de la décharge. En général, la principale solution de réaménagement est le reverdissement (remise en végétation du site).

- La texture de la couverture qui ne doit être ni trop argileuse, ni trop sableuse, doit permettre un dégagement du biogaz.

Il faudrait aussi songer sérieusement au problème posé par les émissions de méthane. Ce gaz peut être à l'origine de catastrophes effroyables. Rappelons à ce titre, l'exemple récent du 28/04/1993, d'une explosion de méthane, qui a eu lieu au niveau d'une décharge publique à Istamboul (Turquie), et qui a causé la mort de trente neuf (39) personnes. Cette explosion a provoqué une avalanche de détritiques, et l'ensevelissement d'une dizaine d'habitations dans un bidonville situé à une cinquantaine de mètres en contrebas de la décharge.

La prise en charge du biogaz est nécessaire même en cas de fermeture ou d'abandon de la décharge. En effet, le méthane n'atteint sa production maximale qu'environ 10 ans après l'exploitation, et d'après certaines estimations, les émissions en production décroissante, durent 30 à 100 ans après.

Le captage du gaz peut être réalisé à partir de forages de 15 à 20 cm de diamètre. Le forage s'arrêtera avant le fond de la décharge. La collecte se fera en déposant des tubes perforés, en acier ou en P.V.C., permettant la migration du gaz vers le sommet de la décharge.

Pour éviter les risques de formation de grisou (méthane + air), les perforations seront supprimées à une hauteur de 4 à 6 m du niveau final du dépôt.

Du fait qu'en Algérie, le problème énergétique n'est pas crucial, la récupération du biogaz en vue d'une réutilisation, n'est pas primordiale. Une simple combustion en torche au niveau des buses de dégazage suffirait.

Toutes ces techniques d'assainissement sont largement utilisées dans d'autres pays, et il suffit de se référer à la bibliographie spécialisée pour avoir plus de détails pratiques [21, 22, 70] .

Enfin, il faut signaler l'importance du compostage dont le développement doit être encouragé. Les ordures ménagères algériennes étant aptes au compostage, cette forme de valorisation doit permettre à la fois l'élimination hygiénique de ces ordures, et la production d'un amendement organique fort intéressant pour le sol algérien pauvre en cet élément.

En définitive, nous pouvons dire que tout déchet évacué dans la nature, nous revient sous une forme parfois plus virulente si la mise en décharge n'est pas suivie par une gestion correcte avant, pendant et après l'exploitation du site.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] R. GILLET, Les déchets urbains, Livre I, Edition incomplète provisoire, O.M.S., GENEVE (1983) .
- [2] J. GIRARDET, La gestion des déchets solides en Algérie, Programme des Nations Unies pour le développement , ALGER (1983) .
- [3] M. NAKIB, Cours de déchets solides, Ecole Nationale Polytechnique, ALGER (1989) .
- [4] J. HILBORN, M. STILL, Perspective canadienne sur la pollution atmosphérique, Rapport sur l'état de l'environnement (E.D.E), N° 90-1 (1990), p. 17-18 .
- [5] R.GILLET, Traité de gestion des déchets solides, Ministère de l'intérieur et de la collectivité locale, Volume 1, O.M.S, COPENHAGUE (1985) .
- [6] D. HADDAD, Collecte et traitement des ordures ménagères de la ville de Boufarik, Mémoire d'ingénieur, E.N.P, ALGER (juin 1982) .
- [7] J.B. LEROY, Les déchets et leur traitement, Presses Universitaires de France, 1ère édition, 4ème trim. (1981), p. 14 .
- [8] A.N.R.E.D., Guide pour l'élimination et la valorisation des déchets industriels, Cahiers techniques de la direction de l'eau et de la prévention des pollutions et des risques, N° 8, 3ème édition (1989) .
- [9] G. GASTAN, J. MARGAT, Dictionnaire français d'hydrologie, B.R.G.M. (1977), p. 105 .
- [10] A. MONJOIE, Méthodologie d'étude d'un site de décharge, Aspects géologiques et hydrogéologiques, Université de Liège (1985) .
- [11] C.C.E., Etude bibliographique sur les lixiviats produits par la mise en décharge des déchets industriels, Etude des mécanismes de la genèse des lixiviats, Volume 1/4 (1986) .
- [12] A.N.R.E.D. et I.N.S.A., Analyse et caractérisation des déchets industriels, Cahiers techniques de la prévention des pollutions, N° 12 (1984) .
- [13] F. COLIN , Etude des mécanismes de la genèse des lixiviats, Inventaire et examen critique des test au laboratoire, Ref. R.H.84-73, Document provisoire (juin 1984) .
- [14] H. BILLARD, La mise en décharge des déchets industriels spéciaux en site étanche, A.N.N.R.E.D, ANGERS (nov. 1983), p. 129-130-138-139 .

- [15] A.N.R.E.D., Les lixiviats de décharge : une certaine maîtrise de leur production (juillet 1986) .
- [16] R. GILLET, Traité de gestion des déchets solides, Ministère de l'intérieur, Direction des collectivités locales, Les traitements industriels des ordures ménagères et des déchets assimilés, Volume 2, O.M.S. COPENHAGUE (1986) .
- [17] EX DE BLIGNIERES, Revue "L'eau, l'industrie, les nuisances" (avril 1987) .
- [18] R. REHI, Caractéristiques des déchets solides de quelques grandes villes algériennes et perspectives de leurs traitements, T.S.M l'eau (mars 1989), pp. 193-198 .
- [19] O.M.S., Réduction, traitement et élimination des déchets, GENEVE (1971) .
- [20] A.N.R.E.D. , Caractérisation des déchets industriels, Cahiers techniques de la direction de la prévention des pollutions, N° 8, 2ème édition, ANGERS (1984) .
- [21] A.N.R.E.D., La décharge contrôlée des résidus urbains, Cahiers techniques de la direction de la prévention des pollutions, N° 6, ANGERS (1981) .
- [22] C. MOUTON et A.N.R.E.D., Production et récupération du méthane à partir des ordures ménagères déposées en décharge Contrat N° R.V.W.-012-F (novembre 1984), pp. 5,13 .
- [23] M. BARRES, Etude de la transformation des ordures ménagères et des effluents issus de décharges contrôlées, B.R.G.M, ORLEANS (1974), p. 96 .
- [24] B.R.G.M., Etude bibliographique de la pollution des eaux souterraines par les dépôts d'ordures ménagères en milieu alluvial, ORLEANS (septembre 1972) .
- [25] D. PASTANT, Le traitement des percolats de décharges contrôlées par lagunage aéré, Mémoire d'ingénieur, E.N.S.P RENNES (1986) .
- [26] G.LECLERC, A. BONNEAU, La lixiviation : source, composition et atténuation , Eau du Québec, Volume 15, N° 1 (fév. 1982) pp. 37, 39 .
- [27] C.T.G.R.E.F. , Les lixiviats de décharges contrôlées d'ordures ménagères, Centre technique du génie rural, des eaux et des forêts, RENNES (septembre 1980) .
- [28] F. DZANNE, Les lixiviats de décharge, le point des connaissances en 1990, T.S.M, L'Eau (juin 1990), pp. 294, 295 .
- [29] E.S.K. CHIAN, F.B. DEWALLE, Sanitary landfill leachates and their treatments, Journal of E.E.D, Volume 102, N° EE2 (avril 1976), p. 411-431 .

- [30] H.D. ROBINSON, P.J. MARIS, The treatment of leachates from domestic waste in landfill sites, *Journal - Water Pollution Control Fed*, 57 (1985), p. 30-38 .
- [31] P. BRETIN, Influence des décharges d'ordures ménagères broyées sur l'environnement: pollution liquide, *Mémoire d'ingénieur, E.N.S.P - RENNES* (1977), p.43 .
- [32] R.C. COOPER, C.G. GOLUEKE, Survival of enteric bacteria and viruses in compost and its leachate, *Compost Science / land utilisation*, (march-avril 1979), pp. 29-35 .
- [33] G. CATROUX, J.C. GERMON, P. GRIFFIN, L'utilisation du sol comme système épurateur, *Annales Agronomiques*, Volume 25, N° 2-3 (1974), pp. 179-191 .
- [34] J. RIOU, Etude de l'épandage des effluents de la laiterie de l'hermitage, Evaluation de la charge polluante, de la pollution résiduelle, conséquences sur les sols, *E.N.S.P RENNES* (1976) .
- [35] B. GILBERT , L'assainissement individuel, Principes et techniques actuelles, Agence de bassin Loire-Bretagne, Document provisoire (1979) .
- [36] E. EPSTEIN, R.L. CHANEY, Land disposal of toxic substances and water related problems, *Journal W.P.C.F*, Volume 50, N° 8, (august 1978), pp. 2037-2041 .
- [37] J. HOEKS, Pollution of soil and ground water from land disposal of solid wastes, D.W 14-77-2502/A.780313 (1976), *Dokumentation Zentrale Wasser DUSSELDORF* .
- [38] J. VERON, J.M. BLANCHARD, A. NAVARRO, Etude en laboratoire de l'atténuation du caractère polluant de certains déchets organiques toxiques par malaxage avec les argiles, *Rapport final de synthèse, Ministère de l'environnement - FRANCE - Comité sol et déchets, Convention 80.195*, (novembre 1982) .
- [39] R.A. GRIFFIN , N.F. SHIMP , J.D. STEELE , R.R. AUCH , W.A. WHITE, G.M. HUGUES, Attenuation of pollutants in municipal landfill leachate by passage through clay, *Environmental Science and Technology*, Volume 10, N° 13, (december 1976), pp. 1262-1268 .
- [40] C.C.E., Etude bibliographique sur les lixiviats produits par la mise en décharge de déchets industriels, *Rapport final, Volume 2/4, Impacts réels des décharges ou dépôts de déchets industriels sur le sol et le sous-sol*, (1986) .
- [41] R.A. GRIFFIN, N.F. SHIMP , Effect of pH on exchange adsorption of precipitation of lead from landfill leachates by clay minerals, *Environmental Science and Technology*, Volume 10, N° 13 (december 1976), pp. 1256-1261 .

- [42] D.J.V. CAMPBELL , A. PARKER , J.F. REES , Attenuation of potential pollutants in landfill leachate by lower green-sand, W.M. and R. (september 1983), L 31-52 .
- [43] R.C. LOEMQ , W.J. SEWELL , J.D. NOVAK , W.N. CLARSON , J.S FRIEDMAN, Land application of wastes, V. I and II, Van Nortrand Reinhold Environmental Engineering Series, (1984).
- [44] R.K. HAM , The generation movement and attenuation of leachates from solid waste age, (june 1975), pp. 50-51, 58-59, 111-112 .
- [45] Tribune du C.E.B.E.D.EAU, Les dispositifs de traitement et de dispersion des effluents de la fosse septique, Vol. 39, N° 513-514, (août, septembre 1986) .
- [46] G. CHEVASSU, Les décharges contrôlées d'ordures ménagères, Les processus de dégradation des déchets et l'atténuation des effluents, C.E.T.E de l'Ouest - Laboratoire régional de SAINT-BRIEUX (1982) .
- [47] R.D. CAMERON, F.A. KOCH, Toxicity of landfill leachates, Journal of W.P.C.F, Vol.52, N°4 (avril 1980), pp. 760-760 .
- [48] G. MATTHESS, Pollution de l'eau souterraine par les décharges, Une discussion sur les diverses possibilités de diminuer les dangers de contamination, T.S.M. L'Eau, N° 2, (février 1976), pp. 67-74 .
- [49] M. DELANOY, J. OLIVIER, Etude des processus anaérobies en filtration bactérienne et digestion par contact, I.S.A de LILLE (1981) .
- [50] P. ROCHETTE , Contribution à l'étude comparée de deux méthodes de décharge d'ordures ménagères broyées, Mémoire E.N.S.P. RENNES (1977) .
- [51] C. MOUTON, Production du méthane à partir des ordures ménagères déposées en décharge, Compte rendu provisoire de recherche por le compte de la C.C.E, A.N.R.E.D (juin 1984).
- [52] F. COLIN, Evaluation de la fiabilité des procédés de fixation des boues utilisées en France, Document I.R.S pour le Ministère de l'environnement, Contrat 80.01468-00223-7501, (décembre 1982) .
- [53] E.S.K. CHIAN, F.B. DEWALLE , Characterization of soluble organic matter in leachate, Environmental Science and Technology, Vol. 11, N° 32 (1077), pp. 158-163 .
- [54] M.KHARE, N.C. DONDERO, Fractionation and concentration from water of volatils and organics on bridge vacuum system: examination of sanitary landfill leachate, Environmental Science and Technology, Vol. 11, N° 8 (1977), pp. 814-819 .

- [55] Z. LARBI, N. HOUHOU, Contribution à l'étude de compost obtenu par fermentation aérobie des déchets urbains de Blida, Mémoire d'ingénieur, Université de BLIDA (juin 1990) .
- [56] D. ABDESSEMED, Y. BOUDISSA, Caractéristiques, collecte et perspectives de traitement des déchets ménagers de la ville d'Alger, Mémoire d'ingénieurs, E.N.P ALGER (juin 1989) .
- [57] C.P.V.A., Conseil populaire de la ville d'Alger, Service nettoyage .
- [58] A. BEKEL, Etude de l'impact de la zone industrielle de Qued-Smar sur l'environnement, Centre inter-entreprises de formation industrielle, MEFTAH (1988) .
- [59] G. COSTANY, Principes et méthodes de l'hydrogéologie, Edition DUNOD, PARIS (1982) .
- [60] D.E.M.R.H., Etude hydrogéologique quantitative de la nappe de la Mitidja, Rapport N° IV bis (1971) .
- [61] A. MESSAOUDI, A.HANNACHI, Etude hydrochimique de la nappe alluviale de la Mitidja, Mémoire d'ingénieur, U.S.T.H.B. (octobre 1987) .
- [62] D.H.W., Carte Hydrogéologique de la région d'Alger (1983) .
- [63] A.N.R.H., Cartes géologiques de la Mitidja, d'après BENNIE and partners .
- [64] H. DERDOUR, Eléments de cours de physique du sol, S 7, 1ère partie, Institut National Agronomique, ALGER (1983-1984) .
- [65] J. RODIER, L'analyse de l'eau, 6ème édition DUNOD, PARIS (1978) .
- [66] P.J. MARIS, D.W. HARRINGTON, G.L. CHISMON, " Leachate treatment with particular reference to aerated lagoons ", Journal water pollution control Fed (1984), pp. 521-534 .
- [67] H.J. EHRIG, "Quality and quantity of sanitary landfill leachate", Waste Management and Research, I.S.W.A Vol. N°1, (1983), pp. 53-68 .
- [68] H.J. EHRIG, Sickerwasser aus hausmülldeponien, Menge und zusammensetzung, Müll und Abfall, 64(4) (1982), pp. 1-11 .
- [69] D. BARKOWSKI, P. GÜNTHER, E.HINZ, R. RÖCHERT, Atlanten, Ed. C.F. Müller, KARLSRUHE (1987), pp. 87-93 .
- [70] R. DORFMANN, G. BATSCH, Les résidus urbains, 2ème édition, Volume 2 - Traitement et Valorisation, A.G.H.T.M. (1985), pp. 78-87 .

ANNEXES

A N N E X E N ° 1

ANALYSE MINÉRALOGIQUE
PAR FLUORESCENCE X

L'échantillon à analyser est irradié par un faisceau de rayons X primaires; l'analyse des rayons X secondaires caractéristiques émis par l'échantillon, renseigne sur la composition chimique de ce dernier .

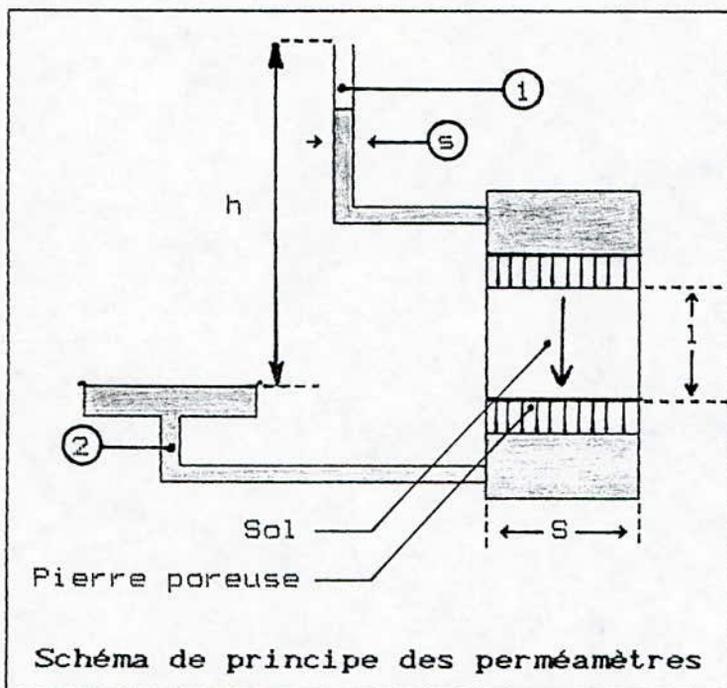
Le rayonnement X émis par l'échantillon est analysé par un spectromètre à cristal plan, associé à un système de détection et d'amplification (écran fluorescent) .

La quantité de substance (poudre de diamètre inférieur à 63 μm) analysée est de 1 g .

La sensibilité de la méthode permet l'analyse d'éléments traces présents à des concentrations de l'ordre de quelques p.p.m.

A N N E X E N ° 2ESSAI DE PERMEABILITE A L'AIDE
D'UN PERMEAMETRE A CHARGE VARIABLEPRINCIPE :

Un perméamètre est composé d'une enceinte étanche dans laquelle est placé un échantillon de sol de section S , et de longueur L . Les deux extrémités de l'échantillon de sol sont reliées à deux tubes par l'intermédiaire de pierres poreuses suivant le schéma ci-dessous.



Dans le perméamètre à charge variable, le tube (1) est rempli d'eau, et l'on suit la baisse de son niveau en fonction du temps. Soit S la section de ce tube.

Pendant le temps dt , la baisse de niveau étant dh , la quantité d'eau qui s'écoule est :

$$Q^* = -s \cdot dh$$

mais c'est aussi : $Q^* = v \cdot S \cdot dt = k \cdot i \cdot S \cdot dt$

Comme le gradient i à l'instant t est égal à h / L , il vient :

$$Q^* = k \cdot \frac{h}{L} \cdot S \cdot dt$$

soit, en égalant les deux expressions de Q^* :

$$k \cdot dt = - \frac{s \cdot L}{S} \cdot \frac{dh}{h}$$

d'où :

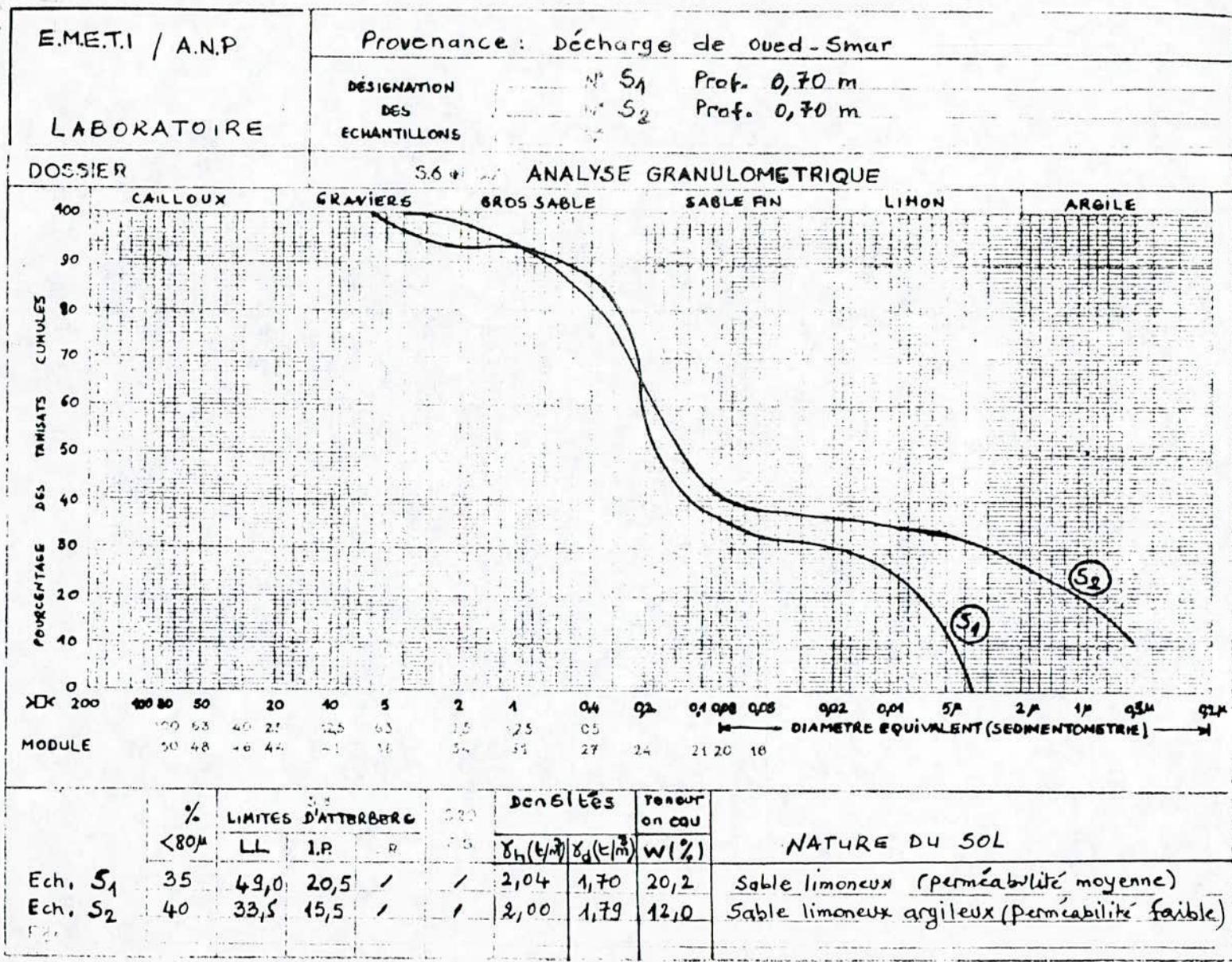
$$k = 2,3 \cdot \frac{s}{S} \cdot L \cdot \frac{\text{Log} [h_0/h_1]}{t_0 - t_1}$$

avec :

h_0 = la différence de charge au temps t_0 ,
 h_1 = la différence de charge au temps t_1 .

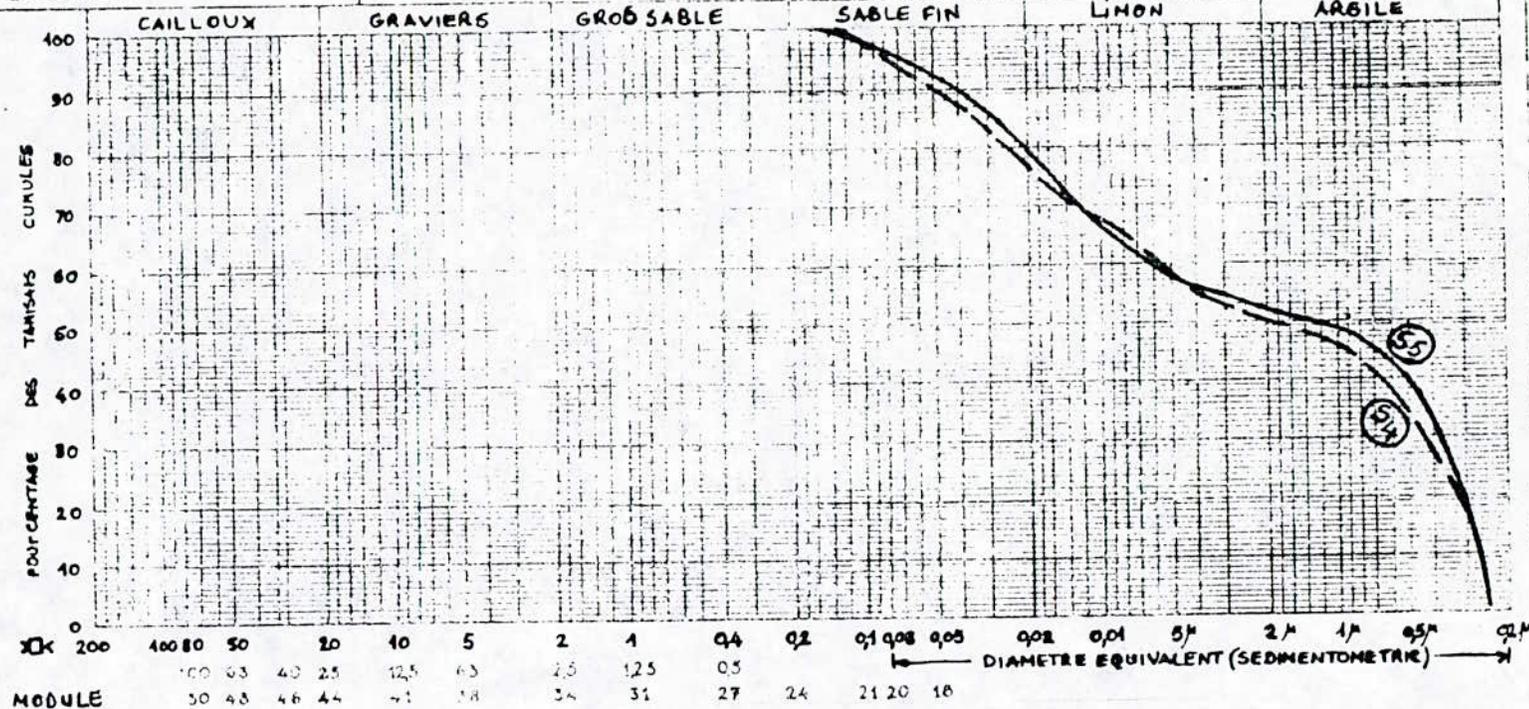
A N N E X E N ° 3

COURBES SEDIMENTOMETRIQUES
DES ECHANTILLONS DE SOL DE LA ZONE DE OUED-SMAR



E.M.E.T.I / A.N.P	Provenance : Décharge de Oued-Smar	
	DESIGNATION DES ECHANTILLONS	N° S ₄ Prof. 1,20 m N° S ₅ Prof. 0,40 m N°
LABORATOIRE		

DOSSIER S.6 et S.7 ANALYSE GRANULOMETRIQUE



	%	S.5 LIMITES D'ATTERBERG			0.20 %	Densités		Teneur en eau		NATURE DU SOL
		LL.	IP.	LP.		$\gamma_n(t/m^3)$	$\gamma_d(t/m^3)$	W(%)		
Ech. S ₄	96	54,0	28,0	/	/	2,12	1,87	13,10	Argile pratiquement imperméable	
Ech. S ₅	97	35,0	24,0	/	/	2,13	1,94	10,05	Argile légèrement limoneuse pratiquement imperméable	

(A) - 5

A N N E X E N ° 4ANALYSE DES ACIDES GRAS VOLATILS (A.G.V.)**1 - Préparation de l'échantillon :**

A 2 ml d'échantillon surnageant, on ajoute 0,4 ml d'acide métaphosphorique (50 % dans l'eau distillée). Le taux de dilution est alors égal à 1,2 .

Après une demi-heure, on centrifuge et filtre le surnageant sur papier filtre Whatman N° 4 . Le pH final s'élève à environ 2 .

2 - Conservation de l'échantillon :

L'échantillon traité à l'acide métaphosphorique, centrifugé et filtré est conservé à 4 °C pour des durées n'excédant pas 24 h. Pour de plus longues durées, il doit être conservé en congélation.

3 - Conditions opératoires :

- Colonne en verre (20 % carbowax 20M + 2 % H₃PO₄ à 85 % sur chromosorb WAW de 100 - 120 mesh) ,
- débit du gaz vecteur : N₂ à 30 ml/mn ,
- débit d'air : 300 ml/mn ,
- débit d'hydrogène : 30 ml/mn ,
- température de l'injecteur : 175 °C ,
- température du détecteur : 175 °C ,
- mode de détection : Fid ,
- volume d'échantillon injecté : 5 µl .

4 - Solution témoin et étalonnage :

Diverses concentrations en acides gras (acide acétique, propionique, (iso)butyrique, (iso)valérique) sont préparées par pesée exacte de l'acide de qualité purissimum (> 99,5 % d'acide) . Le volume à injecter est de 5 µl .

5 - Détermination des teneurs en acide de l'échantillon :

Sur le chromatogramme, les acides apparaissent dans l'ordre suivant : acide acétique, acide propionique, acide isobutyrique, acide butyrique, acide isovalérique et acide valérique.

Les temps de rétention correspondants sont indiqués sur les exemples de chromatogrammes ci-joints.

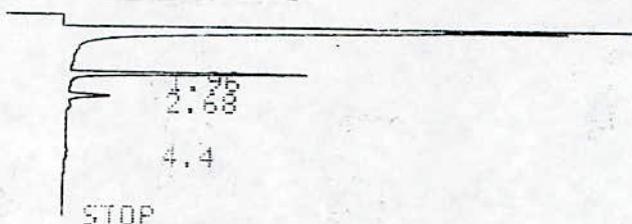
La concentration est déterminée par le rapport des aires de l'échantillon et du témoin, en tenant compte du facteur de dilution qui est de 1,2 .

Les résultats peuvent être directement exprimés en grammes de D.C.O / litre selon les facteurs de conversion suivants :

1 g de D.C.O / l d'acide	équivalent en g/l
acétique (VA ₂)	0,938
propionique (VA ₃)	0,661
butyrique (VA ₄)	0,551
isobutyrique (IVA ₄)	0,551
valérique (VA ₅)	0,491
isovalérique (IVA ₅)	0,491
caproïque (VA ₆)	0,454
éthanol (EtOH)	0,480

Exemples de chromatogrammes : L₁ , L₂ .

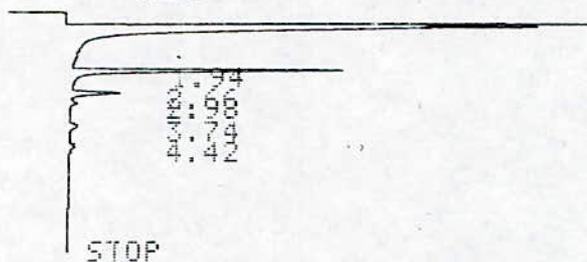
L₁



CHARIA
SMPL # 00
FILE # 1
REPT # 29881
METHOD 44

#	NAME	TIME	CONC	MK	AREA
1	VA2	1.96	0.7462		1426
2	VA3	2.68	0.1299		299
5	IWA5	4.4	0.0207		52
TOTAL			0.8969		1778

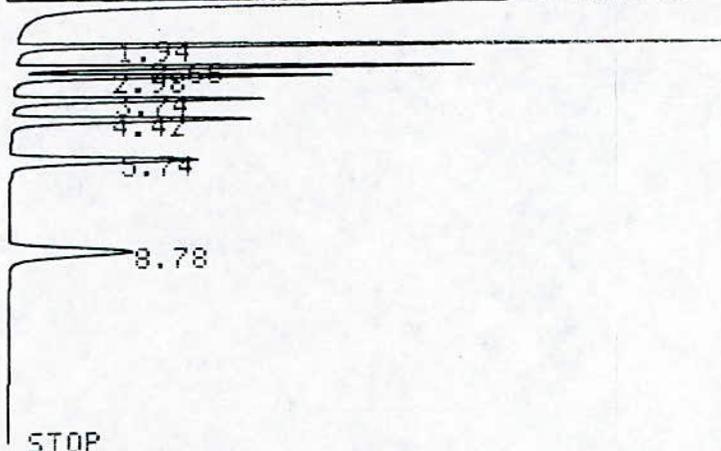
L₂



CHARIA
SMPL # 00
FILE # 1
REPT # 29882
METHOD 44

#	NAME	TIME	CONC	MK	AREA
1	VA2	1.94	0.8752		1673
2	VA3	2.66	0.1552		357
3	IWA4	2.98	0.0173		44
4	VA4	3.74	0.0383		93
5	IWA5	4.42	0.0266		66
TOTAL			1.1128		2236

A STOP
 A STRT
 WIDTH 24
 SLOPE 5
 MIN AR 5
 T-DBL 0
 LOCK 1
 STP TM 15
 ATTN 0
 SPEED 4
 METHOD 44
 CALIB 1



C-R1A
 SMPL # 00
 FILE # 1
 REPT # 29873
 METHOD 44
 CLB C1 1

#	NAME	TIME	CONC	MK	AREA
1	VA2	1.94			4281
2	VA3	2.66			3412
3	I VA4	2.98		V	2653
4	VA4	3.74			2501
5	I VA5	4.42			2783
6	VA5	5.74			2819
7	VA6	8.78			2715
	TOTAL		0		21166
ID TBL	1				
MAX	7				
MODE	1				

#	NAME	TIME	WINDOW	F1/F2	C1/C2
1	VA2	1.94	5	0.000523	2.239
2	VA3	2.67		0.0004346	1.483
3	I VA4	2.98		0.0003878	1.029
4	VA4	3.75		0.0004094	1.024
5	I VA5	4.42		0.0003981	1.108
6	VA5	5.74		0.0004022	1.134
7	VA6	8.77		0.000446	1.211

SPL WT 100
 IS WT 1
 START 10.30.09.49.

A N N E X E N ° 5

RESULTATS DES ANALYSES DES LIXIVIATS

Tableau A : Résultats des analyses de lixiviats prélevés aux points L₁, L₂, L₃ et L₄,

(date de prélèvement : 24/03/1990) .

PARAMETRES	POINTS DE PRELEVEMENT			
	L ₁	L ₂	L ₃	L ₄
Couleur	grisâtre	grisâtre	grisâtre	grisâtre
Odeur	nauséab.	nauséab.	nauséab.	nauséab.
Température (°C)	17,0	16,8	19,3	16,0
pH	8,0	8,0	7,5	8,5
O ₂ dissout (mg/l)	1,3	1,2	1,3	0,4
D.C.O (mg O ₂ /l)	7950	836	7818	849
M.O.T. (mg/l)	8600	9000	11000	9550
Cl ⁻ (mg/l)	9480	9159	6319	7775
SO ₄ ²⁻ ..	32,4	30,6	22,0	92,0
PO ₄ ²⁻ ..	12,3	15,5	17,5	15,5
NO ₃ ⁻ ..	24,5	2350	1363	1256
NH ₄ ⁺ ..	403	383	235	945
T.A.C. (m éq/l)	215	211	200	159
Acidité totale ..	14,2	16,3	13,6	12,0

Tableau B : Résultats des analyses de lixiviats prélevés aux points L₁ , L₂ et L₄ ,

(date de prélèvement : 10/04/1990) .

PARAMETRES	POINTS DE PRELEVEMENT		
	L ₁	L ₂	L ₄
Couleur	gris noirâtre	gris noirâtre	grisâtre
Odeur	nauséabonde	nauséabonde	nauséabonde
Température (°C)	17,0	17,0	17,0
pH	8,5	8,5	8,0
O ₂ dissout (mg/l)	1,2	1,1	0,4
D.C.O (mg O ₂ /l)	7934	980	1154
M.O.T. (mg/l)	10600	12250	10700
Cl ⁻ (mg/l)	6980	7100	7952
SO ₄ ²⁻ ,,	32	29	27
PO ₄ ²⁻ ,,	13,5	17,5	22,5
NO ₃ ⁻ ,,	36,4	3862	3749
NH ₄ ⁺ ,,	350	327,5	378,5
T.A.C. (m éq/l)	101	96	132
Acidité totale ,,	9,6	8,5	10,8

Tableau C : Résultats des analyses de lixiviats prélevés aux points L₁ , L₂ , L₃ et L₄ ,

(date de prélèvement : 10/04/1990) .

PARAMETRES	POINTS DE PRELEVEMENT			
	L ₁	L ₂	L ₃	L ₄
Couleur	gris-noir.	gris-noir.	jaunâtre	noirâtre
Odeur	nauséab.	nauséab.	nauséab.	nauséab.
Température (°C)	16,6	17,0	17,0	17,4
pH	7,5	8,0	8,0	8,0
O ₂ dissout (mg/l)	0,5	0,6	0,5	0,4
D.C.O (mg O ₂ /l)	7882	14778	11828	9359
M.O.T. (mg/l)	9780	22070	13500	11000
Cl ⁻ (mg/l)	8875	11005	6242	6674
SO ₄ ²⁻ ,,	27,5	82,5	9,0	11,0
PO ₄ ²⁻ ,,	23,5	107,5	20,0	20,0
NO ₃ ⁻ ,,	443,5	670,5	409,0	579,0
NH ₄ ⁺ ,,	341	503	462	642
T.A.C. (m éq/l)	210,0	347,5	217,5	225,0
Acidité totale ,,	13,0	32,0	14,0	18,0

Tableau D : Résultats des analyses de lixiviats prélevés aux points L₁ , L₂ , L₃ et L₄ ,

(date de prélèvement : 10/04/1990) .

PARAMETRES	POINTS DE PRELEVEMENT			
	L ₁	L ₂	L ₃	L ₄
Couleur	gris-noir.	gris-noir.	gris-noir.	gris-noir.
Odeur	nauséab.	nauséab.	nauséab.	nauséab.
Température (°C)	17,6	18,0	18,0	18,4
pH	7,5	8,0	8,5	7,0
O ₂ dissout (mg/l)	0,5	0,6	< 0,1	< 0,1
D.C.O (mg O ₂ /l)	7592	2500	1852	2593
M.O.T. (mg/l)	11600	14250	9400	5100
Cl ⁻ (mg/l)	8540	7920	6284	8400
SO ₄ ²⁻ ,,	32,5	81,3	12,0	14,0
PO ₄ ²⁻ ,,	22,0	23,3	21,5	22,5
NO ₃ ⁻ ,,	1035	1830	1132	1115
NO ₂ ⁻ ,,	935	800	235	832
T.A.C. (m éq/l)	60	136	35	157
Acidité totale ,,	15,0	6,8	2,8	6,8
Fe total (mg/l)	52,6	8,9	4,8	4,2
Pb ,,	0,5	0,2	0,2	0,2
Cu ,,	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Zn ,,	1,3	0,3	3,8	0,5
Cr ,,	1,3	0,2	< 0,1	0,2
Cd ,,	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1

Tableau E : Résultats des analyses de lixiviats prélevés aux points L₁, L₂, L₃ et L₄,

(date de prélèvement : 26/05/1990).

PARAMETRES	POINTS DE PRELEVEMENT			
	L ₁	L ₂	L ₃	L ₄
Couleur	grisâtre	gris-noir.	gris-noir.	gris-noir.
Odeur	nauséab.	nauséab.	nauséab.	nauséab.
Température (°C)	23,5	23,5	25,0	26,3
pH	8,0	7,5	8,0	8,0
O ₂ dissout (mg/l)	0,8	0,9	< 0,1	< 0,1
D.C.O (mg O ₂ /l)	13900	7800	10350	2692
D.B.O ₅ „	3000	1400	800	600
D.B.O ₅ / D.C.O	0,22	0,18	0,10	0,22
M.O.T. (mg/l)	22100	9670	10850	10200
Cl ⁻ (mg/l)	11000	7750	6342	7674
SO ₄ ²⁻ „	90,0	27,3	10,0	12,0
PO ₄ ²⁻ „	35,0	24,0	22,5	22,0
NO ₃ ⁻ „	2610	2838	1476	1362
NO ₂ ⁻ „	920	650	450	700
N.T.K.	2160	1360	1686	1600
NH ₄ ⁺ „	503	250	1053	530
T.A.C. (m éq/l)	314	219	205	180
Acidité totale „	30,6	15,0	13,6	11,5
Fe total (mg/l)	24,6	7,7	7,5	5,7
Pb „	0,3	0,2	0,2	0,2
Cu „	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Zn „	1,0	0,6	0,2	0,4
Cr „	0,9	0,9	0,2	0,2
Cd „	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Mn „	0,3	< 0,1	0,3	< 0,1

Tableau F : Résultats des analyses de lixiviats prélevés aux points L₁, L₂, L₃ et L₄,
(date de prélèvement : 12/11/1990) .

PARAMETRES	POINTS DE PRELEVEMENT			
	L ₁	L ₂	L ₃	L ₄
Couleur	noirâtre	noirâtre	noirâtre	jaunâtre
Odeur	nauséab.	nauséab.	nauséab.	nauséab.
Température (°C)	22	19	17	21
pH	9,5	9,9	9,9	9,8
D.C.O (mg O ₂ /l)	8200	7800	7400	8600
D.B.O ₅ „	3500	2500	3250	3200
D.B.O ₅ / D.C.O	0,43	0,32	0,44	0,37
M.E.S. (mg/l)	27	32	17	24
M.V.S. „	13	16	10	12
Conductiv. (µS/cm)	30000	33500	31000	27500
Cl ⁻ „	7623	6250	9928	5319
SO ₄ ²⁻ „	823	1811	247	337
S ²⁻ „	0,40	1,40	0,70	n.d.
PO ₄ ³⁻ „	17,5	20,5	23,0	12,0
NO ₃ ⁻ „	139	106	136	113
NO ₂ ⁻ „	10,0	8,0	10,0	7,5
NH ₄ ⁺ „	1764	1700	1844	1784
N organique „	1795	1750	1900	1830
HCO ₃ ⁻ „	6405	3355	5185	5264
CO ₃ ²⁻ „	3000	900	4260	2760
Ca ²⁺ „	6,4	3,2	10,0	5,6
Mg ²⁺ „	315	239	416	243
Na ⁺ „	4160	6850	3120	3000
K ⁺ „	2800	4425	2775	2125
HC totaux „	--	--	--	1,6
Fe total „	9,1	6,6	7,7	7,7
Pb „	0,1	0,2	0,1	0,1
Cu „	1,1	0,4	1,0	1,0
Zn „	0,7	0,4	0,6	1,0
Cr total „	0,8	1,2	0,9	0,6
Cd „	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Mn „	0,4	0,1	0,1	0,1
Ni „	0,2	0,4	0,2	0,2
Sr „	1,7	2,0	0,7	1,1
V „	n.d.	< 0,1	0,1	1,3
Mo „	n.d.	0,3	0,4	0,2

n.d. : non décelable .

Tableau G : Résultats des analyses de lixiviats prélevés aux points L₁, L₂, L₃ et L₄,
(date de prélèvement : 26/11/1990) .

PARAMETRES	POINTS DE PRELEVEMENT			
	L ₁	L ₂	L ₃	L ₄
Couleur	noirâtre	noirâtre	jaunâtre	jaunâtre
Odeur	nauséab.	nauséab.	nauséab.	nauséab.
Température (°C)	20	15	14	15
pH	9,0	9,8	9,5	9,8
D.C.O (mg O ₂ /l)	9700	3700	4500	6500
D.B.O ₅	3900	800	1900	2500
D.B.O ₅ / D.C.O	0,40	0,22	0,42	0,38
M.E.S. (mg/l)	35	18	22	27
M.V.S.	22	13	19	15
Conductiv. (µS/cm)	29000	28500	28000	27500
Cl ⁻	6382	8155	6205	5850
SO ₄ ²⁻	1094	412	307	337
S ²⁻	0,5	0,4	n.d.	n.d.
PO ₄ ³⁻	56,5	15,5	25,0	14,5
NO ₃ ⁻	127	115	228	144
NO ₂ ⁻	9,0	8,0	7,0	7,0
NH ₄ ⁺	1862	649	1862	1811
N organique	1930	654	1875	1826
HCO ₃ ⁻	7886	793	6205	5850
CO ₃ ²⁻	1440	2100	6283	3965
Ca ²⁺	9,4	6,0	27,6	16,2
Mg ²⁺	363	369	250	206
Na ⁺	4020	3400	2710	2700
K ⁺	2550	2330	1900	1900
HC totaux	0,5	0,7	1,7	1,1
Fe total	11,9	4,3	5,4	3,9
Pb	0,3	0,2	0,2	0,2
Cu	0,3	0,6	0,3	0,5
Zn	0,4	0,3	0,8	0,1
Cr total	1,1	0,8	n.d.	1,2
Cd	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Mn	1,1	0,1	0,1	0,1
Ni	0,2	0,3	0,2	0,2
Sr	2,1	1,2	1,1	0,7
V	< 0,1	1,1	n.d.	n.d.
Mo	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

n.d. : non décelable .

Tableau H : Résultats des analyses de lixiviats prélevés aux points L₁, L₂, L₃ et L₄,

(date de prélèvement : 05/12/1990) .

PARAMETRES	POINTS DE PRELEVEMENT			
	L ₁	L ₂	L ₃	L ₄
Couleur	noirâtre	noirâtre	jaunâtre	jaunâtre
Odeur	nauséab.	nauséab.	nauséab.	nauséab.
Température (°C)	20	17	19	17
pH	7,4	7,8	7,8	8,2
D.C.O (mg O ₂ /l)	5400	6000	12000	7800
D.B.O ₅	800	700	3000	900
D.B.O ₅ / D.C.O	0,15	0,12	0,25	0,12
M.E.S. (mg/l)	32	16	26	25
M.V.S.	19	8	14	20
Conductiv. (µS/cm)	32500	30000	28000	27500
Cl ⁻	8687	8155	6382	6028
SO ₄ ²⁻	1646	1152	741	494
S ²⁻	1,5	0,8	0,2	0,2
PO ₄ ³⁻	49	32	21	5
NO ₃ ⁻	117	119	228	155
NO ₂ ⁻	10,0	8,0	7,5	6,7
NH ₄ ⁺	1905	1753	1841	1779
N organique	1930	1762	1867	1867
HCO ₃ ⁻	9150	4880	6100	9150
Ca ²⁺	13,4	13,2	13,8	12,6
Mg ²⁺	508	325	291	211
Na ⁺	3870	4100	2900	2620
K ⁺	2600	2475	2050	1775
HC totaux	0,9	0,8	4,7	3,8
Fe total	10,2	5,3	6,9	3,7
Pb	0,3	0,2	0,5	0,3
Cu	0,4	0,6	0,6	0,6
Zn	0,4	0,1	0,9	0,1
Cr total	0,8	0,8	0,5	0,5
Cd	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Mn	1,6	0,4	0,1	0,1
Ni	0,3	0,3	0,2	0,2
Sr	2,5	1,6	1,2	0,9
V	< 0,1	0,1	n.d.	n.d.
Mo	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

n.d. : non décelable .

Tableau I :

Résultats des analyses de lixiviats prélevés aux points L_1 , L_2 , L_3 et L_4 ,

(date de prélèvement : 29/12/1990) .

PARAMETRES	POINTS DE PRELEVEMENT			
	L_1	L_2	L_3	L_4
Couleur	noirâtre	noirâtre	noirâtre	jaunâtre
Odeur	nauséab.	nauséab.	nauséab.	nauséab.
Température (°C)	11	13	13	16
pH	7,6	8,0	8,0	8,0
D.C.O (mg O ₂ /l)	33700	16000	23900	8800
D.B.O ₅ ,,	8000	3200	7400	1600
D.B.O ₅ / D.C.O	0,24	0,20	0,31	0,18
M.E.S. (mg/l)	37	25	10	7
M.V.S. ,,	29	18	7	5
Conductiv. (µS/cm)	33000	29000	28500	20000
Cl ⁻ ,,	12587	9219	9042	3457
SO ₄ ²⁻ ,,	469	350	510	124
S ²⁻ ,,	13,5	3,7	2,5	15,5
PO ₄ ³⁻ ,,	24	11	27	14
NO ₃ ⁻ ,,	118	106	111	128
NO ₂ ⁻ ,,	9,0	6,7	7,4	5,6
NH ₄ ⁺ ,,	1751	1853	1736	1773
N organique ,,	1802	1879	1759	1800
HCO ₃ ⁻ ,,	7625	5795	4819	4880
Ca ²⁺ ,,	205	115	76	119
Mg ²⁺ ,,	305,0	99,5	128,2	98,7
Na ⁺ ,,	3400	1960	2130	1930
K ⁺ ,,	2200	1500	1625	1300
HC totaux ,,	2,7	2,6	1,3	6,9
Fe total ,,	7,2	7,9	7,3	3,6
Pb ,,	0,1	0,1	0,2	0,1
Cu ,,	0,1	0,2	0,2	n.d.
Zn ,,	0,3	1,0	1,0	0,6
Cr total ,,	0,5	0,5	0,5	0,2
Cd ,,	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Mn ,,	1,2	0,1	0,4	0,1
Ni ,,	0,2	0,2	0,2	0,1
Sr ,,	2,7	0,9	1,2	1,0
V ,,	< 0,1	< 0,1	0,1	n.d.
Mo ,,	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

n.d. : non décelable .

Tableau J :

Résultats des analyses de lixiviats prélevés aux points L_1 , L_2 , L_3 et L_4 ,
(date de prélèvement : 26/01/1991) .

PARAMETRES	POINTS DE PRELEVEMENT			
	L_1	L_2	L_3	L_4
Couleur	noirâtre	noirâtre	noirâtre	jaunâtre
Odeur	nauséab.	nauséab.	nauséab.	nauséab.
Température (°C)	13	11	12	12
pH	7,4	7,5	7,7	8,4
D.C.O (mg O_2 /l)	30430	12800	20600	8150
D.B.O ₅ „	8580	3500	8050	1600
D.B.O ₅ / D.C.O	0,28	0,27	0,39	0,20
M.E.S. (mg/l)	43	28	20	15
M.V.S. „	32	22	15	11
Conductiv. (μ S/cm)	30000	29000	28500	25000
Cl ⁻	8368	7942	7375	4538
SO ₄ ²⁻ „	139	80	106	146
NO ₃ ⁻ „	124	110	142	115
NO ₂ ⁻ „	15,0	12,0	16,0	8,5
NH ₄ ⁺ „	1834	1826	1947	1792
N organique „	1850	1863	1970	1803
HCO ₃ ⁻ „	10706	10077	10889	--
CO ₃ ²⁻ „	n.d.	n.d.	n.d.	5406
Ca ²⁺ „	305	101	67	44
Mg ²⁺ „	370	333	278	168
Na ⁺ „	3750	3850	3240	2000
K ⁺ „	2575	2600	2325	1350
HC totaux „	14,6	9,1	2,6	2,3
Fe total „	14,3	10,1	10,8	3,4
Pb „	0,2	0,1	0,2	0,1
Cu „	0,1	0,1	0,3	0,1
Zn „	0,3	0,4	0,9	1,1
Cr total „	0,6	0,6	0,7	0,2
Cd „	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Mn „	2,1	1,2	0,5	0,1
Ni „	0,2	0,2	0,2	0,1
Sr „	2,8	2,6	1,9	0,9
V „	0,1	0,1	0,1	n.d.
Mo „	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

n.d. : non décelable .

A N N E X E N ° 6

NORMES DE POTABILITE DES EAUX

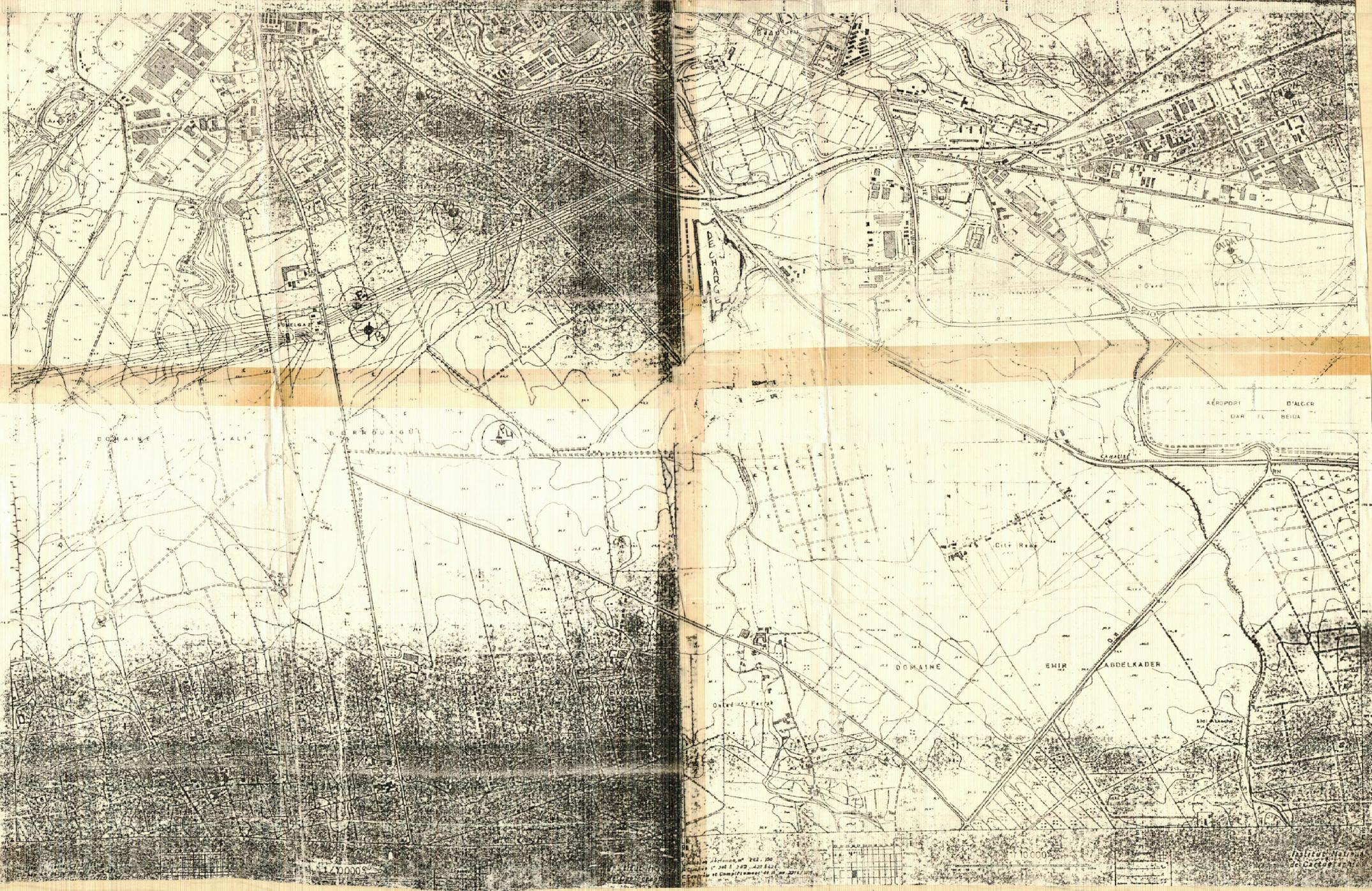
(A) : DIRECTIVES DE L'O.M.S

PARAMETRES	VALEUR LIMITE
O ₂ dissout (mgO ₂ /l)	5
D.C.O. ,,	30
D.B.O ₅ ,,	< 3
M.E.S. (mg/l)	25
Conductivité (µS/cm)	1000
Cl ⁻ (mg/l)	200
SO ₄ ²⁻ ,,	250
N.T.K. ,,	2
NH ₄ ⁺ ,,	0,05
NO ₃ ⁻ ,,	50
NO ₂ ⁻ ,,	0,1
Fe total ,,	0,1
Mg ,,	< 30
Pb ,,	0,05
Cu ,,	0,05
Zn ,,	5
Ni ,,	0,05
Mn ,,	0,05
Cd ,,	0,01
CN ,,	0,05
Cr total ,,	0,05
Hg ,,	0,001
As ,,	0,05
Se ,,	0,01

(B) : N O R M E S C . C . E

PARAMETRES	NIVEAU GUIDE (N.G)	CONCENTRATION MAXIMALE ADMISSIBLE (C.M.A)
p H	6,5 - 8,5	9,5
Température (°C)	12	25
Conductivité (µS/cm)	400	1250
O ₂ dissout (mgO ₂ /l)	5	
D.B.O ₅ " "	50% de la teneur initiale en O ₂ dissout	
Ca ²⁺ (mg/l)	100	
Mg ²⁺	30	50
Na ⁺	< 20	100
K ⁺	≤ 10	12
Al " "		0,05
HCO ₃ ⁻ " "	30	
SO ₄ ²⁻ " "	5	250
Cl ⁻ " "	5	200
NO ₃ ⁻ " "		50
NO ₂ " "		0,1
NH ₄ ⁺ " "	0,05	0,5
N.T.K. " "	0,05	0,5
Zn " "		0,1
Pb " "		0,05
Ni " "	0,005	0,05
Mn " "	0,02	0,05
Hg " "		0,001
Fe total " "	0,1	0,3
F " "		0,7 - 1,5
Cu " "		0,05
Cr total " "		0,05
CN " "		0,05
Cd " "		0,005
As " "		0,05
Ag " "		0,01

Moyens techniques
U . M e s s e t h e r
El Harrach - Juin 1993



Institut National de Géographie