

République Algérienne Démocratique et Populaire

Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique  
UNIVERSITE HASSIBA BENBOUALI CHLEF

FACULTE DES SCIENCES ET SCIENCES DE L'INGENIEUR



LABORATOIRE : **E**AU- **E**NVIRONNEMENT



Séminaire national  
« **E**au-**E**nvironnement »



*Les 09 et 10 décembre 2009*

# Comité d'organisation

## Président d'honneur

Pr. BESSEDIK Mustapha. Recteur UHBC  
Dr. ABDI Benadellah. Doyen

## Président du séminaire

Pr. OUAGUED Abdellah

## Coordonnateur

Dr. ACHITE Mohammed

## Membres

Dr. KOUADRI MOUSTEFAI S., BRADAI H., DJAFFER A.,  
HADJ HENNI (SG), Staff administrative de la faculté.

## Secrétariat du séminaire

BRADAÏ Abdelhamid

# Comité Scientifique

## Coordonnateur :

Dr. LABBACI Abdellah. Maître de conférences « A », U.Chlef.

## Membres :

- **B. ABDI** Maître de conférences « A », U. Chlef.
- **M. ACHITE** Maître de conférences « B », U. Chlef.
- **D. ACHOUR** Professeur, U. Chlef.
- **F. BAALI** Maître de conférences « A », U. Tébessa
- **A-BENABOURA** Professeur, USTHB
- **N.BETTAHAR** Professeur, U. Oran
- **N.BETTAHAR** Maître de conférences « A », U. Chlef.
- **O. BOURAS** Maître de conférences « A », U. Blida
- **A. BOUTHIBA** Maître de conférences « A », U. Chlef.
- **B.DJELLOULI** Professeur, U. Sétif
- **A. DOUAOUI** Maître de conférences « A », CUKM
- **N. GHAF FOUR** Dr. U. Muscat. OMAN
- **S. HANINI** Professeur, U. Médéa
- **T.HARTTANI** Professeur, INA (Alger)
- **A.KHETTAB** Professeur, ENP Alger
- **S. KOUADRI.M.** Maître de conférences, U. Chlef
- **L. LOUKERFI** Professeur, U. Chlef
- **H. MAHMOUDI** Maître de conférences « B », U. Chlef.
- **A. OUAGUED** Professeur, U. Chlef
- **D. SAÏDI** Maître de conférences « A », U. Chlef.
- **H. SAAD** Professeur, U. Chlef
- **B.SAÏDANI** Professeur, U. Béjaia
- **B. TOUABIA** Professeur, ENSH (Blida)

# Tables des matières

<b>Préambule</b>	08
------------------	----

## **Thème I : Procédés innovants sur l'eau et l'environnement**

<b>Extraction et séparation des acides lactiques et tartrique par solvant.</b> Djellouli Della S., Labbaci A.....	09
<b>Extraction, composition et valorisation de l'eau aromatique de geranium rosat (<i>Pelargonium graveolens</i>) dans la dermatopharmacie.</b> Boukhatem M. N., Hamaidi M., Saidi F., Benomier K., Hakim Y.....	16
<b>Effet de la concentration en tensioactif sur la stabilité de la membrane et sur l'extraction du rouge du Congo par membrane liquide émulsionnée.</b> Daas A., Hamdaoui O., Sammar M.H. ....	22
<b>Traitement des effluents Agro-industriels. Application : Etude de l'influence des solvants sur l'extraction de l'acide lactique.</b> Labbaci A., Kyuchoukov G., Albet J. ....	27
<b>Etude cinétique et adsorption pour l'élimination du jaune Rémazol par CAG à base des noyaux d'olive et régénération thermique.</b> Benbekhti A., Ouagued A., Benerdouch N., Bestani B., Termoul M.....	36

## **Thème II : Dégradation des sols et indicateurs de qualité**

<b>Transport solide dans les cours d'eau de l'Algérie septentrionale « cas du bassin versant de la MACTA ».</b> Madani Chérif H., Bouanani A., Touaibia S.....	42
<b>Etude de l'érosion et transport solide du Bassin des ISSER (Bassins Expérimentaux de Beni Slimane W.Médeà).</b> Zedam M., Keddar K., Arabi M. ....	46
<b>Simulation de l'érosion hydrique dans un bassin versant à l'aide du couple WEPP/Arggis.</b> Mahieddine M., Rih M.....	56
<b>Diagnostic de l'état de pollution (sol/sédiments) de la cote de mostaganem.</b> Cherif N., Iddou A., Bensade S., Ouali M. S. ....	65
<b>Evolution de la porosité des sols argileux du Bas-Chécliff sous contraintes salines.</b> Saïdi D. ....	69
<b>« تحديد كمية الإنجراف للتربة نتيجة للتعرية المائية لحوض واد مينا باستخدام المعادلة العالمية »</b> Saaed H., Isamaïn M., Taher T.....	80
<b>Caractéristiques hydrodynamiques et termes du bilan hydrique d'un sol limono-argileux dans la plaine du Haut-Chliff.</b> Madi M. ....	89
<b>Qualité biologique d'un sol agricole et tolérance à une pollution métallique</b> Iddou A., Aoues A., Slimani M. et Ouali M.S.....	96

## **Thème III : Qualité des eaux**

<b>Essai d'évaluation de la qualité de l'eau à partir d'un indices biotrophiques phytoplanctoniques dans la retenue de barrage de Sidi-Yacoub (Chlef)</b> Houari A., Saidi D.....	101
--	-----

<b>Les risques de salinisation des sols irrigués par les eaux souterraines dans la plaine du Bas-Chélif</b>	107
Bradaï A., Douaoui A.....	
<b>Qualité des eaux de baignades de la Wilaya de Chlef</b>	114
Rata M. ....	
<b>Caractérisation physico-chimique de la charge polluante des eaux de rejets de l'unité Ceramit « Ténès – Chlef »</b>	118
Chérifi S., Ouagued A.....	
<b>Flux de matière organique et minérale de l'effluent urbain de la ville d'Annaba introduit au littoral adjacent (Nord d'Algérie)</b>	127
Khammar H., Ounissi M., Saker I., Ziouch O.M., Haridi A. ....	
<b>Evolution géochimique des sols irrigués par les eaux à alcalinité résiduelle positive en conditions contrôlées. Application au Bas-Chélif.</b>	136
Bradaï A., Douaoui A. ....	

## **Thème IV : Déchets**

<b>Réhabilitation de la décharge contrôlée de Meknassa (W. Chlef)</b>	143
Achour T., Rezoug F., Hamimeche H. ....	
<b>Valorisation des déchets verres dans le traitement des eaux</b>	150
Ouagued A. *, Benziane F.Z., Mahmoudi H ., Djafer L.....	
<b>Recommandations</b>	154

## *Préambule*

L'eau partie intégrante de l'environnement naturel, sa gestion nécessite une utilisation rigoureuse et rationnelle pour une protection globale de l'environnement.

De part la nature irréversible de nombreux impacts environnementaux émanant d'activités anthropiques, il devient urgent de mettre en pratique le principe de précaution dans la gestion des ressources en eau, afin d'assurer leur usage durable.

La région de Chlef caractérisée par une activité agricole intense et par un développement industriel engendre des besoins en eau de plus en plus croissant et des retombés négatifs sur l'environnement.

Aussi, la nécessité d'une prise en compte de manière efficiente la problématique de l'eau et de l'environnement s'impose.

De nouvelles techniques spécialement conçues dans le domaine du traitement de l'eau potable, l'eau usée, le dessalement, la gestion de la qualité des eaux, de la maintenance et le contrôle des réseaux, les prévisions des inondation, le traitement et le recyclage des déchets, pour un environnement meilleure.

Dans cette optique, l'université Hassiba Benbouali, la faculté des sciences et sciences de l'ingénieur et le laboratoire « Eau-Environnement » de CHLEF organise les 09 - 10 décembre 2009 un séminaire national afin de permettre l'échange de nouvelles données scientifiques et techniques acquises en matière de protection de l'environnement et gestion de l'eau et des déchets et d'apporter, à travers la contribution des chercheurs, des recommandations dans le domaine.

**Le président du Séminaire**  
Pr. Abdellah OUAGUED



## Thème I

### Procédés innovants sur l'eau et l'environnement

# Extraction et séparation des acides lactique et tartrique par solvant

Djellouli Della S\*., Labbaci A.\*

\*Faculté des sciences et sciences de l'ingénieur, Université de Chlef,  
[ddsihem@yahoo.fr](mailto:ddsihem@yahoo.fr)

**Résumé** - Les industries chimiques, pharmaceutique, alimentaire et biotechnologiques sont des principaux domaines où il est nécessaire d'extraire des acides des effluents aqueux ou des jus de fermentation. L'extraction liquide – liquide est une technique de séparation intéressante qui a de nombreuses applications dans l'industrie. En effet l'extraction réactive a été utilisée pour la récupération et purification d'acides carboxyliques avec des extractants comme les composés organophosphorés et les amines aliphatiques de masse molaire élevée. Les extractants sont mélangés avec différents types de diluants qui influent sur la distribution du composé entre les deux phases à l'équilibre. Nous avons analysé expérimentalement la faisabilité de récupération des acides lactique et tartrique à partir de solutions aqueuses synthétiques par extraction liquide – liquide en utilisant le « tri-n-octylamine\_décanol-1\_dodécane » et « tributylphosphate\_dodécane » comme solvants

**Mots clés** : environnement, effluent, acide lactique, acide tartrique, composés organo-phosphorés, amines tertiaire, diluants, extraction liquide-liquide.

## Introduction

Les acides organiques sont très largement utilisés dans les industries chimiques, pharmaceutiques, alimentaires et biotechnologiques. Leur marché annuel est approximativement de 18 milliards de tonnes en Europe et de 5 milliards aux Etats-Unis. Ils sont fabriqués essentiellement par fermentation extractive ou par synthèse chimique. De plus, ils sont présents dans les effluents des industries agro-alimentaires. Ces industries engendrent des volumes importants d'eaux chargées en différents composés, notamment des substances organiques, des métaux lourds, etc...., qui sont rejetés dans les eaux courantes. Afin de préserver l'environnement, ces industries doivent traiter leurs effluents avant de les rejeter dans le milieu naturel. Pour cela, de nombreuses techniques de purification (floculation, précipitation, filtration et procédés biologiques) sont utilisées. Néanmoins, la présence de substances organiques comme les acides carboxyliques peuvent perturber le fonctionnement des procédés de traitement biologiques. Il est donc important de les éliminer préalablement et éventuellement de les valoriser si on les obtient avec un degré de pureté élevé.

Dans le but d'optimiser le fonctionnement d'un procédé d'extraction liquide-liquide, il est extrêmement important de prendre en compte, d'une part, le choix de l'extractant qui devra être le plus performant possible et d'autre part, il est nécessaire de bien connaître les facteurs qui gouvernent les mécanismes mis en jeu pour prévoir les interactions entre le soluté et le solvant afin d'améliorer le processus.

L'objectif principal de notre travail, est non seulement d'extraire et séparer les acides lactique et tartrique, mais aussi d'étudier les différents facteurs qui influent sur le rendement de l'extraction de ces acides par le



tri-butylphosphate et la tri-n-octylamine, tels que la composition du solvant (concentration de l'extractant dans le mélange extractant\_diluant\_inerte\_diluant actif), la nature de l'acide et le pH en solution.

L'acide lactique est utilisé principalement dans l'industrie agro-alimentaire comme conservateur.

Les polyesters dérivant de cet acide sont utilisés dans la préparation de gâteaux et autres produits de cuisson. Il est utilisé en tant qu'acidulant en raison de sa saveur acide très légère par rapport aux autres acides alimentaires.

L'acide lactique est un produit dont les avantages sont inhérents à ses propriétés optiques, à son groupe hydroxylé et aussi à sa fonction acide. Il peut être converti en éthanol, propylène glycol, et employé pour la fabrication de polymères acryliques et de polyesters. L'avantage de l'utilisation des copolymères d'acide lactique réside dans la biodégradabilité de ces produits.

On trouve principalement l'acide tartrique dans les raisins. Les principales sources industrielles sont celles découlant des résidus produits par les industries vitivinicoles.

L'acide R-R(+) tartrique est un succédané de l'acide malique. Il est utilisé comme acidulant des boissons gazeuses et des jus de fruits. Cet acide est employé dans les industries agro-alimentaires et vitivinicoles : Il rentre dans la composition des conserves, biscuits, confiseries et chocolat [8]. Dans l'industrie pharmaceutique, il est utilisé pour la synthèse d'acides aminés.

## Matériels et procédures

Les produits chimiques utilisés : acide lactique L(+); acide tartrique, tri-n-octylamine ; dodécane ; décanol-1.

L'acide lactique L (+) utilisé a une pureté massique 85%, BIOCHEM-chemopharma, et l'acide tartrique cristallisé provient de BIOCHEM-chemopharma.

La phase organique est obtenue par dissolution de l'extractant tri-n-octylamine (TOA de pureté massique 98%, Fluka) dans le diluant actif (modificateur) et/ou dans le diluant inerte. Le diluant actif utilisé est le décanol-1 (98+% en masse, Alfa Aesar) et le diluant inerte est le dodécane (99+% en masse, Alfa Aesar).

La procédure d'extraction des acides comprend quelques étapes essentielles. L'extraction a été faite à partir d'une solution synthétique. Le volume de la solution acide est de 20ml, celle du solvant est de 20ml (soit un rapport volumique entre les deux phases égal à 1).

Les solutions sont mises en contact dans des ampoules à décanter de 150ml et agitées pendant 20mn ; temps nécessaire pour atteindre l'équilibre thermodynamique du système entre la phase aqueuse et la phase organique. L'ampoule est agitée au moyen d'un agitateur circulaire de type Gerhardt Bonn, dont la fréquence est fixée à de 280tr/mn dans des conditions ambiantes. Après décantation (environ 15mn), les deux phases sont séparées.

Une fois la séparation est effective, on mesure les volumes de la phase organique ( $\bar{V}$ ) (extrait) et de la phase aqueuse ( $V$ ) (raffinat). On procède à l'analyse de la phase aqueuse pour déterminer la concentration de l'acide à l'équilibre dans le raffinat. La concentration de l'acide dans la phase organique est déterminée par bilan de matière.

Les mesures effectuées pour la phase aqueuse sont les suivantes :

- Volume final ( $V$ ) à l'équilibre ;
- pH initial et à l'équilibre ;
- Concentration en acide initiale et à l'équilibre.
- les volumes des phases aqueuse et organique ont été mesurés avec une éprouvette graduée de 25ml ;
- le pH de la phase aqueuse à l'équilibre (raffinat) et de la solution acide initiale est mesuré avec un pH mètre de type PH211, microprocesseur, équipé d'une sonde de compensation de température ;

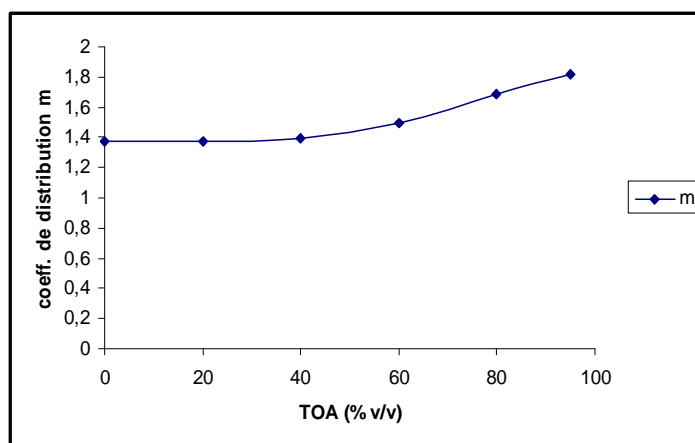
- trois échantillons de la phase aqueuse sont prélevés puis titrés par la soude 0.01N en présence de phénophtaléine comme indicateur coloré.

Les extractions et les dosages sont effectués le jour même afin d'éviter une erreur possible due à une oxydation par l'air, ou à une dégradation bactériologique ou photochimique des échantillons.

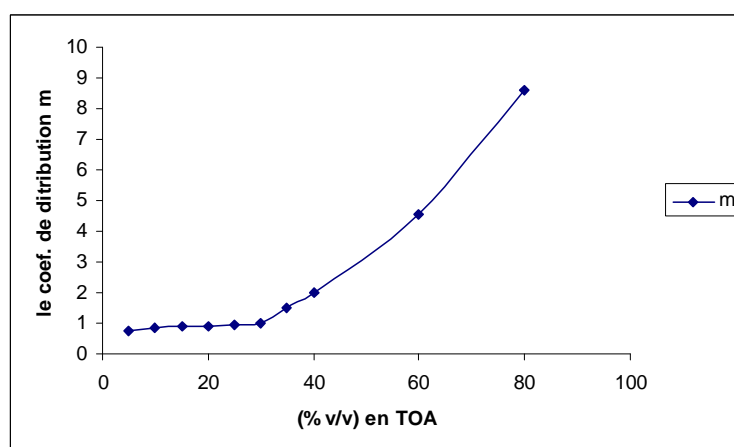
## Résultats et discussion

Cette partie expérimentale est consacrée à l'étude de l'influence de la nature des diluants et extractants sélectionnés précédemment sur la composition du solvant (TOA et TBP). Ainsi, nous avons fait varier la concentration de l'extractant et même la teneur en acide dans la solution aqueuse initiale.

Les résultats expérimentaux de l'extraction de l'acide lactique en présence de l'extractant TOA et le diluant inerte dodécane, sont illustrés par le coefficient de distribution total ( $m$ ) en fonction de la concentration de l'extractant. Lorsque la phase organique est composée de l'extractant et du diluant inerte, la capacité d'extraction de l'extractant est plus faible. Comme on devrait s'y attendre, l'efficacité maximale est à 100% en amine.

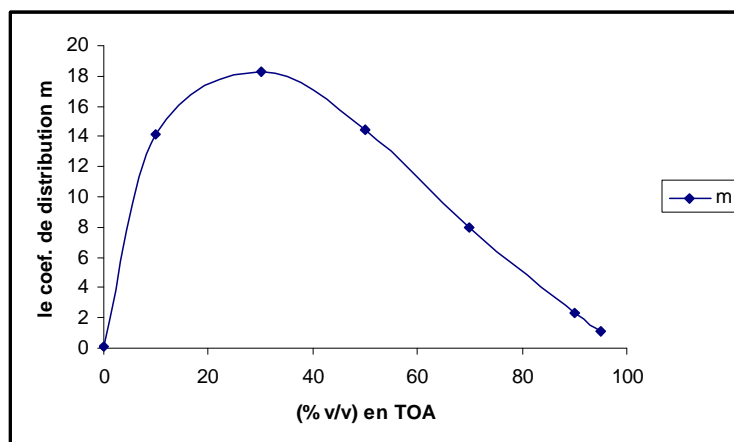


**Figure 1.** Influence du pourcentage volumique de l'extractant TOA sur le coefficient de distribution total ( $m$ ) en présence de dodécane(acide lactique).



**Figure 2.** Influence du pourcentage volumique en TOA sur le coefficient de distribution total (acide tartrique).

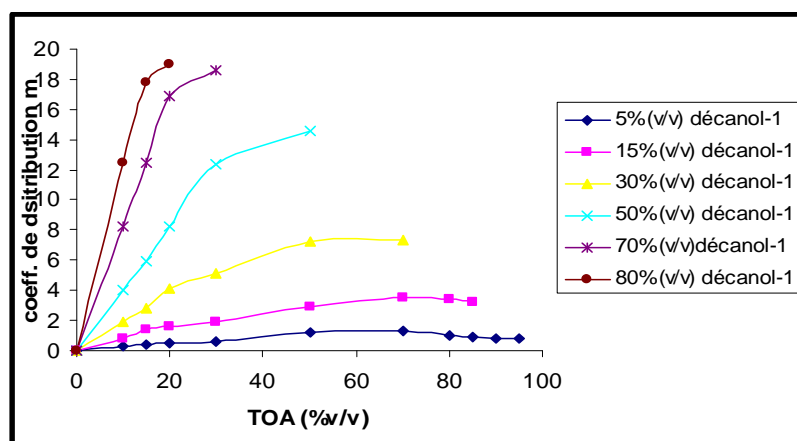
En effet, sur cette figure, nous pouvons observer nettement que le dodécane (diluant inerte) limite l'extraction et influe donc sur la valeur du coefficient de distribution ; car l'inclinaison positive pour la ligne droite implique une influence négative du diluant inerte sur la capacité d'extraction de la phase organique.



**Figure 3.** Influence du pourcentage volumique en TOA sur le coefficient de distribution total (m) en présence de décanol-1

D'après les résultats expérimentaux qui sont illustrés dans la figure (Fig.3), on trouve que la capacité extractive de la tri-n-octylamine augmente. On peut poser la question, pourquoi en absence de dodécane l'extractant faible devient fort en présence de décanol-1 ? L'effet est évident du modifieur lorsqu'on compare les deux figures (Fig.1 et Fig.3).

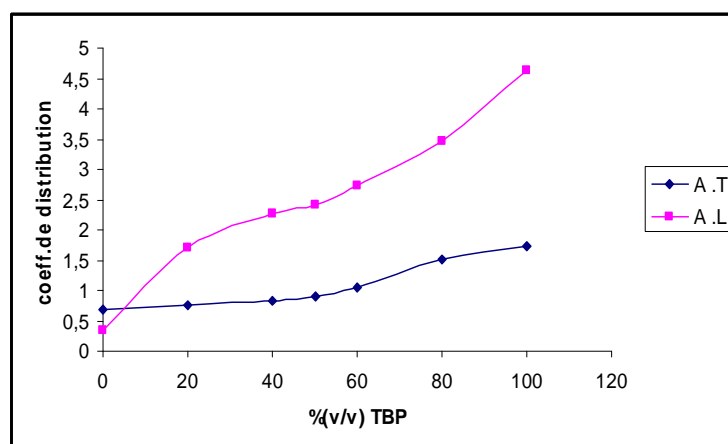
Cet effet s'explique par l'augmentation de la solubilité du complexe formé entre l'amine est l'acide, par suite de sa solvatation par le modificateur (décanol-1) [1, 2].



**Figure 4.** Influence du pourcentage volumique de TOA à différentes concentrations en décanol-1 sur le coefficient de distribution totale en présence du dodécane.

On constate que le coefficient de distribution total passe par un maximum avec l'augmentation de la concentration de TOA pour une concentration de modificateur jusqu'à (15% v/v). On ne peut pas expliquer cet effet par le changement de la concentration du modificateur, car cette concentration reste constante. La concentration du diluant inerte (dodécane) diminue et par conséquent, l'extraction de l'acide lactique diminue aussi. Cela signifie que ce complexe amine-acide-modificateur est plus soluble dans le diluant inerte que dans l'extractant. A faible concentration du modificateur et à concentration élevée de l'extractant, le complexe extrait est soluble dans le modificateur mais pas dans l'extractant et le diluant inerte.

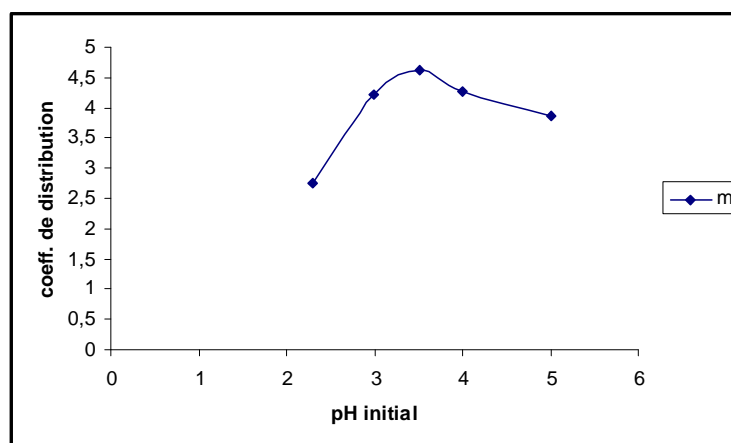
Le déplacement du maximum sur ces courbes est dû à l'influence de la concentration de TOA dans la phase organique.



**Figure 5.** Influence du pourcentage volumique de TBP sur le coefficient de distribution total pour les acides lactique et tartrique.

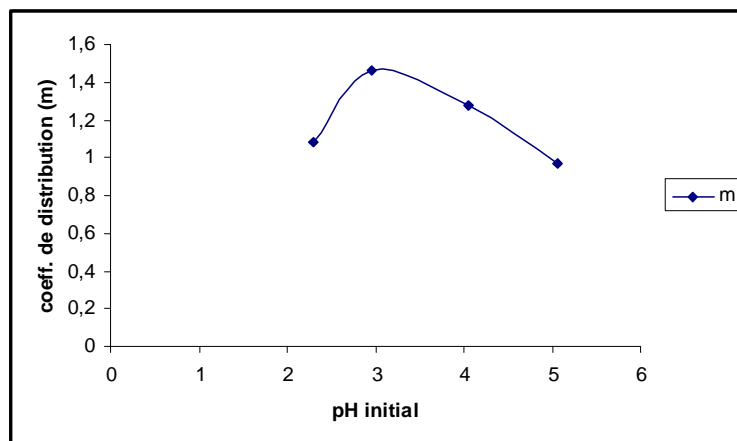
Selon les deux courbes qui sont présentées dans la figure (Fig.6), on constate que les coefficients de distribution totaux de l'acide lactique sont plus importants que ceux de l'acide tartrique, c'est-à-dire le tributylphosphate extrait mieux l'acide lactique que l'acide tartrique.

Cet effet est expliqué par le fait que l'acide tartrique a deux groupes hydroxyle ( $\text{OH}^-$ ) ; par ce qu'il existe des liaisons hydrogène entre le groupe hydroxyle ( $\text{OH}^-$ ) et l'extractant TBP qui peuvent être en compétition pour la formation du complexe, ce qui empêche l'extraction de l'acide tartrique.



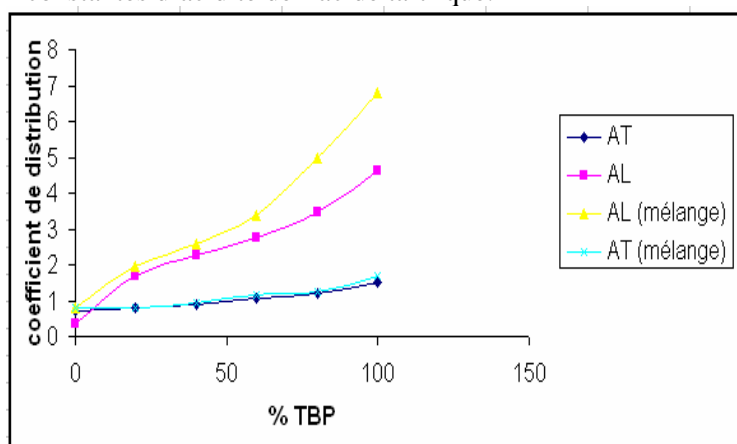
**Figure 6.** Influence du pH de la phase aqueuse initiale sur le coefficient de distribution total pour l'acide lactique.

On constate qu'une augmentation du pH de la solution acide entraîne un accroissement significatif des coefficients de distribution total jusqu'à une valeur de  $\text{pH} = 3,5$  ; au-delà de cette valeur du pH on observe une diminution des valeurs de coefficient de distribution total de l'acide lactique.



**Figure 7.** Influence du pH initial de la phase aqueuse sur le coefficient de distribution total pour l'acide tartrique.

Cependant, pour des pH des phases aqueuses initiales trop élevés, le coefficient de distribution total de l'acide tartrique diminue. Ce phénomène est dû à une neutralisation importante de l'acide par la soude, en tenant compte des deux constantes d'acidité de l'acide tartrique.



**Figure 8.** Pourcentage des acides lactique et tartrique extraits en fonction de la concentration initiale en TBP.(séparation des acides lactique et tartrique).

Les résultats montrent qu'avec l'augmentation du pourcentage volumique en tributylphosphate l'extraction des deux acides s'améliore. On constate également que le tributylphosphate favorise la récupération de l'acide lactique, qui est préférentiellement extrait à partir du mélange (5g/l d'acide tartrique et 8g/l d'acide lactique) que l'acide tartrique.

## Conclusion

Le procédé d'extraction liquide-liquide est envisagé comme une alternative à d'autres techniques de récupération des acides carboxyliques telles que la précipitation, la distillation, l'électrodialyse ou la chromatographie ionique.

Cette étude a montré que l'extraction de l'acide tartrique (di acide) est plus importante que celle de l'acide lactique (mono acide). On a aussi conclu que les diluants inerte et actif ont une grande influence sur l'extraction en raison des interactions que ceux-ci peuvent former avec les différents composés (extractant et acide).

Le mélange « TOA\_décanol-1\_dodécane » constitue un excellent solvant vis-à-vis des acides lactique et tartrique. La quantité des deux acides extraits dépend de la teneur en amine dans le solvant « amine\_alcool\_hydrocarbure ».

Si l'on souhaite dépolluer les eaux agro-industrielles et récupérer le maximum de solutés sans souci de sélectivité, on peut travailler avec un solvant contenant environ 40% TOA.

Le deuxième solvant retenu pour cette étude est le tri-butylphosphate dilué dans le dodécane. Les résultats obtenus lors de l'extraction des acides lactique et tartrique par ce solvant ont permis de conclure que le tri-butylphosphate extrait mieux les mono acides que les di acides. Ainsi, les coefficients de distribution obtenus des deux acides sont plus faibles que ceux obtenus avec la tri-n-octylamine.

Les essais de séparation ont montré qu'il est possible de récupérer pratiquement la totalité de l'acide tartrique et plus de 54% de l'acide lactique avec un solvant contenant 30% de tri-n-octylamine. Tandis qu'on peut récupérer seulement 51% d'acide lactique et 6% d'acide tartrique avec une pureté de 93% en acide lactique dans l'extrait et 54% en acide tartrique dans le raffinat avec 70% en TBP dans le solvant TBP\_dodécane.

## Références bibliographiques

**Kyuchoukov. G, Yankov. D, Albet. J, Molinier. J**, « Mechanism of lactic acid extraction with quaternary Ammonium chloride (Aliquat 336) », Ind. Eng. Chem. Res., 44(15), 2005, pp 5733-5739.

**San Martin. M, Pazos. C, Coca. J**, « Liquid-liquid extraction of lactic acid with Alamine 336 », J. Chem. Technol. Bio Tech, 1996, 65, pp281-285.

**Choudury. B, Basha. A, Swaminathan. T**, « Study of lactic extraction with higher molecular weight aliphatic amines », J. Chem. Tech. Biotechn., 1998, 72, pp 111-116.

**Labbaci. A**, « Extraction et séparation des acides lactique et malique dans les effluents agro-industriels », thèse de doctorat d'état : université Saad dahleb de Blida, 2007.

**Martak. J, Sabolova. E, Schlosser. S, Rosenberg. M, Kristofikova. L**, « Toxicity of organic solvents used in fermentation of lactic acid by *Rhizopus arrhizus* », Biotechnol. Tech. 1997, 11, 2, pp 71-75.

**Marinova.M, Kyuchoukov.G, Albet.J, Molinier.J, Malmay.G** "Separation of tartaric and lactic acids by means of solvent extraction ", Sep. Pur. Tech. 2004, 37, pp 199-207.

**Wang. Y, Li. Y, Wang. J, Li. Z, Dai. Y**, "Extraction equilibria of monocarboxylic acids with trialkyl phosphineoxide", J. Chem. Eng. Data., 2001, 46, 4, pp 831-837.

# Extraction, composition et valorisation de l'eau aromatique de géranium rosat (*Pelargonium graveolens*) dans la dermopharmacie

**Boukhatem M. N.\*, Hamaidi M.\*, Saidi F\*., Benomier K.\*\*, Hakim Y.\*\*\*.**

\* Unité de recherche "Biotechnologies Végétales", Département de Biologie, Université de Blida.

\*\* Laboratoire de Stérilité, Complexe Antibiotical de SAIDAL, Médéa.

\*\*\* Société "Extral Bio", Route de Chiffa, Blida.

[nadjibium@yahoo.fr](mailto:nadjibium@yahoo.fr)

**Résumé** - Notre étude s'inscrit dans un cadre de contribution à la valorisation d'une plante aromatique et médicinale, le géranium rosat (*Pelargonium graveolens*), via l'utilisation de ses eaux aromatiques (hydrolats) dans la dermopharmacie et la fabrication des produits cosmétiques.

L'extraction de la fraction aromatique de ladite plante, accomplie par hydrodistillation aboutissant, a abouti à l'obtention de deux phases non miscibles (huile essentielle et hydrolat) qui ont été séparées par simple décantation.

Afin de pouvoir effectuer l'analyse de la composition chimique des eaux aromatiques par chromatographie gazeuse-Spectrométrie de masse (CG-SM), il a été nécessaire de les "concentrer" avant l'injection, en procédant à une extraction liquide-liquide avec un solvant organique (éther diéthylique).

Le profil chromatographique des eaux aromatiques est caractérisé par la prédominance des composés oxygénés et hydrophiles (géraniol, oxyde de linalool) alors que les composés hydrocarbonés sont quasi-absents.

Le contrôle de la qualité microbienne de l'hydrolat de géranium a été accompli par la technique de filtration sur membrane. Cette analyse a confirmé leur qualité microbiologique satisfaisante grâce à la présence de certaines molécules antimicrobiennes (géraniol, linalool, alcool undécylique).

L'utilisation de l'eau aromatique de géranium comme excipient ou solvant actif dans la préparation des produits cosmétiques est pleinement justifiée.

**Mots clés** : Géranium rosat, eaux aromatiques, hydrolats, CG-SM, filtration sur membrane, cosmétiques.

## Introduction

L'hydrolathérapie, ou thérapie par les eaux florales, est une branche de l'aromathérapie, elle-même issue de l'ensemble plus vaste de la phytothérapie.

Au cours de la distillation d'une plante, deux produits très précieux émergent: d'une part l'huile essentielle (HE) et d'autre part l'hydrolat (HA) à savoir l'eau imprégnée de molécules aromatiques. En l'espace d'une décennie, les HE ont fait un chemin remarquable dans la conscience collective et nous ne pouvons que nous en réjouir. En revanche, il n'en va pas de même des hydrolats qui restent bien souvent peu exploités. Ces "eaux magiques" ont pourtant, elles aussi, des vertus thérapeutiques hors pair, issues de la plante, mais aussi de la faculté purificatrice incommensurable de l'eau. [3][6]

Malgré sa faible concentration en principes actifs (PA), l'HA présente certaines activités pharmacologiques intéressantes. Certains sont utilisés depuis des siècles dans des préparations cosmétiques, thérapeutiques et culinaires mais leur intérêt principal, c'est qu'ils sont toujours beaucoup mieux tolérés que les HE. [6]

Le principal marché des HA se situe dans le domaine des cosmétiques et des arômes alimentaires. Cependant, avec le regain d'intérêt actuel pour les médecines alternatives, les HA sont aujourd'hui de plus en plus utilisés pour leurs vertus thérapeutiques. En Algérie et malgré cet engouement, les chercheurs ne s'y intéressent que très peu. Il existe donc un réel manque de données scientifiques dans ce domaine.

Notre travail fait apparaître des molécules « aromatiques bioactives » issues de l'eau aromatique d'une plante à parfum, le géranium rosat (*Pelargonium graveolens*), référencées par la médecine traditionnelle et supposant ainsi des activités biologiques. [4][9][10]

Originaire du Cap, cette plante a été introduite en Algérie au 19<sup>ème</sup> siècle où elle a acquis des proportions gigantesques durant la période coloniale. [4]

Aujourd'hui, cette culture est menacée d'abandon malgré les immenses atouts qu'elle offrait. La distillerie locale « Extral Bio » sise à Chiffa (w. Blida), en exploite quelques hectares destinés à l'extraction des HE et HA.

L'hydrolat de géranium, d'odeur fraîche et délicate, est considéré comme la meilleure des "eaux florales". C'est un allié dans tous les soins de la peau pour ses propriétés régénérante, astringente et purifiante. [6][10][13]

La possibilité d'incorporer ces eaux aromatiques dans l'industrie cosmétique constitue une activité plus lucrative pour la société et des études préliminaires sont en cours pour permettre l'appréciation de la qualité des produits finis.

Deux ordres de préoccupation se rencontrent dans notre étude et lui donnent sa substance. Le premier a trait à l'extraction et la caractérisation chromatographique de l'eau aromatique du géranium rosat. Le deuxième se rapporte au contrôle de la qualité microbienne des hydrolats pour une éventuelle utilisation dans des formulations galéniques à usage topiques.

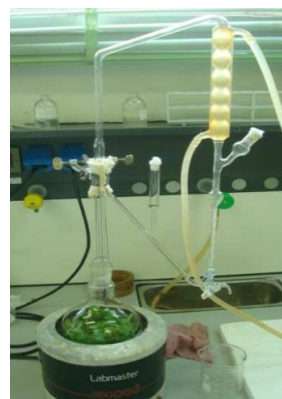
## Matériel et Méthodes

### *Matériel végétal*

La partie aérienne (tiges, feuilles et fleurs) du géranium rosat a été récoltée en pleine floraison (Mai 2008) à partir d'un champ de culture (fig. 1) situé dans la plaine de Mitidja (commune de Chiffa, w. Blida). Ces plantes, issues de l'agriculture biologique, appartiennent au domaine privé « Extral-bio ».



**Figure 1.** Matériel végétal : le géranium rosat.  
- Champ de culture à Chiffa -Blida



**Figure 2.** Montage d'Hydrodistillation du géranium rosat

Ces géraniums, dont le nombre avoisine les 600 plants, ont été bouturés en octobre 2004 avec des écartements aléatoires et une densité de 2 à 4 plants/m<sup>2</sup>. Les données pédoclimatiques du champ de culture ont été recueillies auprès de l'Institut National des Ressources Hydrauliques (INRH) de Soumâa (w. de Blida). L'identité de la plante a été confirmée au niveau du Jardin d'Essais d'El-Hama (Alger).



### ***Extraction des eaux aromatiques***

L'hydrodistillation du géranium rosat a été accomplie à l'aide d'un dispositif de type Clevenger [8]. C'est aujourd'hui la méthode préconisée par la Ph.Eur [2]. Le montage utilisé est présenté dans la figure 2.

### ***Récupération des eaux aromatiques***

La vapeur condensée obtenue conduit à deux phases :

- une phase organique (huile essentielle) qui est séparée de l'eau par simple décantation et à laquelle on ajoute du sulfate de magnésium ( $MgSO_4$ ) pour éliminer les traces d'eau.
- une phase aqueuse (eau aromatique ou hydrolat) qui contient une quantité non négligeable d'essence soit sous forme solubilisée ou de fines gouttelettes dispersées.

La récupération de cette huile (pour CG-SM) est réalisée par extraction liquide-liquide avec un solvant organique (éther diéthylique). L'utilisation d'un évaporateur rotatif sous vide permet d'éliminer l'éther et d'obtenir ainsi l'huile essentielle dissoute dans l'hydrolat.

### ***Analyse chromatographique de l'eau aromatique (NF ISO 11024-1 : 1999) [1]***

Une quantité de 1 $\mu$ l d'HE diluée dans le dichlorométhane est prélevée et injectée dans l'appareillage pour déclencher les procédures d'analyse.

L'analyse chromatographique a été effectuée sur un chromatographe en phase gazeuse type Hewlett-Packard (6890) couplé avec un spectromètre de masse (HP 5973).

La fragmentation est effectuée par impact électronique à 70eV. La colonne utilisée est une colonne capillaire HP-5MS (30m x 0,25mm), l'épaisseur du film est de 0,25 $\mu$ m. La température de la colonne est programmée de 50 à 250°C à raison de 4°C.min<sup>-1</sup>. Le gaz vecteur est l'hélium. L'appareil est relié à un système informatique gérant une bibliothèque de spectre de masse et piloté par un logiciel « *HP ChemStation* ». L'identification des constituants est faite sur la base de la comparaison de leurs indices de rétention.

### ***Contrôle de la qualité microbienne de l'hydrolat du géranium rosat***

Ces protocoles s'appliquent à l'analyse des eaux aromatiques ainsi que de l'eau purifiée selon les monographies de la Ph.Eur. [2]. Ce contrôle a pour but le dénombrement de la flore microbienne mésophile aérobie viable.

Du point de vue de la qualité microbiologique, l'hydrolat est certainement la matière première la plus importante pour les préparations topiques cutanées. La Ph.Eur en définit les exigences microbiologiques de qualité au cours de sa production et sa conservation.

### ***Prélèvements***

Des échantillons d'eau aromatique ont pu être collectés de l'appareil (Clevenger) dans des récipients stériles. Le prélèvement a été effectué de façon à ne pas contaminer l'hydrolat. Les échantillons ont été conservés à 4°C jusqu'à leur nouvelle utilisation.

### ***Appareillage et méthodes d'analyse***

La technique de filtration sur membrane est utilisée chaque fois que la nature du produit le permet (préparations aqueuses) en utilisant des membranes d'une porosité de 0,45  $\mu$ m.

Après introduction dans l'appareil muni d'une membrane d'une petite quantité d'un diluant stérile approprié (solution neutre (pH 7,1) de peptone de viande ou de caséine à 1g/l) et sa filtration, nous transvasons dans l'appareil une quantité de 100 ml d'hydrolat de géranium à examiner. La filtration s'effectue immédiatement et la membrane entière sera transférée dans le milieu de culture (TSA). Pour la détection des champignons, nous procédons de la même façon en utilisant cette fois-ci la gélose Sabouraud.

L'incubation se fait à 35°C pendant 5 jours au moins pour l'essai destiné à la recherche des bactéries et à 25 °C pour la recherche des levures et moisissures.

Les résultats sont exprimés en nombre de CFU/ml ("colony forming unit").

D'après la méthode 2.6.12 de la Ph.Eur [2], la valeur limite pour l'eau purifiée est de 100 UFC/ml pour les germes mésophiles aérobies viables.

## Résultats et discussion

Le champ de culture, situé dans la plaine de Mitidja, est caractérisé par un climat méditerranéen avec deux saisons distinctes : sèche et chaude allant de mai à octobre, humide et douce s'étalant de novembre à avril.

Les données pédologiques recueillies auprès de l'INRH (w. Blida) font apparaître un sol de texture équilibré, neutre, non calcaire, moyennement pourvue en matière organique et perméable.

### *Extraction de l'eau aromatique*

Par hydrodistillation de la plante fraîche, nous avons obtenu un rendement légèrement élevé (0,2%) en HE comparé à celui rapporté dans les normes AFNOR (0,15%).

Pour l'HA, d'aspect transparent, il a une odeur moins prononcée et fleurie. A partir de ce produit, nous avons pu extraire, une quantité appréciable d'essence avoisinant (2 ml/ 1 litre d'HA). Cette quantité, très importante, représente 25% de la masse totale en HE.

Par conséquent, l'hydrolat peut être plus ou moins saturé en constituants polaires (hydrophiles) selon la difficulté de séparation des phases.

Pour la majorité des auteurs [6][7], l'eau aromatique du géranium contient une certaine quantité d'essence. Celle-ci peut être plus ou moins saturée en constituants polaires ayant plusieurs origines combinées:

- une partie de l'HE est dissoute dans l'eau (1-5 % de la fraction décantée) ;
- une autre fraction est émulsionnée le plus souvent dans 10% d'eau ;
- enfin une quantité est fortement mélangée avec de l'eau et des molécules organiques tierces. A l'interface huile/eau, elle peut être supérieure à 10%.

### *Composition chimique de l'eau aromatique*

Nous colligeons, dans le tableau I, les résultats de l'analyse chromatographique (CG-SM) de l'eau aromatique du géranium rosat.

**Tableau I:** Composition chimique de l'eau aromatique.

<b>Composés</b>	<b>%</b>
Géraniol	28,169
2,6 diméthyle decane	20,974
Linalool	8,798
Alcool undecylique	7,767
Isopropyle naphthalène	6,147
Acétate de citronellyle	4,503
Trans Oxyde de linalool	4,255
Limonène 1,2 diol	3,783
Transhydroxylinalool	3,714
Oxyde de piperitone	2,835
Cis oxyde de linalool	1,722
Dihydroxyterpineol	1,271
<b>Total identifié</b>	<b>93,938</b>

Au total, 12 composés ont été identifiés sur 18 ce qui représente un taux de 94%. Le composé majoritaire, le géraniol (28%) est suivi du 2,6-diméthyl decane (21%) et du linalool (8,7%). La majorité des composés appartiennent à la famille des alcools. Aucun mono ou sesquiterpène n'a été détecté.

L'HA présente de ce fait des composés spécifiques. Il contient en petite quantité des composés volatils semblables à ceux présents dans l'HE ainsi que des composés solubles dans l'eau non retrouvés dans l'huile.

La composition des hydrolats s'éloigne donc de celle des huiles ; les molécules oxygénées hydrophiles s'y trouvent en grandes quantités (géraniol, oxyde de linalool) alors que les composés lipophiles comme les hydrocarbures terpéniques sont la plupart du temps quasi absents [6][12][13]. L'hydrolat du géranium présente une plus grande proportion de molécules hydrophiles.

Des résultats similaires aux nôtres ont été rapportés par une étude indienne où son auteur [12] révèle la richesse de l'HA en composés oxygénés et hydrophiles.

#### ***Contrôle de la qualité microbienne de l'hydrolat du géranium***

Sur les cinq échantillons analysés, quatre répondaient aux exigences de la Ph. Eur. Un seul échantillon d'hydrolat accusait une charge de germes trop élevée, avec des valeurs dépassant 100 UFC par ml. En effet, une contamination microbienne et fongique a été décelée au niveau de cet échantillon. La répétition de l'essai sur de nouveaux prélèvements ne confirme pas ce résultat.

De ce fait, ce résultat supérieur à la norme pour un seul échantillon nous fait suspecter un problème de contamination externe liée probablement à un défaut d'asepsie lors des manipulations. Il est donc important non seulement de s'assurer que les prélèvements sont conformes, mais aussi de suivre au cours du temps les valeurs de contamination.

Les résultats de la surveillance de la qualité microbienne des hydrolats montrent l'absence de toutes contaminations bactérienne ou fongique.

D'après MARTINI *et al.*, [11], l'HA pourra être utilisé pour la préparation de médicaments et de produits cosmétiques autres que ceux qui doivent être stériles et exempts de pyrogènes.

La préparation en officine des compositions semi solides à usage topique, où sera incorporée l'eau aromatique, ne pose guère de problèmes. L'eau aromatique de géranium présente une qualité microbiologique satisfaisante grâce à la présence de certaines molécules douées d'activité antimicrobienne (géraniol, linalool, alcool undécylique).

## **Conclusion**

Bien que cette biomasse végétale soit une source très prometteuse pour l'avenir, très peu d'études ont porté sur l'analyse chimique détaillée et sur le potentiel dermopharmaceutique des espèces végétales aromatiques.

Notre intérêt pour la valorisation de l'eau aromatique du géranium rosat est motivé par son potentiel thérapeutique à même de servir encore de tremplin à la recherche scientifique pour l'élaboration de nouvelles préparations galéniques à visée thérapeutique et à grande valeur ajoutée ou encore de substances ayant de belles perspectives sur le créneau du bien-être.

Traité au départ comme un sous-produit de la distillation de la plante, l'eau aromatique de géranium, de part sa composition chimique qui lui confère une qualité microbienne satisfaisante, trouve moult utilisations dans les produits cosmétiques et ouvre la voie à d'autres recherches qui seront peut être fécondes.

## **REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

- [1]. **AFNOR**. « Recueil de normes : les huiles essentielles. Tome 2. Monographies relatives aux huiles essentielles ». AFNOR, Paris, 2000, 661-663.
- [2]. **ANONYME**. « Pharmacopée européenne ». 4<sup>ème</sup> édition, Strasbourg : Conseil de l'Europe ; 2002.
- [3]. **BAUDOUX D**. « L'aromathérapie, se soigner par les huiles essentielles ». Douce Alternative, 2000 ; Biarritz (France), pp : 6-29, 221.
- [4]. **BELOUAD A**. « Plantes médicinales d'Algérie ». Office des Publications Universitaires, Alger, 2001, pp : 5-10.
- [5]. **BEUTLER M, KROPF A, STEINER S**. « Production et stockage d'eau purifiée a l'officine : Recommandations de la Commission des médicaments des pharmaciens suisses AKA ». Journal suisse de pharmacie, 14/2003, 506p.
- [6]. **BOSSON L, DIETZ G**. « L'hydrolathérapie : Thérapie des eaux florales ». Coll. Douce Alternative - Ed Amyris, Bruxelles, 2005, 3ème trimestre, pp : 3-20.

- [7]. **BRUNETON J.** « Pharmacognosie, Phytochimie, Plantes médicinales ». Editions Tec & Doc, Paris 1999, éditions médicales internationales, pp: 483-560.
- [8]. **CLEVINGER JF.** « Apparatus for volatile oil determination, Description of New Type ». American Perfumer & Essential Oil Review, 1928, 467-503.
- [9]. **LIS-BALCHIN M.** « Geranium and pelargonium: the genera *Geranium* and *Pelargonium* ». CRC Press, Taylor & Francis, London, 2002, pp: 116-131, 147-165, 184-217.
- [10]. **LIS-BALCHIN M.** « Aromatherapy science: A guide for healthcare professionals ». Pharmaceutical Press, London 2005, pp : 195-201.
- [11]. **MARTINI MC.** « Introduction à la dermopharmacie et à la cosmétologie ». Éditions Tec & Doc, Paris, 2006, pp : 33-55.
- [12]. **RAJESWARA RAO BR, KAUL PN, SYAMASUNDAR KV, RAMESH S.** « Water soluble fractions of rose-scented geranium (*Pelargonium* species) essential oil ». Bioresource Technology 84 (2002) 243–246.
- [13]. **ROSE J.** « 375 essential oils and hydrosols ». Frog edition, New York, 1999, pp: 83-85.

# Effet de la concentration en tensioactif sur la stabilité de la membrane et sur l'extraction du rouge Congo par membrane liquide émulsionnée.

**Daas A\*, Hamdaoui O\*, Sammar M.H\*.**

\* Laboratoire de Génie de l'Environnement, Département de Génie des Procédés, Faculté de Sciences de l'Ingénieur, Université Badji Mokhtar-Annaba, BP 12, 23000 Annaba.

[Attef.revy@yahoo.fr](mailto:Attef.revy@yahoo.fr)

**Résumé** - Les effluents aqueux chargés en colorant provenant de diverses industries sont des sources importantes de pollution continue de l'eau. Le rouge Congo est un colorant anionique azoïque. Cette catégorie de colorant est la plus utilisée dans l'industrie ainsi que les colorants azoïques sont toxiques, mutagènes, cancérigènes et provoquent des risques majeurs à la vie aquatique. L'élimination de ce colorant des milieux aqueux par le procédé d'extraction par membrane liquide émulsionnée a une grande importance car ce procédé englobe l'extraction et la désorption dans une seule étape ainsi que la possibilité de recycler la membrane pour d'autre élimination.

Dans ce travail, l'émulsion (E/H) est employée pour l'élimination du rouge Congo. L'émulsion est préparée en employant le Span 80 comme tensioactif nonionique dans l'hexane comme diluant. La phase aqueuse (interne) de piégeage consiste en une solution aqueuse de carbonate de sodium. Les effets de la concentration en tensioactif sur la stabilité de la membrane liquide et sur le rendement d'extraction du rouge Congo à partir d'un milieu acide ont été étudiés.

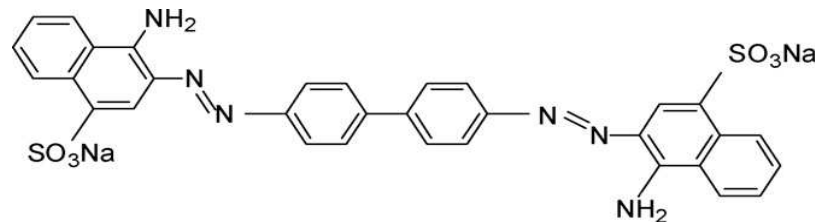
**Mots clés** : tensioactif, membrane liquide émulsionnée, rouge Congo, extraction, stabilité.

## Introduction

L'industrie des colorants produit aujourd'hui des quantités énormes de matières colorantes. Ces colorants sont employés pour l'impression, la teinture des fibres textiles, du papier, des bois, des matières plastiques et des élastomères. Ils servent aussi à préparer des peintures, des encres d'imprimerie, des vernis et trouvent un emploi comme additifs des produits alimentaires. Ils sont utilisés aussi dans l'industrie des cosmétiques, les colorants des métaux (aluminium anodisé), la photographie (sensibilisateurs), la biologie (coloration des préparations microscopiques), les indicateurs colorés de pH et certains d'autres sont employés dans l'industrie pharmaceutique.<sup>[1]</sup> Les effluents aqueux de ces différentes industries contiennent plusieurs types de colorants synthétiques. Un très peu de ces colorants est fortement visible et empêche la photosynthèse de la flore ainsi qu'il peut affecter le cycle de nourriture de la vie aquatique à cause de la toxicité et des effets cancérigènes et mutagènes.

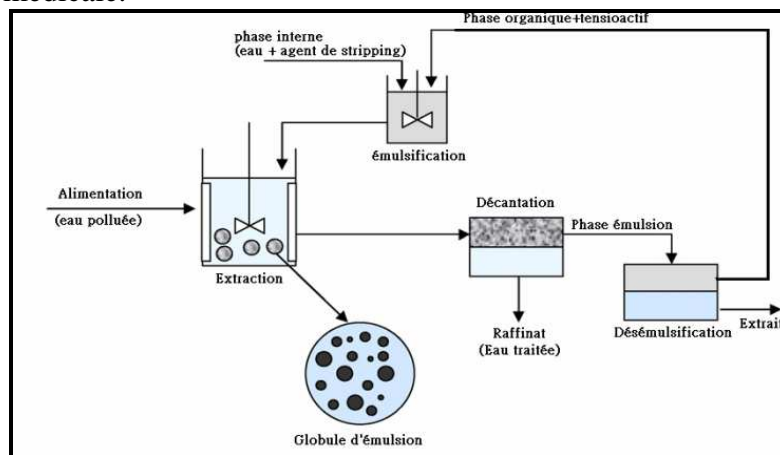
Les colorants azoïques constituent la famille la plus importante, puisqu'ils représentent plus de 50% de la production mondiale de matières colorantes. Ces structures, qui reposent généralement sur le squelette de l'azobenzène, sont des systèmes aromatiques ou pseudo-aromatiques liés par un groupe azo (-N=N-). Le rouge de Congo est un diazoïque anionique colorant <sup>[2]</sup>(figure 1). Ce colorant a été connu pour causer une réaction allergique, toxicité aiguë, cancérogénicité, toxicité cutanée, cytotoxicité, génotoxicité, mutagénicité et neurotoxicité<sup>[3]</sup>.

Les colorants synthétiques, tels que le rouge de Congo (CR), sont difficilement biodégradés en raison de leurs structures aromatiques complexes, qui fournissent aussi une stabilité aux agents physico-chimiques, thermiques et optiques de traitement.<sup>[4]</sup> Bien que ces effluents puissent être traités avec des procédés physico-chimiques de séparation conventionnels comme adsorption, osmose inverse, échange d'ions, coagulation, précipitation et l'oxydation, l'application de ces techniques a été limitée à cause de la haute consommation d'énergie et les couts élevés de ces procédés. D'ailleurs, ces méthodes produisent des grands débits de boue toxique et parfois sont inefficaces aux petites concentrations en colorant.<sup>[5]</sup> La membrane liquide d'émulsion (MLE) a été inventée par Li en 1968<sup>[6]</sup>. L'élimination des polluants en utilisant la MLE a été intensivement étudié. C'est parce que la séparation par cette méthode est efficace même dans le cas des solutions diluées.



**Figure 1.** Structure moléculaire du rouge Congo

La membrane liquide est la phase organique qui sépare les gouttelettes encapsulées (phase interne) dans l'émulsion de la phase continue externe (figure 2). Les MLEs fournissent une technique potentiellement puissante pour effectuer des diverses opérations de séparation. En permettant au soluté à extraire d'être fortement concentré dans la phase de réception. Plusieurs applications d'ELM ont été réussies comme un procédé de séparation, généralement pour l'élimination des ions des métaux lourds et des hydrocarbures des effluents aqueux. Ainsi que dans les domaines biochimique et biomédicale.<sup>[7]</sup>



**Figure 2.** Schéma du procédé d'extraction par membrane liquide émulsionnée.

La stabilité de l'émulsion E/H est un facteur essentiel dans l'extraction par membrane liquide émulsionnée. Elle nécessite la mise en œuvre des techniques de préparations adéquates et efficaces, le choix de l'émulsifiant (tensioactif) responsable à la formation des émulsions par la réduction des tensions interfaciales huile-eau. Dans ce travail, les effets de la concentration de l'émulsion E/H en tensioactif sur la stabilité de la membrane liquide et sur le rendement de l'extraction du rouge Congo à partir d'un milieu acide par la membrane liquide émulsionnée ont été étudiés.

## Matériels et méthodes

### Matériels

le rouge Congo (C.I. Nombre :22120; formule moléculaire :  $C_{32}H_{22}N_6Na_2O_6S_2$  ; poids moléculaire : 696,663 g·mol<sup>-1</sup>) a été employé pour la préparation d'une solution acide de concentration de 10 mg/L en colorant et de 0,1N en acide sulfurique.

La phase interne est une solution alcaline de carbonate de sodium et la membrane organique contient le tensioactif span80 (sorbitan monoelate) et de l'hexane comme diluant. Tous les réactifs utilisés dans ce travail ont été obtenus par Aldrich et sont parmi les produits de grande pureté (catégorie analytique).

### Stabilité de l'émulsion

Pour vérifier la stabilité de l'émulsion E/H, une méthode de traceur a été utilisée. Cette méthode consiste d'introduire un traceur chimique dans la phase interne et suivre leur concentration dans la phase externe. L'équation (1) définit le taux de rupture ( $T_r$ ) qui st égale au rapport du volume de fuite ( $V_r$ ) de la phase interne vers la phase externe au volume initiale de la phase interne ( $V_{int}$ ) :

$$Tr(\%) = \frac{V_r}{V_{int}} \times 100 \dots\dots\dots(1)$$

### Extraction du colorant

L'émulsion préparée est utilisée pour l'extraction d'un colorant anionique (RC). La phase externe est de 400mL d'une solution aqueuse 0,1N d'acide sulfurique et 10 ppm en colorants. Pour le suivi de la cinétique de l'extraction, des échantillons ont été analysés par un UV-Visible spectrophotomètre BOECO modèle S-24. Le rendement de l'extraction est calculé par la relation s

$$\text{Rendement d'extraction (\%)} = \left[ 1 - \frac{C}{C_0} \right] \times 100 \dots\dots\dots (2)$$

C : Concentration en colorant pendant le temps T

C<sub>0</sub> : Concentration initiale du colorant

## Résultats et discussions

### Effet de la concentration du tensioactif sur la stabilité de la membrane

Les expériences ont été opérées pour des concentrations en tensioactif de 1,2,4,6 et 8% (massique), une vitesse d'agitation de 200 tr/min, une concentration de phase interne (Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) de 0,1 N; 400 mL d'eau distillée en tant que phase externe, rapport volumique de phase interne et de la phase organique de 1 et d'émulsion à la phase externe de 50/400, temps d'émulsification de 5 minutes.

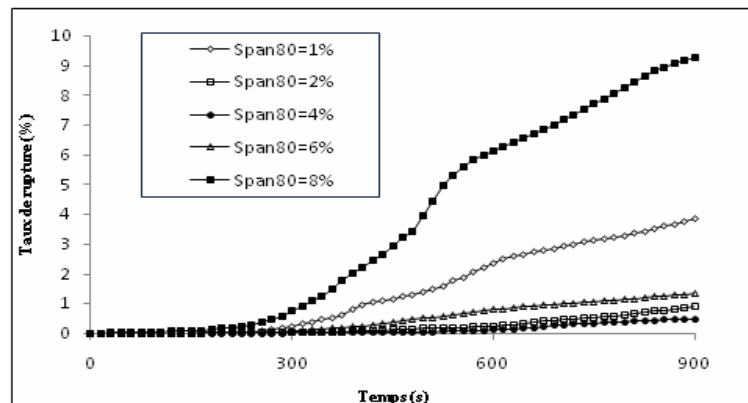


Figure 3. Effet de la concentration du tensioactif sur la stabilité de la membrane liquide.

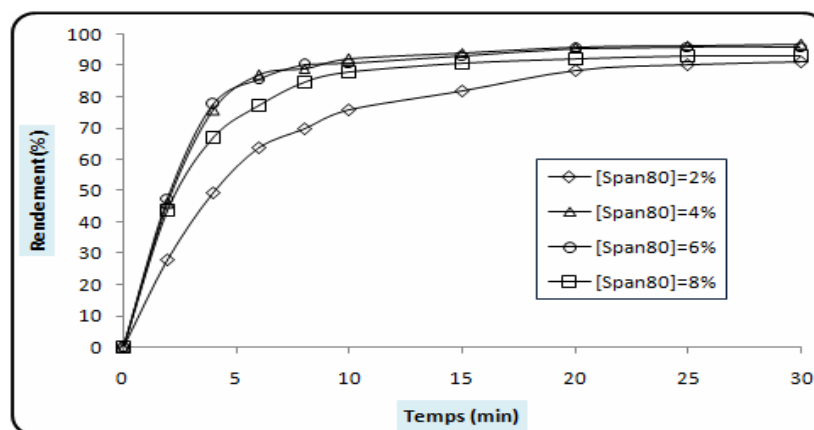
La concentration en tensioactif est un facteur important dans l'étude de la stabilité de MLE car elle affecte directement la stabilité de la membrane et donc le rendement d'extraction. La Figure (3) représente la variation du taux de rupture de la membrane liquide pour des différentes concentrations en tensioactif. On observe que la stabilité de la membrane augmente en augmentant la concentration en tensioactif jusqu'à 4% (massique) et diminue graduellement après.

Aux concentrations inférieures en tensioactif (moins de 4%), l'émulsion est cassable facilement parce que cette quantité est insuffisante pour entourer toute la phase aqueuse interne. Par conséquent, la quantité du tensioactif dans la phase membrane doit être minimale mais elle doit être aussi suffisante pour stabiliser l'émulsion. Lorsque la quantité du tensioactif augmente, la tension interfaciale entre les phases diminue ce qui favorise la formation des gouttelettes plus fines en produisant une émulsion plus stable.

Des gouttelettes très fines génèrent une grande aire interfaciale recommandée pour le transfert de masse. L'augmentation de la quantité du Span80 au delà de 4% a diminué la stabilité de la membrane ce qui peut être expliqué par une viscosité plus élevée de l'émulsion. <sup>[7]</sup>

### ***Effet de la concentration en tensioactif sur l'extraction du rouge Congo***

L'étude de l'effet de la concentration en tensioactif (2,4,6 et 8% en masse) sur l'extraction du rouge Congo à partir d'une solution acide a été opérée dans les mêmes conditions opératoires sauf que pour la phase externe à traiter est une solution acide (0,1 N en H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) de 10 mg/L en Rouge Congo.



**Figure 4.** Effet de la concentration en tensioactif sur l'extraction du rouge Congo par membrane liquide émulsionnée.

La figure 4 montre l'évolution du rendement d'extraction du rouge Congo en fonction du temps à des différentes concentrations en tensioactif. Pour une concentration de 2%, le rendement d'extraction est faible à cause de la rupture de la membrane liquide. Cette quantité est insuffisante pour tapisser toute l'interface entre la membrane et la phase aqueuse interne.

Pour 4 et 6%, le rendement d'extraction est stable car la membrane liquide stable aussi et l'efficacité d'extraction du colorant atteindre 96% à la fin de l'opération. Mais pour 8% en tensioactif, le rendement d'extraction diminue parce que l'émulsion E/H devienne visqueuse et donc une résistance au transfert de matière.

## **Conclusion**

Une membrane liquide émulsionnée a été développée pour extraire et concentrer le rouge Congo à partir d'une solution aqueuse acide. Ce travail montre que la concentration en tensioactif de 4 % (pourcentage massique) est la concentration optimale assurant une meilleure stabilité de la membrane liquide et un rendement d'extraction du colorant anionique de 96 % après 20 minutes



d'extraction dans les conditions opératoires suivantes : temps d'émulsification: 5 minutes; vitesse d'agitation : 200 tr/min; rapport volumique de phase interne à la phase organique : 1; concentration de la phase interne ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) : 0,1 N ; rapport volumique de l'émulsion à la phase externe : 50/400 ; diluant : hexane.

## Références bibliographiques

- [1] Tarek A. Gad-Allah, Shigeru Kato, Shigeo Satokawa, Toshinori Kojima; Treatment of synthetic dyes wastewater utilizing a magnetically separable photocatalyst ( $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2/\text{Fe}_3\text{O}_4$ ); Desalination 244 (2009) 1–11.
- [2] Ye-Zhong Zhang, Xia Xiang, Ping Mei, Jie Dai, Lin-Lin Zhang, Yi Liu, journal Spectrochimica Acta Part A 72 (2009) 907–914.
- [3] R.W.SABNIS; HANDBOOK OF ACID-BASE INDICATORS; page 91; ISBN: 13:978-0-8493-8218-5; Taylor & Francis Group; 2008.
- [4] K. Vijayaraghavan, SungWookWon, Yeoung-Sang Yun; Treatment of complex Remazol dye effluent using sawdust- and coal-based activated carbons; Journal of Hazardous Materials 167 (2009) 790–796.
- [5] J. Grzechulska-Damszel, M. Tomaszewska, A.W. Morawski; Integration of photocatalysis with membrane processes for purification of water contaminated with organic dyes; Desalination 241 (2009) 118-126.
- [6] N.N. Li, Separation hydrocarbons with liquid membrane, U.S. Patent 3,410,794 (1968).
- [7] Meriem Djenouhat, Oualid Hamdaoui, Mahdi Chiha, Mohamed H. Samar; Ultrasonication-assisted preparation of water-in-oil emulsions and application to the removal of cationic dyes from water by emulsion liquid membrane Part 1: Membrane stability; Separation and Purification Technology 62 (2008) 636–641.

# Traitement des effluents aqueux Agro-Industriels. Application : Etude de l'influence des solvants sur l'extraction d'acide lactique

Labbaci A.\*<sup>1</sup>, Kyuchoukov G.\*\*<sup>2</sup>, Albet J.\*\*<sup>3</sup>

\* Faculté des sciences et sciences de l'ingénieur. Université de Chlef.

\*\* Bulgarian Academy of Sciences, Institute of Chemical Engineering, Sofia, (Bulgaria).

\*\*<sup>3</sup> INPT, ENSIACET ; LCA (Laboratoire de Chimie Agro-Industrielle) ; Université de Toulouse (France)

1. Laboratoire Eau-Environnement. Université de Chlef.

[ablabbaci@yahoo.fr](mailto:ablabbaci@yahoo.fr)

**Résumé** - L'objectif principal de ce travail est de développer de nouvelles méthodes d'extraction des acides carboxyliques et de vérifier leur efficacité dans le cas d'acide lactique présent dans les effluents de distillerie de l'industrie canne à sucre et viti-vinicole .... L'extraction liquide-liquide est une technique de séparation intéressante qui a de nombreuses applications dans l'industrie. L'extraction réactive est utilisée pour la récupération et la purification d'acides carboxyliques avec des extractants comme les amines aliphatiques de masse moléculaire élevée. Les extractants sont mélangés avec différents types de diluants qui peuvent influencer la distribution de composés entre les deux phases à l'équilibre.

Pour récupérer les acides organiques, il est important de connaître l'influence des facteurs qui régissent le système à l'équilibre. Ainsi, pour étudier le mécanisme il est nécessaire de connaître la constante d'extraction et le coefficient de distribution. Pour cela, on applique généralement la loi d'action de masse.

L'extraction de ces composés conduit à un double aspect – dépolluer les eaux et valoriser les acides. Le coût du traitement des eaux résiduelles se trouvera aussi amorti.

Dans ce travail nous avons étudié l'extraction de l'acide lactique par la tri-iso-octylamine (TIOA) et la tri-n-octylamine (TOA) mélangés avec hexanol-1, octanol-1, et le décanol-1 dans le dodécane.

**Mots Clés** : environnement, effluents, acide lactique, amines tertiaires, diluants, extraction liquide-liquide.

## Introduction

La récupération de substances chimiques présentes dans les effluents aqueux de l'industrie agro-industrielle par une méthode conventionnelle comme la précipitation d'un sel de calcium, est un procédé coûteux qui consomme beaucoup d'énergie.

Parmi les sources principales d'effluents aqueux contenant des acides carboxyliques on peut citer l'industrie de la canne à sucre, la fabrication du « sucre de raisin », l'industrie papetière, les distilleries vinicoles [1]. L'extraction liquide-liquide est actuellement une technique de plus en plus utilisée dans plusieurs domaines et notamment dans le traitement des effluents aqueux industriels pour récupérer les matières organiques de ces effluents (Juang et Huang, 1994 ; Kertes et

King,1986 ; King,1992 ; Lo et al.,1983). Ainsi les eaux résiduaires de l'industrie de la canne sucre, chargées en composés organiques, génèrent des volumes importants d'acides carboxyliques, comme les acides citrique, lactique et malique [2].

L'élimination de ces produits est parfois un problème difficile à résoudre car ces substances traversent souvent sans modification les systèmes d'épuration.

## Matériels et procédures

La solution aqueuse à partir de laquelle est extrait l'acide lactique est une solution synthétique préparée par dissolution de l'acide lactique (L+) d'une pureté massique de 85% (Sigma Aldrich). On fait distiller l'acide lactique à reflux total de 8 à 12 heures pour hydrolyser les dimères présent dans la solution. L'acide (L+) lactique cristalline (98%en masse) est utilisé pour la préparation de la solution témoin avec de l'eau ionisée (Millipore Mill-Q Water System), pour l'analyse HPLC. La concentration de l'acide lactique à extraire est de 8g/l , cette dernière correspondent à celle que l'on trouve dans les effluents vinicoles industrielles.

La solution organique est obtenue par dissolution des extractants tri-n-octylamine (TOA de pureté massique 98%, Acros Organics) et tri-iso-octylamine (TIOA de pureté massique 98%, Sigma Aldrich), dans le diluant actif (modificateur) et / ou dans le diluant inerte. Les diluants actifs utilisés sont Héxanol-1 (99%en masse), Octanol-1 (99%en masse) et le décanol-1 (99%en masse), diluant inerte le Dodécane (99%en masse). Tous ces produits proviennent d'Acros Organics

Lors de l'extraction de acide lactique par les deux extractants on a utilisé des ampoules à décantées de 125ml.

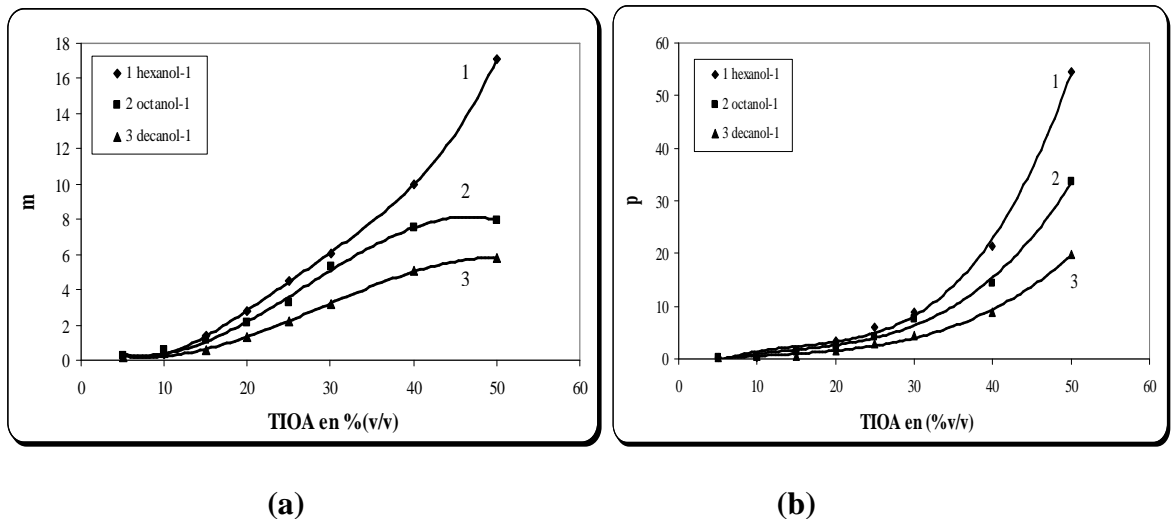
Des volumes égaux (20ml) de la solution aqueuse qui contient l'acide et la phase organique sont mises en contact dans des ampoules à décanter et agitées pendant 20 mn, durée nécessaire pour atteindre l'équilibre liquide-liquide entre la phase aqueuse et la phase organique, à une température ambiante, à l'aide d'un agitateur IKA HS501 digital (IKA Labortechnik) fonctionnant à 280 tr/ mn. Après la décantation (environ 15mn) les deux phases sont séparées. Les volumes des deux phases à l'équilibre sont mesurés. Le pH de la phase aqueuse avant et après l'extraction est mesuré avec un pH-mètre WTW Microprocesseur équipé d'une sonde de compensation de température. La concentration d'acide dans la phase aqueuse est déterminée par HPLC. La concentration initiale en acide ainsi que celle à l'équilibre dans phase aqueuse est déterminée par Chromatographie Liquide Haute Performance (HPLC).

## Résultats et discussions

### *Influence de la concentration de l'extractant (TIOA ou TOA) sur le coefficient de distribution*

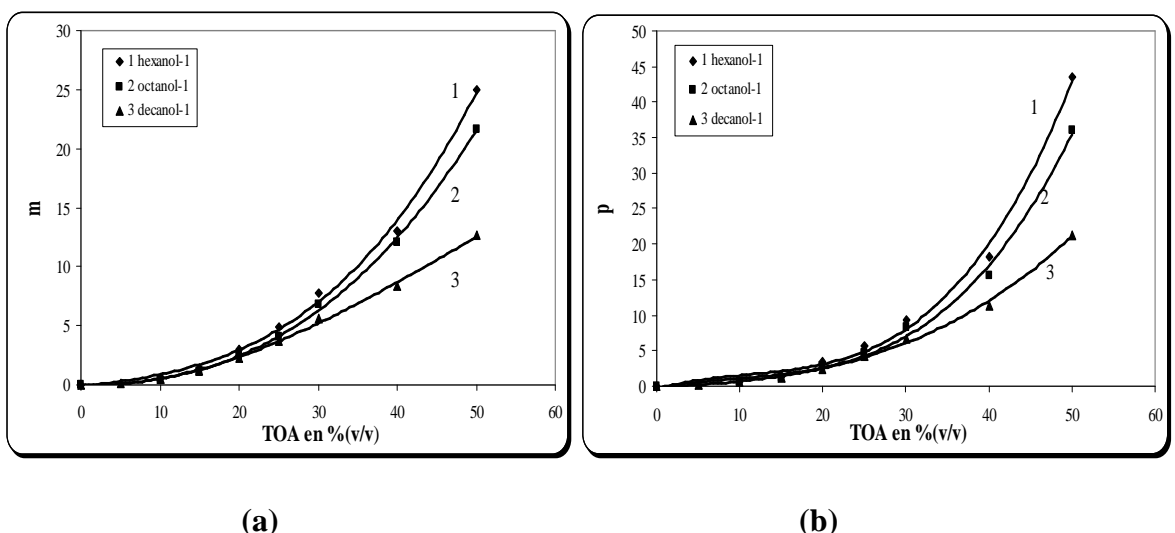
Dans cette étape nous étudions l'influence de différents alcools (hexanol-1, octanol-1, décanol-1) comme modificateur sur la capacité d'extraction des deux extractants en fonction de la fraction volumique de l'extractant et le rapport volumique entre l'extractant et le modificateur qui est égal à 1. Les résultats expérimentaux de l'influence du coefficient de distribution total ( $m$ ) sur la concentration de l'extractant (en % v/v) sont représentés par la Fig.1 pour la TIOA et par la Fig.2. pour la TOA .

Pour les deux amines le coefficient de distribution total ( $m$ ) dépend du type d'alcool utilisé mais cette influence est plus prononcée dans le cas d'absence du dodécane (50%v/v amine). Les courbes ne sont pas similaires entre eux dans la (Figure.1).On remarque un écart entre l'hexanol-1 et les deux autres alcools. Pour la TOA (Figure.2), l'écart est plus prononcé entre le décanol-1 et les deux autres alcools.



**Figure 1.** Influence du pourcentage volumique de l'extractant (TIOA) sur le coefficient de distribution total ( $m$ ). Rapport volumique entre l'extractant et le modificateur = 1. Composition de la phase organique: TIOA, modifier (hexanol-1, ou octanol-1, ou decanol-1) et diluant (dodécane). La concentration initiale de l'acide lactique dans la phase aqueuse : 7.33 à 8.20 g/L. 1 (◆) hexanol-1, 2 (■) octanol-1, 3 (▲) decanol-1

D'après les résultats expérimentaux, on voit l'effet de la concentration de l'extractant et du modificateur sur le coefficient de distribution particulier total ( $p$ ). L'allure des courbes de la Figure. 1b diffère de celle de la Figure 1a. Autre remarque : les valeurs du coefficient de distribution particulier total ( $p = \frac{\overline{CHA}}{[HA]}$ ) sont plus élevées que les valeurs du coefficient de distribution total ( $m = \frac{\overline{CHA}}{\overline{CHA}}$ ), lorsqu'on augmente la concentration de l'extractant. L'allure des courbes dépend du modificateur dans l'ordre hexanol-1 > octanol-1 > decanol-1.



**Figure.2 :** Influence du pourcentage volumique de l'extractant (TOA) sur le coefficient de distribution total ( $m$ ). Rapport volumique entre l'extractant et le modificateur = 1. Composition de la phase organique: TOA, modifier (hexanol-1, ou octanol-1, ou decanol-1) et diluant (dodécane). La concentration initiale de l'acide lactique dans la phase aqueuse = 7.46 à 9.37 g/L. 1 (◆) hexanol-1, 2 (■) octanol-1, 3 (▲) decanol-1

De la même façon, l'influence des alcools sur le coefficient de distribution total ( $m$ ) est observé pour l'extraction de l'acide lactique au moyen de TOA (Figure 2). Ces résultats présentent l'influence de la concentration de l'extractant sur le coefficient de distribution particulier total ( $p$ ) (Figure.2b), et l'allure des courbes est la même que dans (Figure.2a).

Quelle est la raison de cette différence de performance entre les deux amines et entre les deux coefficients de distribution ? L'explication réside à notre sens, dans le fait que les deux amines pressentent un produit de réaction dans la phase aqueuse, lequel produit a un effet significatif sur le pH de la solution. En l'absence d'autre cation, l'acidité est directement proportionnelle à la concentration totale d'acide. Par conséquent, la concentration des molécules non dissociées est aussi directement proportionnelle à la concentration totale d'acide. Dans ce cas, l'allure de  $m$  en fonction de  $[\bar{E}]$  et  $p$  en fonction de  $[\bar{E}]$  est la même. Dans ce cas, on a observé que, les deux amines étant des bases fortes de Lewis conjuguées à la présence des molécules de l'extractant et / ou du produit de réaction dans la phase aqueuse, a une influence significative sur le pH et sur la concentration des molécules non dissociées, respectivement. La figure.1a et la Figure.2a, montrent que la capacité d'extraction de TIOA est plus faible que celle de TOA. Cependant, si nous comparons les figures (1b et 2b), on voit que le coefficient de distribution particulier total avec le decanol-1 comme modificateur est plus élevé pour la TIOA que pour la TOA.

La raison est que la TIOA rend l'acidité de la phase aqueuse moins forte que celle de la TOA. Les valeurs calculées de la concentration des molécules non dissociées d'acide sont en accord avec les valeurs mesurées de pH, sans en tenir compte de la concentration du produit de réaction.

Les (Figures.1 et.2) ne donnent pas des informations réelles de l'influence du modificateur sur la capacité d'extraction de l'extractant car la présence du diluant dans la phase organique a aussi une influence sur l'extraction. Donc, nos investigations ultérieures sont effectuées à une concentration constante en acide et la composition de la phase organique contient deux composants ou trois composants. Le decanol-1 est choisi comme modificateur car il est insoluble dans l'eau. Les expériences effectuées par la TIOA et l'alcool en absence du diluant inerte (dodécane), la phase aqueuse n'est pas tout à fait transparente à l'équilibre, lequel nous attribuons à la phase aqueuse une surcharge du produit de réaction. Nos expériences montrent que lorsque le rapport volumique entre la phase organique et la phase aqueuse augmente, la phase aqueuse devient claire et vice versa.

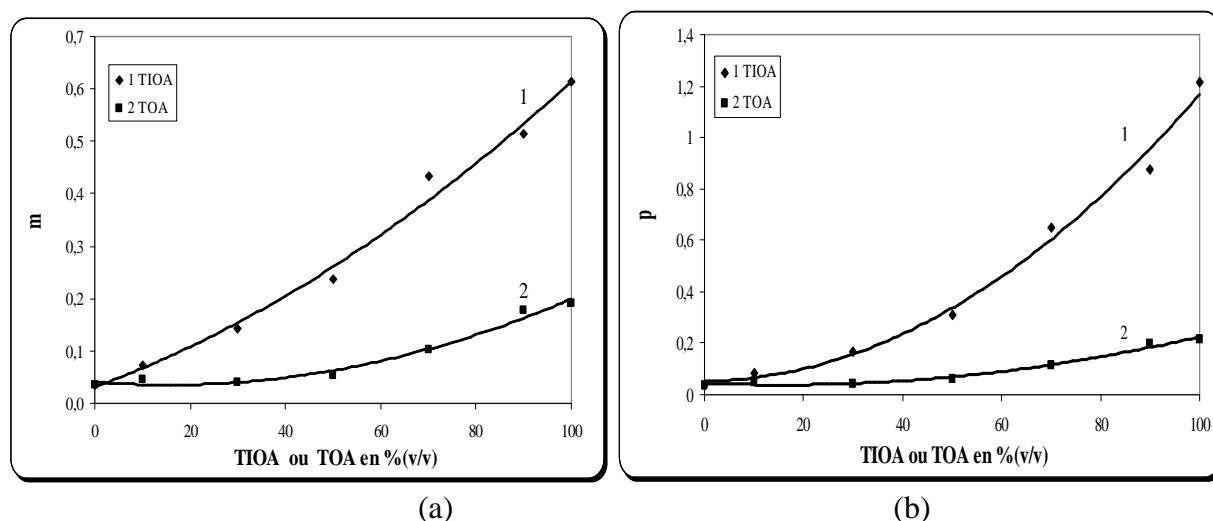
Si l'alcool est mélangé avec de l'eau, la phase aqueuse est claire mais en l'absence de l'acide lactique. L'interaction entre l'acide et l'alcool est mise en évidence.

Cependant, en présence du dodécane dans une concentration appropriée, la phase aqueuse reste transparente. Dans ce cas le diluant n'est pas considéré comme inerte, car il extrait aussi le produit de réaction [3].

## ***2. Influence de la concentration de l'extractant (TIOA ou TOA) en présence du dodécane sur le coefficient de distribution***

Les résultats expérimentaux de l'extraction de l'acide lactique en présence d'un extractant et d'un diluant (le dodecane), sont illustrés par le coefficient de distribution total ( $m$ ) en fonction de la concentration de l'extractant (courbe 1 pour TIOA et courbe 2 pour TOA). Lorsque la phase organique est composée de l'extractant et du diluant, la capacité d'extraction de l'extractant est plus faible (Figure 3a). Comme on devrait s'y attendre, l'efficacité maximale est à 100% en amine. En l'absence du modificateur, la TIOA extrait mieux l'acide lactique qu'avec la TOA. IL n'y a pas d'écart important entre les valeurs de ( $m$ ) et de ( $p$ ) pour la TOA. Dans le cas de TIOA, le rapport des valeurs entre ( $m$ ) et ( $p$ ) augmente avec l'augmentation de la concentration d'amine. Cela est

dû à la forte variation du pH. Lorsque la TIOA est utilisée de 70 et 90 % v/v de TIOA, (de 30 et 10 % v/v du dodécane, respectivement), la phase aqueuse devient trouble (opaque). La dispersion de la phase organique est plus stable à ces concentrations. La dépendance observée, est que ces deux courbes ne donnent pas des lignes droites.



**Figure.3** : Influence du pourcentage volumique de l'extractant sur le coefficient de distribution total ( $m$ ). La composition de la phase organique : extractant TIOA ou TOA et dodécane. La concentration initiale de l'acide lactique dans la phase aqueuse = 7.81g/L. Courbe 1 (♦) -TIOA, Courbe 2(■) -TOA

La déclinaison positive de la ligne droite implique une influence négative du diluant inerte sur la capacité d'extraction de la phase organique. Ces résultats expérimentaux ne prouvent pas l'hypothèse que la concentration de l'extractant et du produit de réaction dans la phase aqueuse soient négligeables [3].

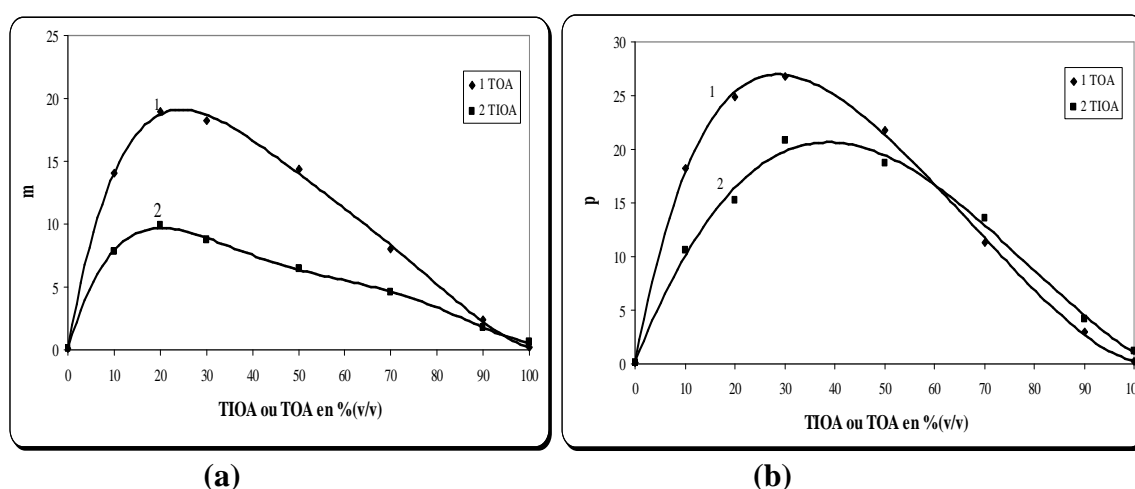
### 3. Influence de la concentration de l'extractant (TIOA ou TOA) en présence du décanol-1 sur le coefficient de distribution.

Les résultats expérimentaux sont représentés dans la (Fig.4). En l'absence du dodécane dans la phase organique, se pose une question intéressante : Pourquoi l'extractant faible devient fort en présence du decanol-1 ? (Fig.4a). L'effet est évident du modificateur, lorsqu'on compare les (Figs. 3 et 4). Cet effet est expliqué par l'augmentation de la solubilité du complexe entre l'amine et l'acide qui est la raison de sa solvatisation par le modificateur [4 - 8].

Dans cette méthode la précipitation ou la formation de la seconde couche dans la phase organique est évité. L'augmentation du coefficient de distribution qui est dû à la présence du modificateur l'explique par la présence des espèces extraites dans la phase aqueuse. La compétitivité de la théorie de complexation /solvation d'extraction par solvant est développée pour expliquer quantitativement l'influence du diluant actif sur l'extraction [9 ,10]. Cette théorie prévoit un effet de distribution antagoniste ou d'un effet de synergie du solvant active sur un extractant essentiel d'amine. Mais si la phase organique contient seulement l'extractant et le modificateur, l'influence du coefficient de distribution sur la concentration de l'extractant a un maximum à 50 % (v/v). Cela est dû à un effet positif du modificateur. Lorsque la concentration de l'extractant est supérieure à 50% (v/v), on observe un effet négatif du modificateur. Nos expériences, ont montré l'influence du modificateur sur la capacité d'extraction de l'extractant en absence du diluent inerte. Certains

auteurs ont remarqué que ce maximum change toujours à des faibles concentrations de l'extractant [11-13].

Ces points sont plus qu'un effet positif du modificateur. Le modificateur solvate les molécules d'acide lactique dans la phase aqueuse. Il a été constaté par Tamada et al. que le diluant active stabilise le complexe amine-acide formé par le complexe amine-acide-diluant actif, ou dans le présent cas le complexe amine-acide-alcool [5]. Par conséquent, la concentration du produit d'extraction dépend de la concentration du modificateur. C'est le premier effet positif du modifieur. Le produit d'extraction est caractérisé par l'élévation du coefficient de distribution pour la composition du solvant et l'augmentation du modifieur. Ainsi, l'augmentation de la concentration du modificateur améliore la concentration des espèces extraites dans la phase organique. C'est le deuxième effet positif du modificateur. Le modificateur concerne aussi la basicité de l'amine [11]. Ce qui est le troisième effet positif du modificateur.



**Figure 4 :** Influence du pourcentage volumique de l'extractant sur le coefficient de distribution total ( $m$ ). La composition de la phase organique: extractant TIOA ou TOA et décanol-1. La concentration initiale de l'acide lactique dans la phase aqueuse = 7.81 g/L. Courbe 1 (♦) –TOA, Courbe 2 (■) –TIOA.

Le modificateur concerne aussi la constante de dissociation d'acide à l'équilibre. Le principal facteur pour diminuer l'acidité dans la phase aqueuse de la solution est la protonation de l'extractant (amine). Dans la (Fig.4a), le coefficient de distribution de l'acide lactique pour la TOA (courbe1) et pour TIOA (courbe2) passent par maximum, lequel apparaît à 20%(v/v) en amine et 80 % ( v/v) en décanol-1. L'intervalle favorable, de la concentration pour les deux amines est large de 10%(v/v) à 50%(v/v) pour l'amine est de 90%(v/v) à 50%(v/v) pour le décanol-1, respectivement.

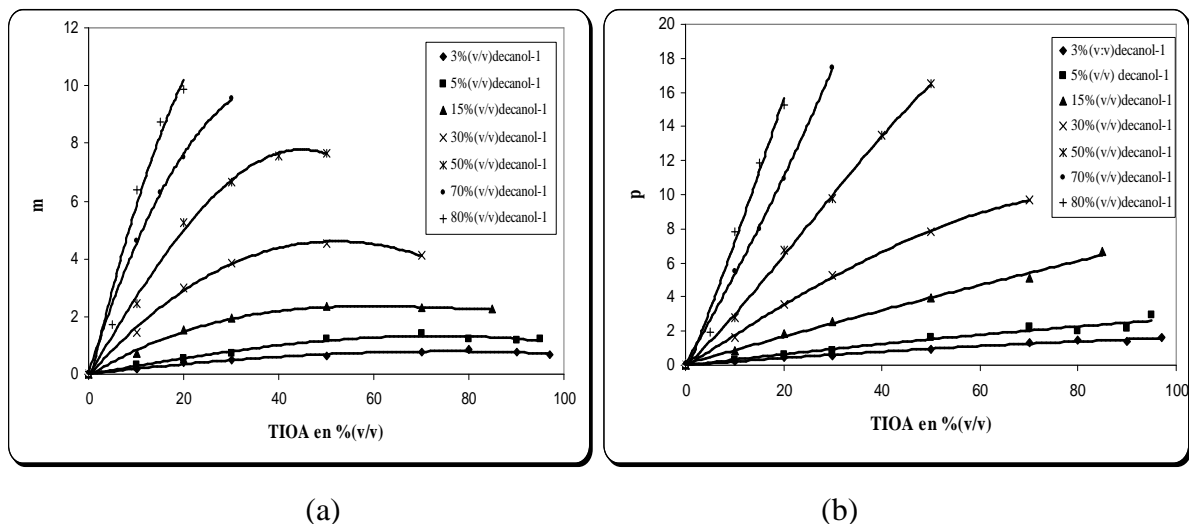
Le rapport correspondant de la fraction volumique de la phase organique est une variation significative (de 9 à 1), mais ce n'est pas le cas du coefficient de distribution. L'augmentation de la concentration en amine au dessus de 20%(v/v) n'améliore pas l'extraction dans l'absence du dodécane. Dans cet intervalle l'effet de synergie du modificateur est observé.

Pour les deux amines le maximum du coefficient de distribution total apparaît à la concentration de l'extractant à 20%(v/v). On en déduit d'après la (Fig.4b), que l'influence du coefficient de distribution particulier total ( $p$ ) en fonction de la concentration de l'extractant est dû à la présence du décanol-1. L'allure des courbes est la même pour les deux extractants.

Les valeurs des coefficients de distribution total et particulier de l'extraction de l'acide lactique avec la TOA en présence du décanol-1 n'ont pas une différence significative et le maximum d'extraction reste à 20% (v/v) en TOA. Dans le cas de la TIOA, on a une large différence entre les deux coefficients dans la région maximale de capacité d'extraction. Le rapport du coefficient de distribution particulier total est 2 fois plus à 30% (v/v) de TIOA. La valeur maximal de ( $p$ ) est à 30%(v/v) en TIOA, au de là de cette valeur, on observe un effet négatif de l'extractant. Cette influence de TIOA en acidité de la phase aqueuse (différence entre les valeurs théorique et mesurée du pH.) est plus élevée que celle du TOA. La différence, entre les valeurs du coefficient de distribution total et particulier devient aussi élevée, qui résume les effets positifs du modificateur.

#### 4. Influence de la concentration de l'extractant (TIOA ou TOA) sur le coefficient de distribution à concentration en décanol-1 constante

Dans la suite de nos expériences, on a utilisé le modificateur (décanol-1) à concentration constante. Les résultats obtenus sont représentés par les (Figs..5 et 6) du TIOA et TOA, respectivement. Ces figures donnent des informations utiles de l'influence simultanée du diluant actif et diluant inerte sur la capacité d'extraction de la phase organique. Quand la TIOA est utilisée comme extractant le coefficient de distribution total (Fig.5a) passe par un maximum avec l'augmentation de la concentration de l'extractant pour une concentration de modificateur jusqu'à 30%(v/v). On ne peut pas expliquer cet effet par le changement de la concentration du modifieur, car cette dernière reste constante. La concentration du diluant inerte diminue et par conséquent, l'extraction de l'acide lactique diminue aussi. Cela signifie que ce complexe amine- acide- modificateur est plus soluble dans le diluant inerte que dans l'extractant. A faible concentration du modificateur et a concentration élevée de l'extractant, le complexe extrait est soluble dans le modificateur mais pas dans l'extractant et le diluant inerte [3].

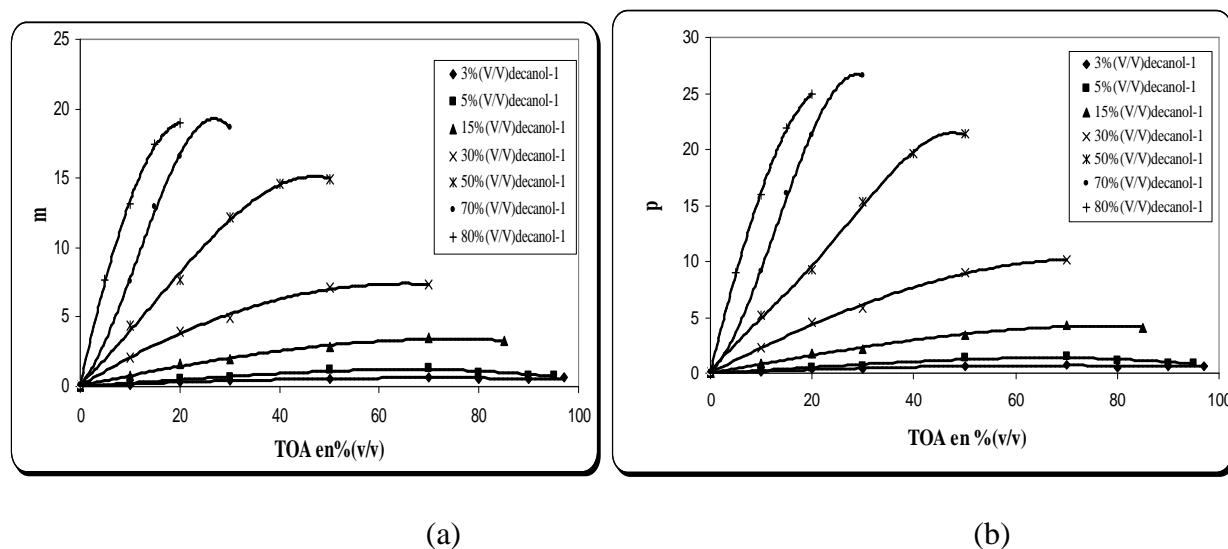


**Figure 5.** :Influence du pourcentage volumique de l'extractant sur le coefficient de distribution total ( $m$ ) à différentes concentrations constantes du modificateur (décanol-1) en présence du diluant (dodécane). Pourcentage volumique du décanol-1: (◆)- 3%, (■)-5%, (▲) - 15%, (x) - 30%, (⋈) - 50%, (●) - 70%,(+)-80%. La concentration initiale de l'acide lactique dans la phase aqueuse : 8.30 à 9.40 g/L

Les courbes présentent la même forme pour des faible concentrations du modificateur (moins de 15%(v/v)) pour les coefficients de distribution total et particulier avec la TOA (Figs.6a et 6b). L'interprétation des courbes est la même, comme dans le cas de TIOA est dû à la présence du



modificateur. Les coefficients de distribution total avec la TOA sont espérés au-dessus qu'avec la TIOA.



**Figure.6 :** Influence du pourcentage volumique de l'extractant sur le coefficient de distribution total ( $m$ ) à différentes concentrations constantes du modificateur (décanol-1) en présence du diluant (dodécane). Pourcentage volumique du décanol-1: (◆)- 3%, (■)-5%, (▲)-15%, (×)-30%, (⋈)-50%, (●)-70%, (+)-80%.

La concentration initiale de l'acide lactique dans la phase aqueuse: 8.30 à 10.1g/L.

L'influence du coefficient de distribution particulier total sur le pourcentage de l'extractant est une ligne droite. La déclinaison négative de toutes les courbes de la ligne droite est une indication de l'influence positive du diluant inerte sur le coefficient de distribution en présence du modificateur, préjugeant un produit de réaction dans la phase aqueuse [133].

## Conclusion

Les résultats de cette étude montre que l'extraction est accompagnée par une interaction chimique qui est un processus complexe et qui a une forte influence sur la composition de la phase organique. En tenant compte de la présence du produit d'interaction dans la phase aqueuse et sa solubilité dans la composition de la phase organique, on peut tirer les conclusions suivantes :

- La concentration du produit d'interaction dans la phase aqueuse dépasse sa solubilité. Dans ce cas la phase aqueuse devient opaque.
- La valeur du coefficient de distribution total passe par un maximum avec l'augmentation de la concentration de l'extractant à faible concentration du modificateur.
- En présence du modificateur, le diluant inerte améliore la capacité d'extraction du solvant.
- L'influence de l'alcool utilisé comme modificateur sur le coefficient de distribution total correspond à la solubilité de l'alcool dans l'eau.
- Le coefficient de distribution du produit d'interaction (amine- acide- modificateur) suit l'ordre : modificateur > diluant > extractant.
- Le coefficient de distribution du produit d'interaction (amine- acide) suit l'ordre : extractant > diluant.
- La tri-iso-octylamine(TIOA) pure ou en présence du dodecane comme diluant extrait mieux les acides lactique que la tri-n-octylamine (TOA) dans les même conditions d'extraction.

- La tri-n-octylamine (TOA) en présence du décanol-1 comme diluant actif (modificateur) extrait mieux l'acide que la tri-iso-octylamine(TIOA) dans les mêmes conditions d'extraction.
- - Le décanol-1 a un effet positif sur l'extractant car il agit sur leur structure, et par conséquent, améliore leur capacité d'extraction.

Par conséquent, nous pouvons en déduire que les diluants (inerte et actif) ont une grande influence sur l'extraction en raison des interactions que ceux-ci peuvent former avec les différents composés (extractant et acide), mais, pour vérifier cette hypothèse, des expériences supplémentaires sont nécessaires.

## Références bibliographiques

1. Malmay. G, « Mémoire d'habilitation à dirigé des recherches »: Institut National Polytechnique de Toulouse, (1995)
2. Myrtil. C, Parfait. A, « HPLC determination of organic acids in sugar-cane and its industrial by products », Int. Sugar J, (90),(1988), 28-32 .
3. Kyuchoukov.G, Labbaci .A, Albet.J, Molinier.J, « Simultaneous influence of active and "inert" diluents on the extraction of lactic acid by means of tri-n-octylamine (TOA) and triisooctylamine(TIOA) », Ind. Eng. Chem. Res, V.45, n°2, (2006), 503-510
4. Bizek.V, Horacek..J,Kousova.M, « Amine extraction of citric acid : effect of diluent. » Chem.Eng.Sci, (48) ,(1993),1447-1457.
5. Tamada.J.A.; King.C.J.« Extraction of carboxylic acids with amine extractants.2.chemical interactions and interpretation of data». Ind.Eng.Chem. Res.,V. 29, n°7,(1990),1327-1333.
6. Senol, A,«Extraction equilibria of nicotinic acid using alamine 336 and conventional solvents: effect diluent», Chem. Eng. J, (83), (2001), 155-163.
7. Senol.A, « Effect of diluent on amine extraction of acetic acid: modeling considerations», Ind. Eng.Chem. Res, V.43, n°20, (2004),), 6496 -6506.
8. Qin.W,Li. Z,Dai. Y, « Extraction of monocarboxylic acids with trioctylamine: equilibria and correlation of apparent reactive equilibrium constant», Ind. Eng. Chem. Res, V.42, n°24, (2003),6196-6204.
9. Kislik. V, Eyal.A, Hazan.,B. « Competitive complexation/solvation theory of solvent extraction .III.Influence of active solvents on acid solvent extraction by amine based extractants», Sep. Sci. Technol, V.38, n°8, (2003), 1681-1703.
10. Kislik. V, Eyale. E. « Competitive complexation/ solvation theory of solvent extraction: general statements, acid extraction by amines, influence of active solvents and temperature», J. Chem.Technol. Biotechnol, (78), (2003), 358 -363.
11. Wardell. J.M, King.C.J,« Solvent equilibria for extraction of carboxylic acids from water», J. Chem. Eng. Data, V. 23, n° 2, (1978), 144 -148.
12. Malmay,G, Albet, J, Putranto,A., Hanine, H, Molinier, J, « Measurement of partition coefficients of carboxylic acids between water and triisooctylamine dissolved in various diluents». J. Chem. Eng. Data. V.43, n°5, (1998), 849-851.
13. Yang. S.T, White S.A, Hsu. S.T, « Extraction of carboxylic acids with tertiary and quaternary amines: Effect of pH», Ind. Eng. Chem. Res., V.30,n°6, (1991), 1335-1342.

# Etude cinétique et adsorption pour l'élimination du Jaune Remazol Par le CAG à base des noyaux d'olives et régénération thermique

**Benbekhti A., Ouagued A., Benerdouch N., Bestani B., Termoul M.**

Laboratoire de Recherche Eau-Environnement, Université Hassiba Benbouali de Chlef

**Résumé** - Dans notre travail le charbon actif préparés au laboratoire à base des noyaux d'olive activés chimiquement, sous forme granulé pour fixer un colorant industriel, à savoir le Jaune Remazol, dans des solutions aqueuses, les résultats expérimentaux ont montré que la capacité maximal d'adsorption de ce colorant est de 70 mg/g. Le modèle cinétique décrivant le processus de fixation sur le CAG est le pseudo-deuxième ordre et le taux initial d'adsorption est de  $41,17 \cdot 10^{-3}$  mg/(g.min) pour  $C_0 = 100$  mg/L et de  $98,29 \cdot 10^{-3}$  mg/(g.min) pour  $C_0 = 300$  mg/L. Après épuisement de notre charbon actif granulé par le colorant industriel on a fait un traitement thermique a des différentes températures 400, 500, 600 et 700°C pour une heure de chauffage on a pu obtenir les capacités d'adsorption 37,45 ; 42,19 ; 113,64 et 125mg/g respectivement et pour deux heures de chauffage on a obtenu 42,74 ; 67,11 ; 116,28 et 128,21mg/g.

Les charbons actifs préparés à base des noyaux d'olive peuvent être valorisés pour qu'on puisse les utiliser dans les stations de dépollution des eaux de rejet et les réutiliser après une régénération thermique.

## Introduction

La pollution des eaux par certains produits chimiques, industriels (hydrocarbures, phénols, colorants,...) ou agricoles (pesticides, engrais) entraîne une dégradation de l'environnement qui ne cesse de s'aggraver et risque de poser pour les générations futures de graves problèmes de santé et d'environnement.

Les décharges d'industrie textile, colorants, augmentent chaque année et ses eaux usées doivent être traités pour bien sauvegarder l'environnement. La décoloration de l'eau usée d'industrie textile est un problème mondial auquel plusieurs technologies de traitement ont été appliquées y compris l'adsorption sur les solides, la coagulation, la désinfection, la filtration et l'oxydation chimiques <sup>[1-2]</sup>. L'adsorption est devenue une technique bien établie de séparation pour enlever des polluants. L'élimination des colorants organiques par l'adsorption sur les résidus agricoles est récemment devenu un sujet d'intérêt considérable. Il y a des travaux sur l'élimination des colorants par la sciure de bois <sup>[3]</sup>, le bois dur <sup>[4]</sup>, la cosse de riz, l'écorce <sup>[5]</sup>, l'épi de maïs <sup>[6]</sup> et la moelle de banane <sup>[7]</sup>.

Quelques sous-produits agricoles, comme ceux dérivés des industries olive et des pierres de fruit, ont été également employés comme précurseurs pour la préparation du charbon actif <sup>[8-9-10]</sup>. Une fois affaibli de leur capacité d'adsorption, les charbons épuisés peuvent être mis en décharge, incinéré ou thermiquement régénéré pour la réutilisation. La régénération est devenue largement adoptée dans la dernière décennie pendant qu'elle représente l'option la plus rentable et ambiante la plus saine. Cependant, les sciences économiques de cette pratique dépendent fortement des

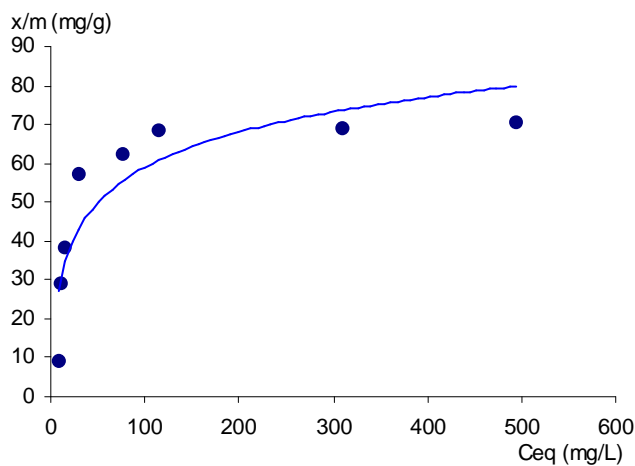
caractéristiques du charbon régénéré et également à toutes les pertes de masse pendant le processus [11-12].

La régénération se produit quand les molécules adsorbées sont enlevées de la surface du charbon par la désorption dans leur original ou de l'état modifié sans changement de la surface du charbon. Pendant le processus de réactivation, la restauration de la capacité d'adsorption se produit par la désorption partielle et puis la consommation du résiduel carbonée sur la surface de charbon [13].

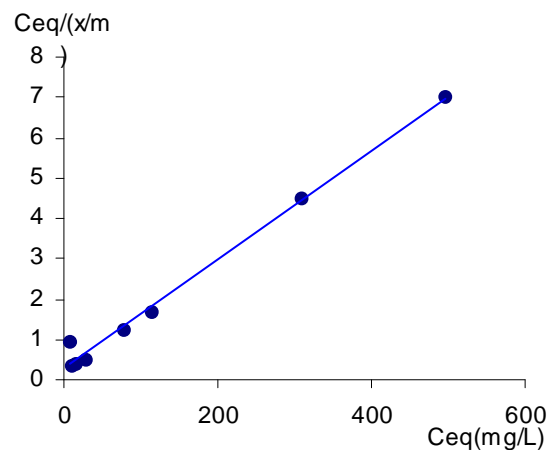
## Résultats et discussion

### *Avant le traitement thermique*

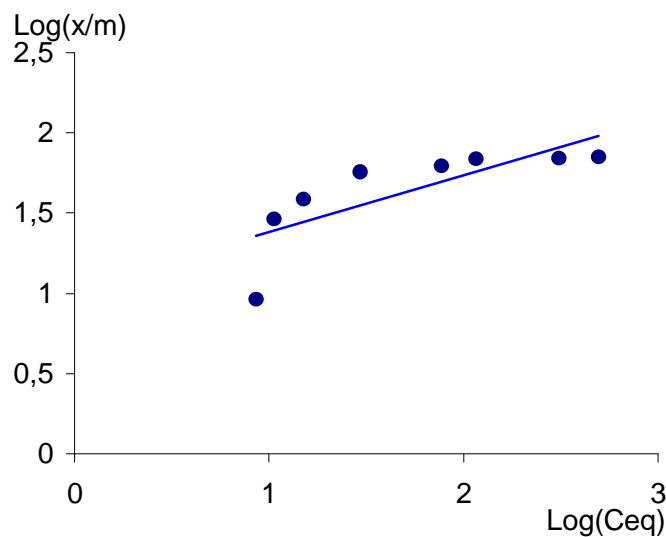
Avant d'entamer la régénération, qui est notre but, on a fait les testes d'adsorption du Jaune Remazol sur le charbon actif granulé issue des noyaux d'olive où on a appliqué deux modèles de linéarisation Langmuir et Freundlich (sont les modèles qu'on a travailler avec), et on a pu obtenir les courbes suivante :



**Fig.1** : Isotherme d'adsorption



**Fig.2** : Modèle de Langmuir

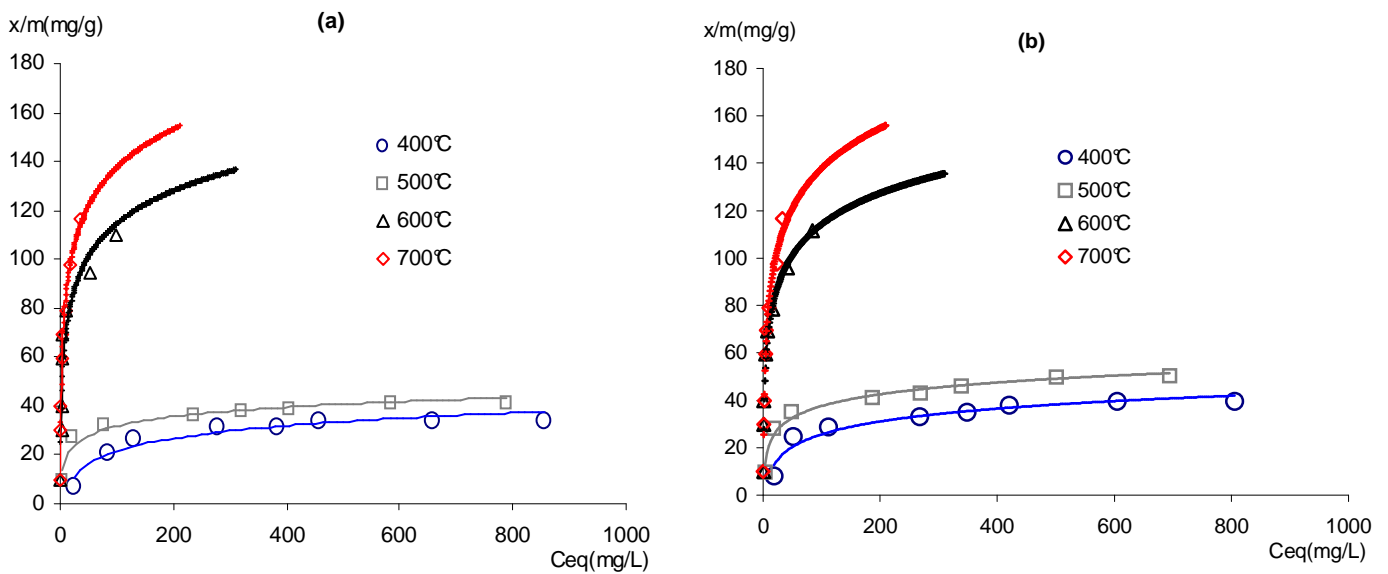


**Fig.3** : Modèle de Freundlich

On voit d'après la **figure 1** que la capacité d'adsorption se stabilise à partir de la concentration de  $C_0 = 800\text{mg/L}$ ; concernant les deux modèles on observe un bon alignement des points pour le modèle de Langmuir qui est justifié par le coefficient de régression ( $R^2=0.991$ ) donc une capacité maximale d'adsorption qui est égale à  $74\text{mg/g}$  et par contre le modèle de Freundlich on ne voit pas cet alignement.

**Après le traitement thermique**

Après avoir fait l'isotherme d'adsorption et connaître la capacité maximale on fera un épuisement du charbon à fin de le traiter thermiquement c'est-à-dire le régénéré à des différentes température pour des différentes durée de chauffage et le charbon récupéré on fait des tests avec. On a pu avoir les courbes qui sont présentées sur la **figure 4**.



**Fig.4 :** Représentation graphique des isothermes d'adsorption après traitement thermique  
**(a)** 2 Heures de chauffage      **(b)** 1 Heures de chauffage

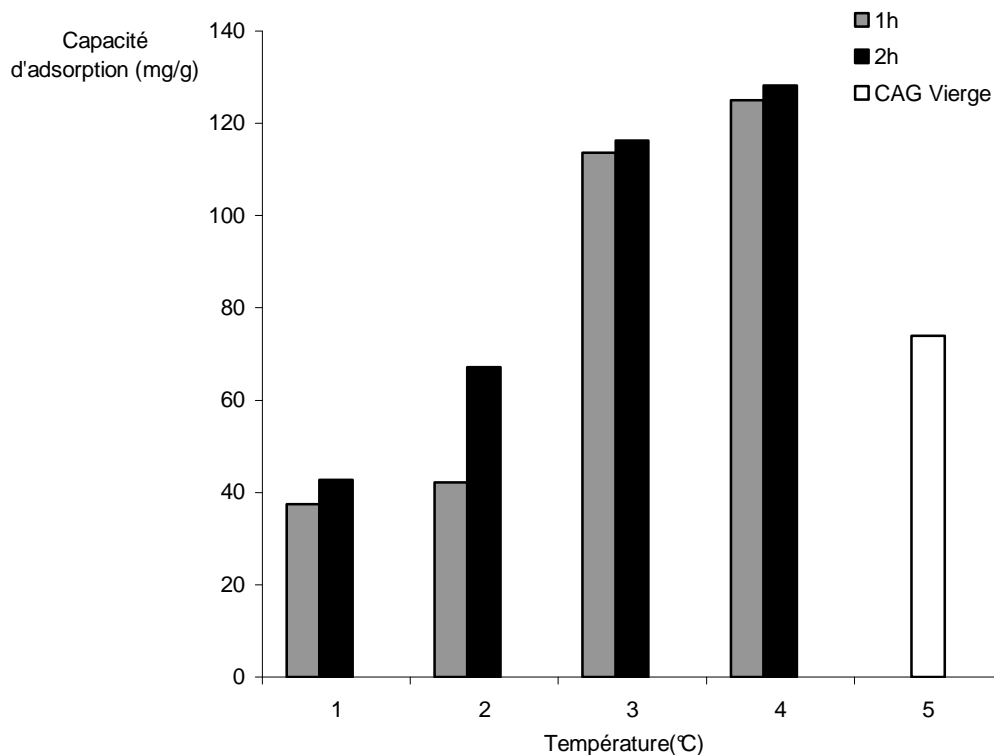
Ce qu'on peut tirer dès la première vue que pour une durée de chauffage la valeur de  $x/m$  augmente avec la température de chauffage.

D'après ce qu'on a dit précédemment on a appliqué que les modèles de Langmuir et de Freundlich pour les courbes obtenues dans la **figure 4**, on a rassemblé les coefficients de régression et les constantes de chaque modèle dans le **tableau 1**.

**Tableau 1** : Récapitulation sur l'application des deux modelés Langmuir et Freundlich sur les isothermes des charbons régénérés

CAG issue des Noyaux d'Olive									
Température (°C)		400		500		600		700	
Temps (h)		1	2	1	2	1	2	1	2
Modèle de Langmuir	$R^2$	0.996	0.997	0.998	0.995	0.992	0.992	0.992	0.987
	$k_L 10^{-2}$	1.540	1.651	4.465	2.759	18.487	18.337	26.756	20.103
	$b$	37.453	42.735	42.194	67.114	113.636	116.279	125	128.205
Modèle de Freundlich	$R^2$	0.831	0.809	0.832	0.879	0.677	0.755	0.85	0.901
	$k_F$	2.994	4.178	9.369	9.716	24.288	25.067	27.587	22.951
	$n$	2.538	2.757	4.103	3.678	2.574	2.605	2.132	1.917

On adopte le modèle de Langmuir, à cause de son coefficient de régression qui est élevé (supérieur à 0.98), il nous donne aussi une indication sur la capacité maximal d'adsorption et parce que ce modèle est valable pour l'adsorption en monocouche ce qui est le cas avec l'adsorption des liquides sur les solides (notre cas). Pour bien voir la différence de capacité maximale d'adsorption on a tracé l'historgramme suivant afin de visualiser la différence entre les capacités maximales.



**Fig.5** : Représentation graphique des capacités maximale d'adsorption (représenté par  $b$  tiré

de l'équation de Langmuir) des charbons régénérés avec sel du vierge.

On voit que les capacités d'adsorption augmentent avec la température et les temps de chauffage comparé au charbon vierge ce qui signifie que la structure de notre charbon a été modifiée après le traitement thermique par conséquent on aura une confirmation sur l'augmentation de la surface spécifique.

On a fait l'étude de la perte de masse du charbon régénéré pour confirmer l'influence de la température et le temps de chauffage.

**Tableau 2 :** La perte de masse du charbon actif granulé après traitement thermique

Température (°C)	400		500		600		700	
Temps (h)	1	2	1	2	1	2	1	2
Perte de masse (%)	12.66	19.33	17.5	21	23.5	30	25	37

On remarque que la perte de masse en fonction de la température et du temps ce qui affirme ce qu'on a dit sur l'augmentation de la surface et la modification de la structure.

## Partie expérimentale

Le Jaune Remazol est un colorant industriel utilisé dans les textiles sous forme poudre. Le charbon actif granulé préparé au laboratoire à base des noyaux d'olive (le noyaux d'olives ont été rassemblées d'une décharge olive d'usine dans la région de Sig à l'ouest de l'Algérie <sup>[14]</sup>) de taille 0.8-1.6mm. Le solvant utilisé c'est l'eau distiller pour solubiliser le colorant. On a travaillé avec un spectrophotomètre (Optizen) pour mesuré les absorbance.

Dans une série de bécher on introduit 0.25g de CAG (l'effet de la dose du charbon) et 25ml du Jaune Remazol pour différentes concentration connues on laissant agité pendant 26heures (l'effet du temps) ; (le pH n'as pas un influence très important sur l'adsorption du Jaune Remazol), Les suspensions ont été filtrées et les concentrations d'équilibre ont été déterminées à l'aide d'un spectrophotomètre à la longueur d'onde maximum d'absorption de 420 nm.

La régénération thermique a été faite dans un four pour diverse température (400, 500, 600, 700°C) pendant une et deux heures, après le laissé le CAG refroidir on le pèse et on refait les teste d'adsorption.

## Conclusion

Dans ce travail on voit que la régénération a beaucoup d'avantage d'un point de vue commercial et d'un point de vue environnemental, se qu'on peut tiré comme conclusion de notre travail c'est que le charbon actif granulé issu de noyaux d'olive a une capacité d'adsorption de 74mg/g, la régénération à 500 °C pendant 2heures nous a donné un taux de perte réduit « 21% » avec une bonne capacité d'adsorption «67mg/g » qui approche de la capacité du charbon vierge et le traitement thermique à 700°C pendant 2 heures nous a donné une capacité presque le double de celle du charbon vierge 128 mg/g avec une perte de masse considérable 37%.

## Références bibliographiques

- [1] W. Chu, C.W. Ma, Quantative Water Res. 34 (2000) 3153–3160.
- [2] O. Tunay, I. Kabdasli, G. Eremektar, D. Orhon, Water Sci. Technol. 34 (1996) 9–16.
- [3] V.J.P. Poots, G. McKay, J.J. Healy, Water Res. 10 (1976) 1067–1070.
- [4] H.M. Asfour, O.A. Fadali, M.M. Nassar, M.S. El-Geundi, J. Chem. Tech. Biotechnol. 35A (1985) 21–27.
- [5] G. McKay, G. Ramprasad, P. Mowli, Water Res. 21 (1987) 375–377.
- [6] M. El-Geundi, M.M. Nassar, Water Res. 25 (1987) 271–273.
- [7] C. Namasivayan, N. Kanchana, R.T. Yamuna, Waste Manage. 13 (1993) 89–95.
- [8] Galiatsatou, P., Metaxas, M. and Kasseloui-Rigopoulou, V. (2001) Mikrochim. Acta 136, 147.
- [9] Martinez, M.L., Moiraghi, L., Agnese, M. and Guzman, C. (2003) J. Argent. Chem. Soc. 91, 103.
- [10] Aygün, A., Yenisooy-Karakas, S. and Duman, I. (2003) Microporous Mesoporous Mater. 66, 189.
- [11] *ROSKILL*; (1994) The economics of activated carbon. 5th Ed. Roskill Information Services Ltd., London.
- [12] HUTCHINS RA (1973) Economic factors in granular carbon thermal regeneration. Chem.Eng. Progr. 69.
- [13] SONTHEIMER H, FRICK BR, FETTIG J, HÖRNER G, HUBELE C and ZIMMER G (1988) ;Activated carbon for water treatment. (H. Sontheimer, C. Crittenden & R.S. Summers, Trans.). Karlsruhe: DVGW – Forschungsstelle.
- [14] M. Termoul, B. Bestani, N. Benderdouche, M. Belhakem and E. Naffrechoux 2006;Removal of Phenol and 4-Chlorophenol from Aqueous Solutions by Olive Stone-based Activated Carbon; Ads. Sc. & Tech. Volume 2, Number





## Thème II

### Dégradation des sols et indicateurs de qualité

# Transport solide dans les cours d'eau de l'Algérie septentrionale «cas du bassin versant de la Macta»

**Madani Cherif H.\*, Bouanani A.\*, Touaibia S.\***

\*Université des Sciences et de la Technologie d'Oran (Mohamed Boudiaf) .  
[madcherhay@yahoo.fr](mailto:madcherhay@yahoo.fr)

**Résumé** - L'ampleur de l'érosion et du transport solide dans les bassins versants des zones semi-arides méditerranéennes a suscité l'intérêt d'un grand nombre de chercheurs et ingénieurs qui ont multiplié cette dernière décennie, les études et les investigations, pour essayer de comprendre et d'expliquer les mécanismes de ces phénomènes, leurs causes et leurs conséquences.

Dans ce contexte, on tentera de montrer à partir des mesures in situ la relation entre Débits liquides – Débits Solides. Un programme basé sur des statistiques des échantillons dont l'estimation des apports solides a été faite à partir des débits liquides des crues sélectionnées. Les résultats obtenus par l'application de ce modèle sur la station de la Sidi Bel Abbés «Oued Mekerra» sont très encourageants car les coefficients de corrélation « Débits liquides – Débits solides » annuels et saisonniers varient de 90% à 95%.

**Mots Clés :** Mekerra, Débit Liquide, Débit Solide

## Introduction

L'étude et l'application de tout modèle hydrologique et numérique décrits par un code de calcul doit passer par une étude de cas, afin de comparer les résultats simulés avec les observations faites sur le terrain pour donner une quantification quant à la validité de ces codes. Aussi on peut modifier ou 'ajuster' quelques paramètres qui ne sont pas tout à fait fidèles au modèle étudié ;

Pour notre cas, l'étude va se baser sur l'oued de Mekerra, particulièrement le sous bassin contrôlé par la station de Sidi Bel Abbés. Le tronçon du oued est de 65 Km de longueur, avec des caractéristiques typiques de bassins versants semi-arides.

## Présentation de La station d'étude

La wilaya de Sidi Bel Abbés se trouve à 100km de la mer avec des coordonnées suivantes : latitude : 35°30' Nord .Longitude : 0°à1°ouest. Altitude : 470m (chef-lieu). Avec un climat Semi-aride continentale (été chaud- hiver froid P : 200 à 800mm/an T : 02° à 35°C). Type de sol : Alluviaux, Calcaire. La superficie totale est de 915300Ha avec une population de 557301Habitants. (Agence de Bassin Hydrographique OCC, Bassin de la Mekerra, Décembre 1998)

## Présentation du bassin versant de l'oued Mekerra

Le bassin versant de la Mékerra couvre une superficie dépassant 3000Km<sup>2</sup> est drainé par l'oud Mékerra qui développe un thalweg d'une longueur de 115Km et qui prend sa source dans la zone des hauts plateaux – région de Ras El Ma. Après avoir été encaissé en amont dans les terrasses fluviales ou le débordement des eaux hors du lit ne cause aucun dégât considérable, l'oued débouche en aval de Boukhnafis dans la plaine alluviale dont la pente ne dépasse que rarement les 0.2% engendrant des vitesses d'écoulement relativement faibles, causant ainsi des dépôts qui obstruent pratiquement le lit de l'oued. Du point de vue climatique, le bassin de Mékerra est soumis à un climat « semi-aride » à pluviosité irrégulière caractérisée par des averses automnales intenses occasionnant d'importantes crues dont les effets ce font ressentir dans la zone comprise entre Boukhnafis et l'agglomération de Sidi Bel Abbés. (A.HABIB BORSALI et al 2005)

### **Description de la station de « sidi bel abbés 11 03 01 »**

Cette station est située sur les coordonnées Lambert (X = 199.07 Km, Y = 219.75 Km) elle occupe une superficie de 3000 Km<sup>2</sup>. Elle a été mise en service en « 1942 » avec des durées d'observation de : (42-61, 68-73). La station de Sidi Bel Abbés possède une passerelle avec étagère inférieure, limnigraphe et des échelles limnimétriques. (A.N.R.H,1996)

### **Données de Sidi Bel Abbés**

Les crues du oued de Mékerra sont ceux qui méritent le plus d'attention parmi les caractères classiques. Ces crues maximales se produisent généralement dans la seconde moitié de septembre ou en octobre, donc au début de l'automne d'une façon ou d'une autre les précipitations résultantes sont comparables aux plus graves averses tropicales. La plus efficace encore pour les crues sont les concentrations des chutes d'eaux à des temps très brefs comme plus de 20mm/h et jusqu'à 120 à 190 mm dans le même temps en octobre. Ceci est le cas typique de notre oued.

Les débits liquides instantanés ainsi que les concentrations ont été obtenues à partir de l'Agence Nationale des Ressources Hydraulique d'Oran d'une période de : 16/09/1942 jusqu'au 04/05/2001. Dix neuf (19) crues ont été sélectionnées d'après les débits liquides les plus importants (Fortes Crues).

Cette sélection nous a permis de tracer les hydrogrammes de crues et les turbidigrammes (fig.1)

### **Modélisation statistique du transport solide**

Parmi les méthodes de contrôle des données, on a les méthodes de corrélation – régression pour l'homogénéisation à l'extension des données. Le choix du modèle est basé sur la valeur la plus élevée du coefficient de détermination « R<sup>2</sup> » pour l'ensemble des relations de corrélation (annuelles, saisonnières).

Ces relations peuvent servir de base pour :

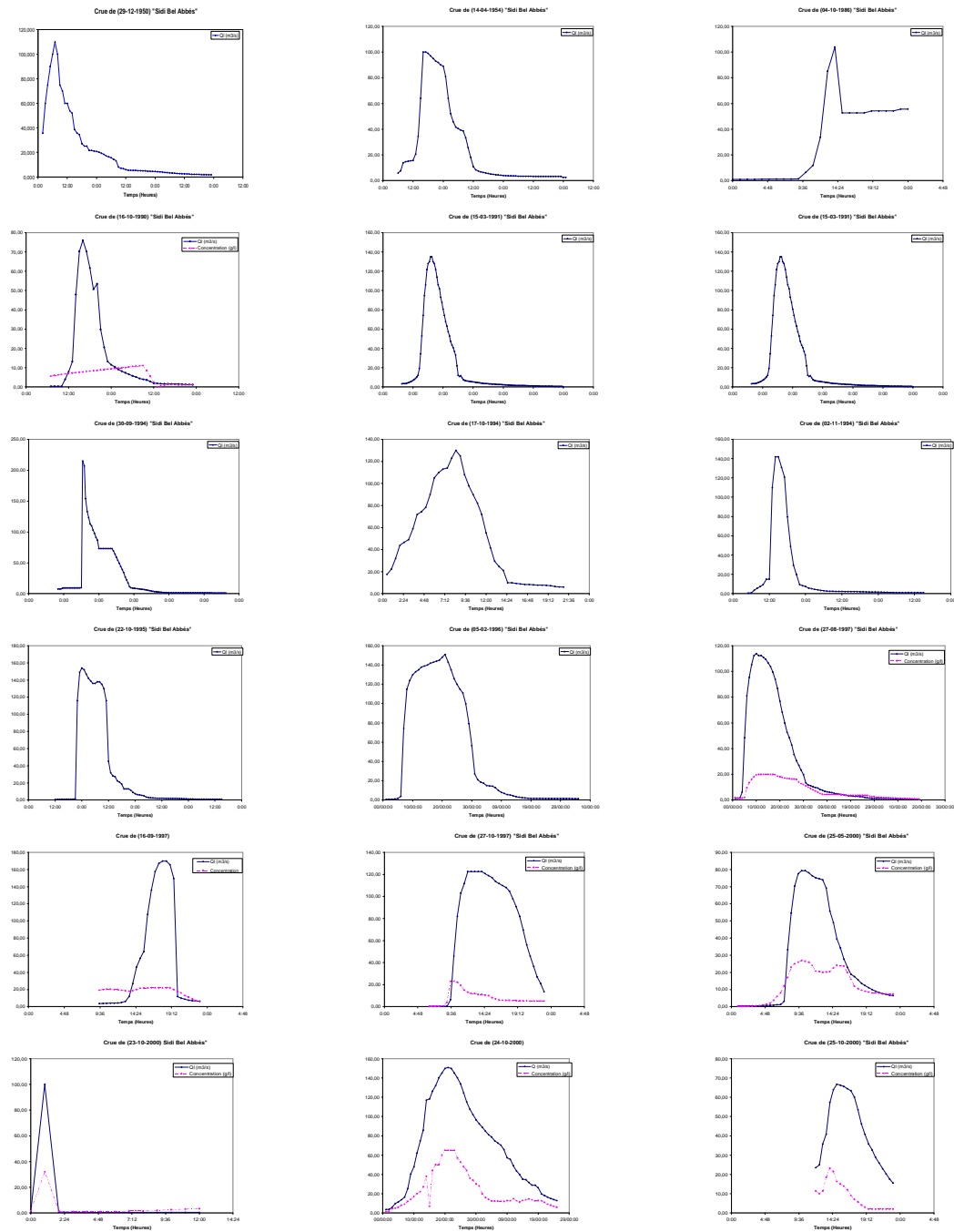
- Le comblement des lacunes d'observation et par suite, l'évaluation des apports solides à différents pas de temps.
- L'amélioration des paramètres statistiques des séries courtes de débits solides par corrélation avec les séries longues de débits.
- L'interprétation du phénomène des transports solides.

Compte – tenu de l'influence saisonnière sur le phénomène des transports solides, nous avons naturellement cherché à établir des relations saisonnières, afin d'une part d'éviter les trop fortes dispersions, d'autre part de disposer d'échantillons suffisants de couples de valeurs. (Bouchelkia.H, Remini.B, 2001)

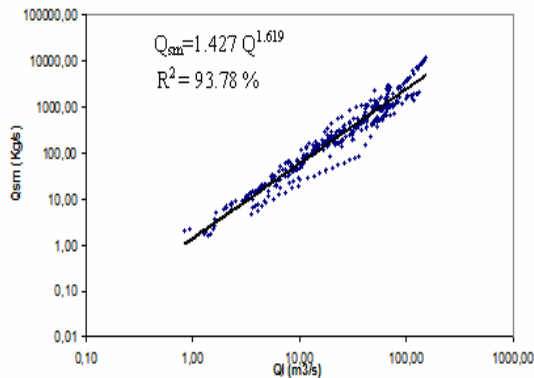
Selon les valeurs du coefficient de détermination, on retient le **modèle puissance** pour toutes les relations pendant toutes les saisons.

Donc, d'après cette méthode d'analyse qui est la corrélation, on peut dire que la relation qui lie le débit solide au débit liquide et par suite la concentration est une relation **puissance**.

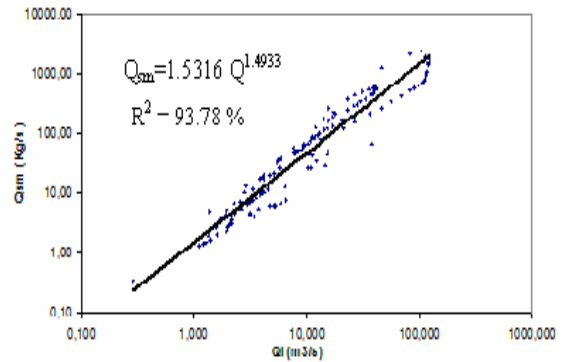
Le modèle  $Q_s = K \cdot Q_l^A$  combiné avec la courbe des débits classés, nous a permis d'évaluer le débit solide moyen en suspension et total afin de déterminer l'apport solide annuel ainsi que le taux d'abrasion qui est répartie au cours de la série étudiée comme suit :



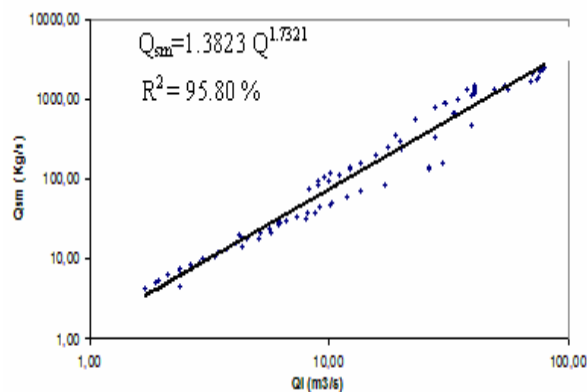
**Figure 1.** Les Hydrogrammes et Turbidigrames des fortes crues sélectionnées du 16/09/1942 jusqu'au 04/05/2001



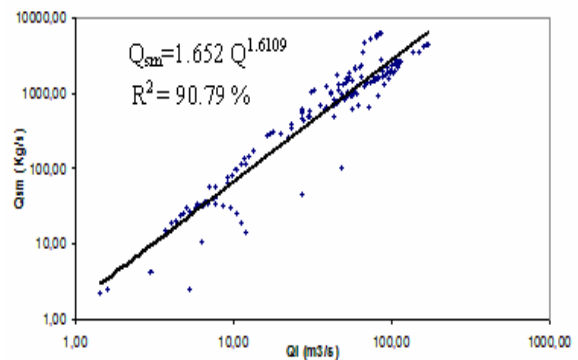
**Figure 2.** Relation entre Débit liquide – Débit solide pendant L'AUTOMNE.



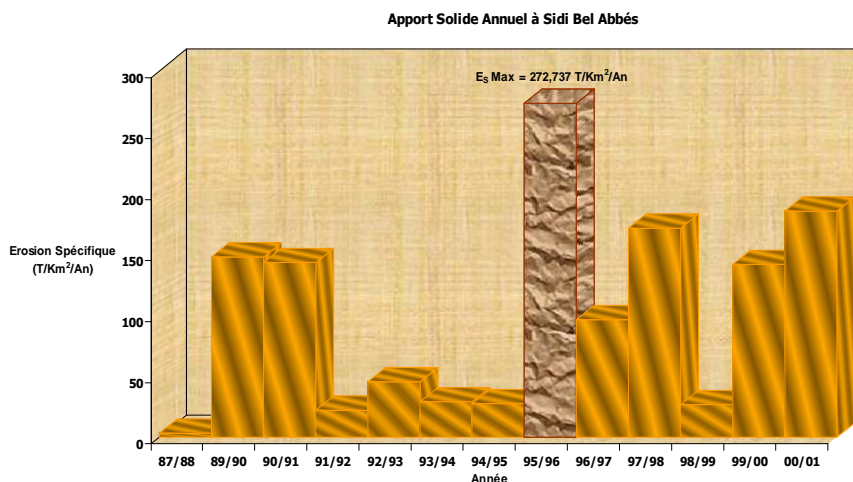
**Figure 3.** Relation entre Débit liquide – Débit solide pendant L'HIVERS.



**Figure 4.** Relation entre Débit liquide – Débit solide pendant L'PRINTEMPS.



**Figure 5.** Relation entre Débit liquide – Débit solide pendant L'ETE.



**Figure 6.** Apport solide annuel à « Sidi Bel Abbés »

## Interprétation

1- D'après les résultats de corrélation pour la station de Sidi Bel Abbés illustrés sur les figures 2, 3,4 et 5 on note un coefficient de corrélation significatif, qui est en moyenne de 93%.

2- D'après les résultats illustrés sur la figure 6 ; la station de Sidi Bel Abbés évacue un apport solide annuel moyen de 300 000 tonnes, représentant un taux d'abrasion moyen de 100 tonnes/km<sup>2</sup>/an. L'année hydrologique 95/96 enregistre un tonnage le plus important de l'ordre de 800 000 tonnes, induit par une abrasion plus de 200 tonnes /km<sup>2</sup>/an.

## Conclusion

L'étude du transport solide de l'oued Mekerra se heurte à l'insuffisance des données et aux mesures très discontinues, qualitative que quantitative.

Dans ce bassin caractérisé par l'irrégularité de la pluviométrie, des hautes eaux et des crues très importantes qui sont la conséquence d'un ruissellement intensif des précipitations torrentielles, par un couvert végétal souvent discontinu, l'érosion est très active car c'est le résultat d'un processus de dénudation de sol et qui admet une signification morphologique et hydrologique, essentiellement sur les pentes fortes et les berges de l'Oued.

Concernant les relations statistiques de forme  $Q_s = F(Q_i)$ , les analyses mettent en évidence le modèle puissance pouvant être utilisé pour obtenir des relations acceptables, sous conditions que les données utilisées soient suffisantes du point de vue statistique et hydrologique (c'est à dire décrivant l'ensemble du régime hydrologique).

L'objectif de cette étude est d'améliorer la compréhension du phénomène de transport solide sous climat méditerranéen et semi aride et mettre au point des outils simples et pratiques permettant l'élaboration des données nécessaires à la planification, l'aménagement et la gestion des ressources hydrauliques pour lutter contre l'érosion et l'envasement des barrages qui provoquent la diminution des volumes d'eau utiles d'où cette dernière constitue un facteur déterminant du développement économique.

L'étude d'un cas particulier a permis de mettre en évidence l'intérêt :

- D'aborder le problème à l'échelle de l'évènement.
- D'élaborer des outils simples, faciles à mettre en œuvre et directement utilisables par le planificateur, le concepteur ou le gestionnaire des aménagements hydrauliques, pour la prédétermination et la prévision des apports solides en tout point de territoire.
- D'évaluer correctement les paramètres statistiques des apports solides sur un bassin donné, même dépourvu d'observation.
- La mise au point de modèles de simulation dès le stade de la conception pour le dimensionnement optimum des ouvrages. (A.DEMMAK,1982)

## Références bibliographiques

**Agence de Bassin Hydrographique Oranie – Chott Chergui, Décembre 1998** CADASTRE HYDRAULIQUE Bassin de la Mekerra, Phase Préliminaire document de Synthèse.

**Agence Nationale des Ressources Hydrauliques d'Oran, 1996** Bassin versant de la MACTA, Synthèse Bibliographique inventaire des données.

**Amine Habib Borsali , Mr.Abelkader Bekki , Mr.Okacha Hasnaoui, 2005** Aspect hydrologique des catastrophes naturelles : « inondation, glissement de terrains » Etude de cas : Oued Mékerra (Sidi Bel Abbés) Communiqué du compte rendu des X XIII<sup>ème</sup> rencontres universitaires de génie civil: Risque et environnement.

**Bouchelkia.H, Remini.B, 2001** Modélisation Statistique du transport solide dans le bassin versant de Chelif(Algérie) Séminaire National sur l'Eau (Tlemcen 2001).

**Demmak. A, 1982** Contribution à l'étude de l'érosion et des transports solides en Algérie Septentrionale, Thèse de Docteur Ingénieur, Université Pierre et Marie Curie – Paris 6 –

**Yang.C.T, 1996** Sediment Transport, Theory and Practise, Edition : The MC Graw - Hill

# Etude de l'érosion et transport solide du Bassin des ISSER. Bassins Expérimentaux de Beni Slimane (W.Médea).

**ZEDAM M., KEDDAR K., ARABI M.**  
[zizoumiloud@gmail.com](mailto:zizoumiloud@gmail.com)

**Résumé** - Les terres de la zone méditerranéenne semi aride ont subi une forte dégradation depuis les temps historiques en relation avec les importants déboisements qu'elles ont connus. Dans le contexte climatique marqué par la rareté des pluies et la violence des orages, l'Algérie a réalisé un effort considérable en infrastructure hydraulique pour améliorer la disponibilité en eau des villes, l'irrigation des plaines et le développement de l'industrie. Cet effort est malheureusement contrarié par l'érosion hydrique du fait de la dégradation excessive du couvert végétal, du sol et du réseau hydrographique dans les montagnes (incendies, défrichage, surpâturage et urbanisme). Le problème posé est celui de la correction torrentielle, des types de seuils à mettre en place et de leur efficacité pour stocker les sédiments mais surtout pour rehausser le fond de la ravine et rétablir la pente d'équilibre des versants permettant ainsi d'installer une végétation naturelle et d'éteindre les foyer d'érosion.

Dans ce cadre, une nouvelle approche visant à minimiser les risques érosifs dans les ravines actives des bassins versants de l'ISSER en zone semi aride dans la wilaya de Médéa a été testée par l'INRF. Les recherches ont porté sur la comparaison de divers types de seuils, faits de matériaux locaux (pierres sèches, sacs plastiques, grillage métallique et pneus usés) aux gabions conventionnels et sur la possibilité de valoriser ces espaces en sélectionnant divers végétaux à forte valeur ajoutée.

Au bout d'une dizaine années d'effort dans la lutte contre l'érosion, les seuils ont bien résisté à la violence des crues d'automne et d'été et ont été vite remplis dès la première année. On note peu de différence d'efficacité entre les seuils à part quelques malfaçons dans la réalisation. La dégradation spécifique varie de 17,2 à 47,83 T/ha. an, sur marnes calcaires crétacés, pentes de 10 % à 25 %, différentes techniques de revégétalisation (sur appui d'ouvrages, par clayonnage en courbes de niveau, en surface...) ont permis de fixer les terres, de stabiliser les talus et de recouvrir rapidement les atterrissement derrière les seuils. L'évolution de la végétation est si remarquable qu'en peu de temps, la ravine a pris l'allure une sorte « **d'oasis linéaire** » productif intéressant de plus en plus les paysans.

**Mots clés :** Micro Bassins expérimentaux de Beni Slimane, Erosion hydrique, Seuils, Transport Solide, Revégétalisation.

## Introduction

Le problème de l'eau est aggravé ces dernières années non seulement par la sécheresse qui a touché l'ensemble du territoire du pays ; mais aussi par le phénomène d'alluvionnement des réserves d'eau qui est la conséquence du problème d'érosion des versants lesquels enregistrent des



valeurs très élevés. Le taux d'érosion spécifique en Algérie atteint « 5000 T/km<sup>2</sup> /an » selon **Demmak**, 1989. Ce dernier a montré combien il était nécessaire d'accorder des mesures de lutte contre ce phénomène. Parmi ces mesures l'aménagement des bassins versants pour diminuer l'érosion qui est très répandue dans la région du Maghreb arabe puisque toutes les conditions sont réunies pour déclencher et développer l'érosion (les irrégularités climatiques; la violence des crues; la précarité des sols; la faible densité du couvert végétal ; et le travail du sol sur fortes pentes sans mesures antiérosives).

Les conséquences directes du phénomène d'érosion sont d'une part la diminution de la fertilité des sols et la perte des surfaces cultivables (environ 6 millions d'hectares sont exposés à une érosion active). Plus 120 millions tonnes de sédiments sont rejetés en mer chaque année réduisant la capacité en eau des barrages (**Demmak**, 1989). Des travaux de défense et restauration des sols (**DRS**) ont été entrepris mais les avis restent encore partagés entre l'échec et la réussite de ces travaux car malgré quarante années de lutte antiérosive, les sols continuent à se dégrader et les barrages à s'envaser à un rythme accéléré.

C'est pourquoi, dans le cadre du projet **RAB 80/011** consacré au développement des ressources en eau en Algérie, Maroc et Tunisie sous l'égide du **PNUD**, une étude de l'érosion et des transports solides en zone semi aride fut lancée dans le bassin versant des **ISSER** en Algérie en 1982. Quatre couples de micros bassins versants ont été alors sélectionnés puis équipés en stations hydrométriques par l'Agence nationale des ressources hydrauliques (**ANRH**). En 1986, après confirmation de la similitude des réactions hydrologiques par couples de bassins versants aux précipitations, l'Institut national de recherche forestière (**INRF**) a traité en aménagements antiérosifs un micro bassin par couple, l'autre bassin sert de témoin.

Quinze années plus tard, il s'est manifesté le besoin de quantifier les pertes en terre et d'évaluer l'efficacité des aménagements antiérosifs. L'objectif de ce travail est de contribuer à estimer les quantités solides dans les micros bassins aménagés et de comparer avec celles des bassins non aménagés, afin de nous permettre de mieux comprendre le phénomène d'érosion et de prendre toutes les mesures nécessaires de protection des ouvrages hydrauliques.

## **Matériels et méthode**

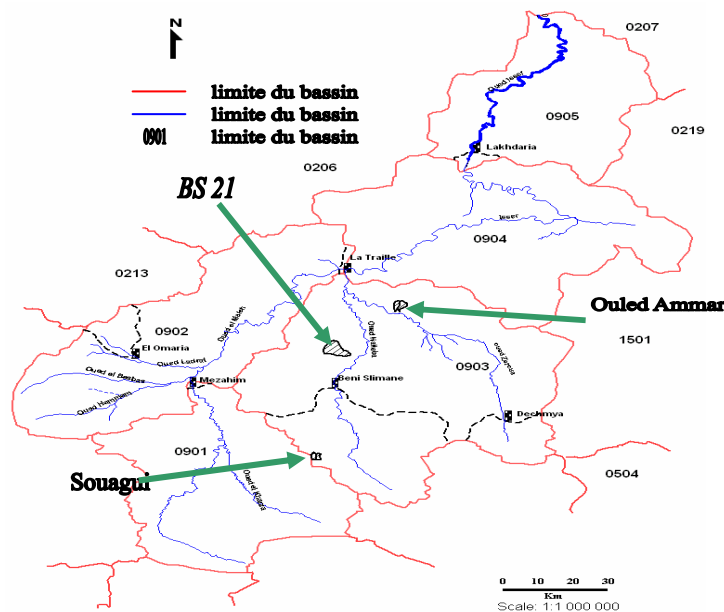
### ***Présentation de la zone d'étude***

Le bassin versant de l'oued ISSER est situé au Sud -Est à 100km d'Alger. Le bassin versant de l'oued ISSER est de superficie égale à 4149 km<sup>2</sup>. Il présente sensiblement la forme quadrilatère d'orientation Sud-Ouest/Nord-Est. Il prend sa source du montagne de djbel Serane de Berrouaghia (cote 1327m) et collecte les eaux des Oueds (Hammam, Yaggour, Zeroua, Malah (Est et Ouest), Bouhamoud et Oued Djemaa). L'oued Isser a une pente moyenne de 53m/km sur une longueur de 26 km jusqu'a la station de Ben Slimane. Son relief est modéré selon la classification Orstom. L'altitude maximale à la station de Beni Slimane et de Lakhdaria étant respectivement de l'ordre de 1371m et 1810m (Fig n°1). Le bassin des Isser caractérisé par une formation lithologique assez érodable (constitue 60% de formation marneuse et marno-calcaire appartenant au crétacé inférieur, moyenne et supérieur).

### ***Les micro bassins expérimentaux***

Le bassin versant de l'oued ISSER est retenu comme lieu d'expérimentation et d'application de quelques mesures pour analyser le problème d'érosion. Avec une certaine logique de ne pas traiter le bassin versant dans sa totalité et afin d'éviter les contraintes spatiales- temporelles se rattachent, l'équipe chargée de la réalisation a sélectionné un certain nombre de bassins versants

expérimentaux (jugés suffisamment **représentatifs**) des différentes formes de l'érosion qui se manifestent dans le bassin des ISSER. Les couples d'un micro bassin ont la même réaction (les micro bassins sont identiques), afin de permettre la comparaison des paramètres de ces bassins plus facilement. Mais on signale que le choix des micros bassins à aménager, passe par le principe posé par **Avenard** (1982), d'aménager ceux qui sont les plus érodés. Les bassins expérimentaux sont les producteurs des informations hydro- climatiques et de celles ayant trait à la connaissance des processus de l'érosion. Ils ont été choisis par couple d'éléments semblables (c'est à dire les deux éléments du couple représentent une même dominante érosive ; et l'aménagement ne concernera qu'un seul bassin) pour permettre de tester des aménagements anti-érosifs et dans le but d'évaluer l'efficacité du facteur traitement.



**Figure 1.** Carte de situation des bassins expérimentaux.

Les micros bassins expérimentaux de la zone amont du bassin versant de l'oued Isser s'inscrivent dans un cercle de 20 km de rayon autour de la ville de Beni Slimane. Les micro bassins étudiés sont: **Souagui**, **Beni Slimane** et **Ouled Amar**.

Les micro bassins **BS21**, implantés dans les collines bordant au Nord a 600m d'altitude de la plaine de Beni slimane , qui se caractérise par un topographie mamelonnée ayant des pentes variant de 5% à 25% et une orientation Nord Sud. Les bassins expérimentaux de **Ouled Ammar** se situent sur le flanc droit de la vallée de oued Zeroua compris entre 420 et 690m d'altitude et une orientation (NE-SW) avec des pentes supérieur à 25%. Entre 980 et 1124m d'altitude, les micro bassins de **Souagui** se caractérisent par un relief que l'on peut subdiviser comme suit : Une partie amont constitue par le flanc Nord du Djbel M'Diba avec des pentes assez abruptes (60%). Les parties moyennes et aval des bassins sont marqués par une allure assez rectiligne. La pente diminue progressivement d'amont en aval.

Les différents types d'aménagement anti- érosifs réalisés dans les micro bassins expérimentaux de Beni Slimane sont : La correction torrentielle; les différents types de seuils; Fixation biologique des petites et grosses ravines.

### ***Le climat***

Le bassin est soumis à un climat méditerranéen intermédiaire, entre le climat tellien de montagne pluvieux et à l'amplitude thermique faible, avec des chutes de neiges et le climat tellien de plaine plus sec relativement chaud et présentant des forts écarts de température. On peut distinguer deux principaux régimes pluvieux (**Halimi, 1980**) : le régime méditerranéen est le régime le plus important, il s'étale d'octobre à mai. Son efficacité se fait sentir entre octobre et mars. Les précipitations d'origine cyclonique représentent 60 % environ du total annuel dont une partie non négligeable provient des pluies orageuses (dues à la proximité de la mer) ou de l'effet orographique.

Le régime subtropical se caractérise par des pluies qui se manifestent le plus souvent en été ou à la fin du printemps.

La pluviométrie moyenne sur l'ensemble du bassin de L'ISSER en amont de Lakhdaria a été estimée à environ 500mm sur la base de 21 postes pluviométriques régulièrement réparties sur le bassin. On distingue deux zones pluviométriques homogènes : la zone amont de la station de la Traille, qui a reçu une pluie de 430mm, tandis que la zone en aval de la Traille a reçu 724mm (**Annuaire des observations hydro climatiques, 1996**). Les micro bassins expérimentaux de Beni Slimane se situent au sud du bassin versant des Isser, qui ont caractérisé par une pluviométrie inter annuelle autour du 400mm.(1983/1984 à 199/1999).

### ***Les écoulements***

La variabilité inter annuelle des modules peut être précisée par le coefficient de variation dont les valeurs extrêmes oscillent entre 0,77 pour le bassin de Beni Slimane aménagé et 0,68 pour le bassin non aménagé, et entre 1,08 pour bassin de Ouled Ammar aménagé et 0,81 pour le bassin non aménagé et entre 0,81 pour le bassin de Souagui aménagé et 0,58 pour le bassin non aménagé. La lame d'eau écoulee s'élève à près : de 111,36mm (avec  $C_e=32,51\%$ ) pour le micro bassin de BS21 aménagé et de 86,86mm (avec  $C_e=25,36\%$ ) pour le micro bassin non aménagé. De 42,21mm (avec  $C_e=9,4\%$ ) pour le micro bassin de Ouled Ammar aménagé et de 49,33mm (avec  $C_e=10,98\%$ ) pour le micro bassin non aménagé. Et de 160,25mm (avec  $C_e=48,28\%$ ) pour le micro bassin de Souagui aménagé et de 217,06mm (avec  $C_e=65,40\%$ ) pour le micro bassin non aménagé.

### ***Collecte et mise en forme des données***

La collecte des données est la phase la plus importante et indispensable pour mieux expliquer les phénomènes naturels en hydrologie, Les données de base disponibles sont constituées par les débits liquides instantanées (l/s) et les concentrations en sédiments instantanées en g/l). Dans notre région d'étude nous disposons que 06 stations hydrométriques (03 bassins expérimentaux en deux couples), il s'agit des bassins expérimentaux suivants : **BS21 A** (aménagé), **BS 21 T** (Témoin), **Ouled Ammar A** (aménagé), **Ouled Ammar T** (Témoin), **Suoagui A** (aménagé) et **Suoagui T** (Témoin) ; chaque bassin est reparti en deux sous bassin (couple), le premier bassin avec des aménagements anti-érosifs et l'autre comme témoin, et chaque bassin est équipé par une station hydrométrique.

Les séries de données sont très irréguliers, et présentent des lacunes et des manques d'observations, la période d'exploitations de ces stations est courte en comparaison avec l'importance de l'érosion.

### ***Transport solide***

La méthode de calcul du débit solide consiste à déterminer la moyenne arithmétique des concentrations des échantillons et d'en déduire le débit solide par la relation:  $Q_s \text{ (g/s)} = C \text{ (g/l)} \cdot Q \text{ (l)}$ . Cette méthode à l'avantage pratique de calculer les débits solides sans avoir recours aux mesures de vitesses, à condition que l'étalonnage des débits liquides soit déjà bien connu.

### **Relation Débit Liquide –Débit solide**

Pour étendre ces séries de mesures, nous avons étudié la relation débit liquide -débit solide et l'établissement des modèles régressifs entre ces deux paramètres. A cet effet, les données sont mises en graphes et leur allure peut faire sortir une relation mathématique qui par la suite nous indiquera le modèle régressif le plus adéquat.

La relation retenue entre le débit liquide (Q) et le débit solide (Qs) depuis les travaux de **Remy - Berzencovitch** (1959) est de type :  $Q_s = A \cdot Q^n$

Ou A et n sont des paramètres du bassin versant considéré. Cette expression fournit une première approximation de la variation dans le temps du débit solide des cours d'eau.

**Heusch** (1970), a remarqué que cette relation n'est pas stable au cours de l'année hydrologique et que ces paramètres sont influencés par les changements saisonniers.

**Fournier** et **Henin** (1978), en portant en abscisse les débits liquides mensuels de l'année moyenne et en ordonné les débits solides correspondants, ont trouvé de véritables boucles d'hystérésis représentatives du phénomène. Donc on ne peut calculer les débits solides à partir d'une courbe de tarage.

A travers cette étude, nous avons essayer de voir les relations entre les facteurs explicatifs (débit liquide) et les facteurs à expliquer telles que l'apport solide et l'érosion spécifique. Les relations trouvées dans chaque couple du Micro bassin, montrent généralement et à l'exception de quelques années et mois que le modèle régressif obtenu est le modèle **puissance**. L'objectif des modèles régressifs développés, est l'extension des séries d'observations pour pouvoir quantifier l'érosion à différentes échelles temporelles (**Tab. I**).

**Tableau I.** Modèles obtenus à différentes échelles temporelles

Echelle temporelle	Bassin aménagé		Bassin témoin	
	N	Modèles retenus	N	Modèles retenus
<b>BS21</b>				
<b>Totalités des données</b>	1379	$Q_s = 1,8111 \times Q^{1,7162}$	1276	$\text{Log } Q = 1,5361 \text{Log } Q_s + 0,362$
<b>Ouled Ammar</b>				
<b>Totalité des données</b>	996	$Q_s = 3,0598 \times Q^{1,575}$	1115	$\text{Log } Q_s = 1,528 \text{Log } Q + 0,498$
<b>Souagui</b>				
<b>Totalité des données</b>	597	$Q_s = 7,51 \times Q^{1,53}$	466	$Q_s = 17,45 \times Q^{1,41}$

### **Quantification de l'apport solide et érosion spécifique**

#### **1. Charge solide totale et saisonnière**

La charge solide varie de 96,87 g/s (BS21 Aménagé) à 190,50 g/s (BS21 non aménagé), et de 21,72 g/s (Ouled Ammar aménagé) à 16,97 g/s (Ouled Ammar non aménagé) et de 30,20 g/s (Souagui aménagé) à 38,12 g/s (Souagui non aménagé) (Voir Tab n°4).

#### **2. Turbidité**

En étudiant la variabilité inter annuelle de la turbidité pour chaque couple des micros bassins expérimentaux, il a été constaté l'influence saisonnière. Cette constatation a été faite également par **Kalman** (1978) en établissant un modèle explicatif du transport solide en fonction du débit liquide. A partir de ces constatations, nous avons jugé utile de faire une étude, à l'échelle saisonnière, de la variation de la turbidité en fonction du débit liquide. L'énergie du ruissellement est plus importante que celle de la pluie en zone méditerranéenne et semi aride (**Heusch** et al, 1972).

Après une longue période sèche, les pluies d'automne provoquent les plus forts départs des sédiments. Cela est confirmé par la forte concentration enregistrée cette saison : Valeur de

(7,88g/l) enregistrée au bassin BS21 aménagé avec un  $C_v=1,04$  ; et de (11,87 g/l) au BS21 non aménagé avec un  $C_v=1,22$ . Valeur de (7,99g/l) enregistrée au bassin Ouled Ammar aménagé avec un  $C_v=0,98$  et de (9,94 g/l) au Ouled Ammar non aménagé avec un  $C_v=1,45$ . Valeur de (14,84 g/l) enregistrée au bassin Souagui aménagé avec un  $C_v=0,78$  et de (11,64 g/l) au Souagui non aménagé avec un  $C_v=0,69$ .

Par contre, en **hiver** la turbidité moyenne est n'atteint que : Valeur de (4,68g/l) enregistrée au bassin BS21 aménagé avec un  $C_v=0,88$  ; et de (4,99 g/l) au BS21 non aménagé avec un  $C_v=1,14$ . Valeur de (4,84g/l) enregistrée au bassin Ouled Ammar aménagé avec un  $C_v=0,78$  et de (6,74 g/l) au Ouled Ammar non aménagé avec un  $C_v=1,52$ . Valeur de (7,45 g/l) enregistrée au bassin Souagui aménagé avec un  $C_v=0,64$  et de (10,88 g/l) au Souagui non aménagé avec un  $C_v=0,57$ .

Et au **printemps**, elle est égale à une : Valeur de (5,14g/l) enregistrée au bassin BS21 aménagé avec un  $C_v=0,64$  ; et de (3,14 g/l) au BS21 non aménagé avec un  $C_v=0,64$ .

Valeur de (4,44g/l) enregistrée au bassin Ouled Ammar aménagé avec un  $C_v=0,51$  et de (5,64 g/l) au Ouled Ammar non aménagé avec un  $C_v=0,86$ . Valeur de (4,12 g/l) enregistrée au bassin Souagui aménagé avec un  $C_v=0,41$  et de (5,02 g/l) au Souagui non aménagé avec un  $C_v=0,64$ .

Ces valeurs (hiver et de printemps) sont faibles vis-à-vis de celles de l'automne, malgré le volume d'eau important enregistré durant ces deux saisons.

En **Eté**, elle est de : Valeur de (1,54g/l) enregistrée au bassin BS21 aménagé avec un  $C_v=0,31$  ; et de (1,76 g/l) au BS21 non aménagé avec un  $C_v=0,41$ . Valeur de (1,32g/l) enregistrée au bassin Ouled Ammar aménagé avec un  $C_v=0,41$  et de (0,55 g/l) au Ouled Ammar non aménagé avec un  $C_v=0,62$ . Valeur de (2,16 g/l) enregistrée au bassin Souagui aménagé avec un  $C_v=0,26$  et de (2,25 g/l) au Souagui non aménagé avec un  $C_v=0,49$ .

**TableauII.** Variation inter annuelle de la turbidité en g/l

Année	Bassin Beni Slimane		Ouled Ammar		Souagui	
	Aménagé	Témoin	Aménagé	Témoin	Aménagé	Témoin
<b>Moyenne</b>	<b>8,52</b>	<b>4,04</b>	<b>3,19</b>	<b>3,41</b>	<b>5,51</b>	<b>8,29</b>
<b>Max</b>	<b>18,42</b>	<b>7,85</b>	<b>9,31</b>	<b>8,36</b>	<b>8,51</b>	<b>11,99</b>
<b>Min</b>	<b>0,40</b>	<b>0,60</b>	<b>1,08</b>	<b>0,60</b>	<b>3,29</b>	<b>3,21</b>
<b>Ecart type</b>	<b>4,97</b>	<b>1,87</b>	<b>2,31</b>	<b>2,18</b>	<b>2,05</b>	<b>3,31</b>
<b>Cv</b>	<b>0,58</b>	<b>0,46</b>	<b>0,72</b>	<b>0,64</b>	<b>0,37</b>	<b>0,40</b>

### 3. L'apport solide

Après avoir utilisé l'approche « les corrélations  $Q_s=f(Q_l)$  » à différentes échelles temporelles, nous déterminons les apports solides de toute la période d'observation. Le calcul de l'apport solide moyen inter annuel des micros bassins expérimentaux, donne une idée sur l'importance de transport solide et leur ampleur sur la dégradation du sol dans le bassin versant.

L'apport solide varie de 72,91T (89/90) à 9352,7 T (85/86) du BS211(bassin aménagé) avec un coefficient de variation assez fort,  $C_v=1,9$  et de 736,75T (91/92) à T (2000/2001) pour BS211( bassin non aménagé), on constate une forte variabilité ( $C_v=1,9$ ).

L'apport solide varie de 71,02 T (2001/2002) à 4669,03 T (85/86) du BL1 (bassin aménagé) avec un coefficient de variation,  $C_v=1,44$  et de 56,66 T (2001/2001) à 1625,33 T (91/92) pour BL (bassin non aménagé), on constate une variabilité de ( $C_v=0,96$ ).

L'apport solide varie de 356,67 T(89/90) à 1872,92 T (84/85) du Souagui1 (bassin aménagé) avec un coefficient de variation fort,  $C_v=0,65$  et de 749,61 T (88/89 ) à 1982,04 T (85/86) pour Souagui 2 ( bassin non aménagé), on constate une variabilité de ( $C_v=0,32$ ).

Les valeurs de L'érosion spécifique montre l'importance et le caractère dangereux de l'érosion au niveau du bassin Isser (région de Beni Slimane). Cette constatation confirme l'hypothèse faite par

Tixeront (1960). En étudiant 32 bassins algériens et tunisiens, il a trouvé qu'une pluviométrie entre 300mm et 700mm donne une érosion très active (dégradation spécifique > à 1200t/km<sup>2</sup>/an). Les fortes dégradations spécifiques sont dues principalement aux caractères très irrégulier et orageux des pluies, le bassin versant est faiblement boisé et il est constitué d'une terre très fragile et son relief est fort. Les résultats obtenus, nous permettent de quantifier les apports solides et d'estimer l'érosion spécifique à l'échelle mensuelle et annuelle, et en suite on doit comparer les résultats pour chaque couple des bassins expérimentaux, ce qui nous amènent à tirer des conclusions sur l'effet des aménagements sur le transport solide.

Après avoir utilisé l'approche « les corrélations  $Q_s=f(Q_l)$  » à différentes échelles temporelles, nous déterminons les apports solides de toute la période d'observation. Le calcul de l'apport solide moyen inter annuel des micro bassins expérimentaux, donne une idée sur l'importance de transport solide et leur ampleur sur la dégradation du sol dans le bassin versant.

L'apport solide varie de 72,91T (89/90) à 9352,7 T (85/86) du BS211(bassin aménagé) avec un coefficient de variation assez fort,  $C_v=1,9$  et de 736,75T (91/92) à T (2000/2001) pour BS211( bassin non aménagé), on constate une forte variabilité ( $C_v=1,9$ ). Il varie de 71,02 T (2001/2002) à 4669,03 T (85/86) du Ouled Ammar 1 (bassin aménagé) avec un coefficient de variation,  $C_v=1,44$  et de 56,66 T (2001/2001) à 1625,33 T (91/92) pour Ouled Ammar (bassin non aménagé), on constate une variabilité de ( $C_v=0,96$ ). Il varie de 356,67 T(89/90) à 1872,92 T (84/85) du Souagui1 (bassin aménagé) avec un coefficient de variation fort,  $C_v=0,65$  et de 749,61 T (88/89 ) à 1982,04 T (85/86) pour Souagui 2 ( bassin non aménagé), on constate une variabilité de ( $C_v=0,32$ ).

#### **4. Erosion spécifique**

L'analyse des valeurs d'érosion spécifique estimés pour chaque couple d'un micro bassin montre qu'il existe un variation importante entre les bassins aménagés et témoins car, après la première année de mise en place des aménagements, on enregistre des valeurs très faibles par rapport aux années qui précèdent l'aménagement (Tab n°3). L'année 83/84 à 85/86, l'érosion spécifique estimée au seuil de mesure de **BS211** (bassin aménagé), est de l'ordre 36,12 T/ha. La mise en place des aménagements permettent une réduction à 11,29 T/ha en 86/87, et reste autour d'une moyenne de 5,18 T/ha durant la période de 87/88 à 89/90. Mais, durant l'année 90/91, l'érosion atteint une valeur de 30,31T/ha, ce qui expliquée par la dégradation des aménagements (détérioration des seuils soit par l'effet de sabotage ou par le passage des bétails qui circulent autour de ces ouvrages, et même les arbres par les paysans qui habitent dans ces régions) et par conséquent le transport des sédiments déjà stoppés par le seuil dégradé. Après l'année 91/92, l'érosion spécifique devient d'une valeur de 21,09 T/ha (valeur moyenne sur une période de (1991/1992) à (2001/2002)). Les mêmes remarques pour les micros bassins aménagés de Ouled Ammar et Souagui.

Toute aménagement des micros bassins expérimentaux, nécessite durant des années, des mesures d'entretien et de valoriser le travail de sensibilisation du paysan pour assurer la durée de vie des ouvrages, qui influent sur les bons résultats et sur le rendement des aménagements.

Cette comparaison, nous a permet de déterminer l'impact des aménagements sur le transport solide durant la période avant et après l'aménagement. Ce résultat reste proportionnel, ça est dû à l'insuffisance des données utilisées ainsi qu'à la taille des échantillons. L'impact des aménagements sur le ruissellement atteint son objectif durant les années qui suivent la mise en place des aménagements en réduisant le coefficient d'écoulement pour les bassins expérimentaux.

**Tableau III.** Débits solides, Apports solides, turbidité et Erosion spécifique aux bassins expérimentaux

Caractéristiques	Beni Slimane		Ouled Ammar		Souagui	
	Aménagé	Témoin	Aménagé	Témoin	Aménagé	Témoin
<b>Qs (g/s)</b>	<b>96,87</b>	<b>190,50</b>	<b>21,72</b>	<b>16,97</b>	<b>30,20</b>	<b>38,12</b>
<b>As (T/ha. an)</b>	<b>2901,6</b>	<b>4123,9</b>	<b>448,73</b>	<b>541,41</b>	<b>952,43</b>	<b>1202,1</b>
<b>C (g/l)</b>	<b>8,52</b>	<b>4,04</b>	<b>3,19</b>	<b>3,41</b>	<b>5,51</b>	<b>8,29</b>
<b>Es (T/ha. an)</b>	<b>17,2</b>	<b>38,6</b>	<b>47,83</b>	<b>32,59</b>	<b>35,28</b>	<b>44,52</b>

## Conclusion

L'étude de l'impact des aménagements anti-érosifs sur le transport solide aux niveaux des bassins expérimentaux de Beni Slimane, permet de conclure que parmi les solutions proposées pour diminuer l'érosion et par conséquent le transport des sédiments, les aménagements hydrauliques et biologiques des bassins versants, qui contribuent, et d'une façon clair, à la diminution des phénomènes d'érosion et du transport solide. Cette conclusion est faite après avoir : Quantifier du débit solide, apports solides et l'érosion spécifique, et cela est faite en utilisant les relations existantes entre le débit liquide (facteur qui déclenche l'érosion) et le débit solide. La quantification est effectuée aux différentes échelles temporelles (annuelles, mensuelles, saisonnières et en période humide et sèche). Le modèle retenu est celui de l'échelle mensuelle. Ce dernier tient compte de l'irrégularité climatique. La variation inter annuelle d'un mois donné, durant la période choisie n'est pas importante par rapport d'un mois à un autre de la même année. Les valeurs de l'érosion spécifique estimées dépassent largement le seuil de tolérance généralement admis (12 t/ha. an), du fait de la sensibilité des sols à l'érosion dans les zones à climat semi aride. Mais, Les résultats trouvés confirme, et d'une façon clair que les aménagements antiérosifs jouent un rôle très important dans la diminution du transport solide par effet de blocage des sédiments transportés. Les résultats obtenus confirment la nécessité d'aménager d'abord les bassins versants avant de construire les barrages ou les retenues collinaires. Ce qui facilite la généralisation des aménagements antiérosifs sur la totalité du bassin avec une méthode d'étude et de réalisation détaillée, c'est à dire, avant d'entamer l'exécution des ouvrages antiérosifs. Dans le but de lutter contre le phénomène de l'érosion, une telle opération doit être accompagnée d'une étude complète en prenant en considération les aspects suivants : Sociologie, topographique et réseau de drainage, besoin en eau de l'agriculture de ces régions. Ces derniers points peut être résumé comme suit : Participation des paysans dans toutes les étapes des projets par la sensibilisation pour assurer la surveillance contre la dégradation par les bétails et contre le sabotage ; Etude topographique détaillé, pour déterminer les régions à forte pente et la classification des ravins et la densité de drainage des affluents ; Avoir déterminer les besoins en eau des terres agricoles, la nature des sols et les types de cultures de chaque région.

## Références bibliographiques

**ACHITE.M et TOUAIBIA .B, 2002** : Essai de régionalisation de l'érosion hydrique en zone semi-aride .Cas du bassin versant de l'oued mina (nord ouest Algérien). Acte du colloque international sur l'eau, Chlef les 05 et 06 février 2002.p287-295.

**ARABI .A ,1991** : Influence de quatre systèmes de production sur le ruissellement et l'érosion en milieu montagnard méditerranéen à Médéa-Algérie. Thèse de doctorat, Université JOSEPH FOURIER-GRENOBLE (France) ,272p.

**ARABI .M et ROOSE .Eric, 1993** : Influence du système de production du sol sur l'érosion et le ruissellement en nappe en milieu montagnard méditerranéen (station d'OUZERA en Algérie). Annales de la recherche forestière en Algérie.p65-80.

**ARABI .M, 1985**: Micro bassin versant de BAD LAND. Rapport d'aménagement du micro bassin de BAD LAND. Station de recherche sur la conservation des sols Ouezra (INRF Médéa), Septembre,1985.p56.

**ARABI .M, 1985**: Micro bassin versant de BS21. Rapport d'aménagement du micro bassin de BS21. Station de recherche sur la conservation des sols Ouezra (INRF Médéa), Septembre ,1985.p50.

**ARABI .M, 1985**: Micro bassin versant de Souagui (Ain azerou). Rapport d'aménagement du micro bassin de Souagui. Station de recherche sur la conservation des sols Ouezra (INRF Médéa), Septembre ,1985. P81.

**BOUKHARI .H, 2002** : Etude du ruissellement et du transport solide dans les monts de BENI-CHOUGRANE, Utilisation de la simulation de pluie sur des parcelles expérimentales. Thèse de Magister, Centre universitaire MUSTAPHA STAMBOULI DE MASCARA.128p.

**COSANDEY .C; LAVABRE .J ; FOLTON. N ; MARTIN .C; DIDON-LESCOT.JF; MATHYS .N ; RICHARD .D, 2002**: conséquences de la forêt méditerranéenne sur les écoulements de crue synthèse des recherches menées en France. Acte du colloque international sur l'eau, Chlef les 05 et 06 février 2002.P 130-141.

**HEUSCH. B, 1983** : Etude de l'érosion et des transports solides en zone semi-aride. Bilan des connaissances et synthèse bibliographique : Recherche bibl. sur l'Afrique du Nord. SOGREAH. PNUD. Projet RAP/80/011.P32.

**MEDDI .M et ACHITE .M, 2004**: Essai de quantification du transport solide de bassin de Oued Haddad (nord-ouest Algérien).revue de sécheresse n°14, p17-25.

**MEDDI .M, KHALDI .A et MEDDI .H, 1998** : Contribution à l'étude du transport solide en Algérie du nord. A symposium held at Vienna, juillet 1998, IAHS publ n° 249.P393-398.

**REMINI .B, AVENARD J.M, 1998** : Evolution de l'envasement dans le barrage de Foug El Gharza (Algérie). Bulletin réseau érosion n°18,1998, l'eau et la fertilité des sols.p105-112.

**ROOSE .E, 2004** : La gestion conservatoire de l'eau, et de la fertilité des sols : Une stratégie nouvelle de la lutte anti-érosive pour le développement durable. Revue de sécheresse spécial érosion, volume 15, numéro 1.P5-9.

**TIXERONT, 1960; CAPOLINI, 1969; SAIDI, 1991 in MEDDI .M, 1999** : Etude du transport solide dans le bassin versant de l'oued Ebda (Algérie). Bulletin, Stuttgart, 1999.P 168-183.

**WISCHMEIR, 1968**: Erosion rates and contributing factors in semi arid regions. International seminar on water and soil utilization, Brookings, South Dakota, July 10-18 August, 1986.7p.

**ZEDAM .M, 2007** : Impact des aménagements antiérosifs sur le transport solide du bassin des ISSER « Cas : Bassins expérimentaux de Beni Slimane (W.Médeá). Mémoire de Magister, centre universitaire de Khemis Miliana.145p.



# Simulation de l'érosion hydrique dans un micro bassin versant de l'Oued Mina à l'aide d'un modèle mathématique à base physique WEPP (GeoWepp) couplé à un système d'information géographique ArcGis

Mahieddine M.\*, Errih M.\*\*

\* Université Hassiba Benbouali Chlef.

\*\* Université des Sciences Technologiques - Oran

[mahieddinedza@yahoo.fr](mailto:mahieddinedza@yahoo.fr)

**Résumé** - L'érosion hydrique des sols est un processus naturel accéléré par l'Homme. Au nord de l'Algérie, les conditions topographiques, physiques, géomorphologiques, hydrologiques et socio-économiques sont particulièrement favorables à son enclenchement et à son accélération. L'érosion hydrique a des conséquences directes sur la perte des terres arables et le remplissage des ouvrages hydraulique en sédiments. Plusieurs procédés de lutte ont été utilisés en matière de lutte contre l'envasement des barrages ; reboisements des bassins versants, la surélévation des digues; la construction de barrages de décantation et enfin le dragage.

Face à cette l'ampleur de ce phénomène des modèle empiriques dans un premier temps ont vu le jour mais présentant des limites dans la quantifications des pertes en sol. Ceci, a poussé la modélisation d'aller vers l'avant, ce qui s'est soldé par la naissance des modèles à base physique pour prédire l'érosion grâce au développement du calcul numérique. C'est ainsi qu'ont été développé des modèles à base physique, en autres, **AGNPS, SWAT, STREAM, ANSWERS, GRASS, EUROSEM, SIMWE et WEPP**.

L'une des applications les plus importante récemment développée est l'interface géo-spatiale du **WEPP : GeoWEPP**. Ce model est un lien hybride entre le **WEPP** est les système d'information géographique (**SIG**). Ce lien permet aux utilisateurs de géo-référencer des informations en utilisant un modèle numérique de terrain (**MNT**) afin de créer un modèle spécifique pour prédire l'érosion des sols, le ruissellement à des échelles spatiaux multiples. **GeoWEPP** réalise ces tâches en combinant la technologie du **WEPP** avec l'algorithme **TOPAZ** (Topographic Parameterization) et un système d'information géographique (**SIG**) comme **ArcGis**. Les données nécessaires au fonctionnement du **GeoWEPP** nécessitant plusieurs conversions sont :Un modèle numérique de terrain (**MNT**) pour la région d'étude, un fichier raster pour la couverture du sol, un autre fichier raster pour le sol et enfin un fichier climat type Ascii.

L'objectif de ce travail c'est de prédire l'érosion dans un micro-bassin versant en couplant, pour la première en Algérie, le modèle **WEPP** et son interface géo-spatiale **GeoWepp** à un système d'information géographique **ArcGis**. Cette approche est plus rapides et fournissent des mesures plus précises et plus reproductibles que des techniques traditionnelles appliquées manuellement aux cartes topographiques mais nécessitant plusieurs conversions des données.

**Mots clés** : Simulation, érosion hydrique, wepp (geowepp), arcgis

## Problématique

L'érosion hydrique des sols est un processus naturel souvent accéléré par l'Homme. C'est un phénomène complexe par son caractère irrégulier, aléatoire et par sa discontinuité spatio-temporelle. Au nord de l'Algérie, l'érosion hydrique est très violente, car les conditions topographiques, physiques, géomorphologiques, hydrologiques et socio-économiques sont particulièrement favorables à son enclenchement et à son accélération.

L'érosion hydrique a des conséquences directes sur la perte des terres arables et le remplissage des ouvrages hydraulique en sédiments; donc la diminution de la capacité d'emmagasinement des barrages réservoirs. Selon Nemouchi.A.1998, le levé de 1986/87, a montré que la perte de capacité sur les 28 barrages en exploitations s'élève à 3388,26 hm<sup>3</sup> ; soit 13,2%. Un autre levé réalisé en 1994, sur les 40 barrages mis en exploitation, a estimé les pertes de capacité à 480,20 hm<sup>3</sup> (Journées techniques sur les barrages, Mars 1999). Les études montrent un envasement moyen de (0,1 à 4%) par an des barrages de l'Algérie (Nemouchi.A.1998), avec un cumul de sédiments évalué à 600.106 m<sup>3</sup> se trouvant dans les retenues de 98 barrages selon les estimations de 1998.

Plusieurs procédés de lutte ont été utilisés en matière de lutte contre l'envasement : reboisements des bassins versants, à la surélévation des digues; tel que celui de HAMIZ, K'SOB, et ZARDEZAS, la construction des barrages de décantation comme celui de BOUGHEZOUL à l'amont du barrage de GHRIB, le dragage des barrages; le cas de CHEURFAS I durant la période 1959-1962 et HAMIZ entre 1969-1972. La plus part de ces solutions restent palliatives.

Face à cette l'ampleur de ce phénomène et dès les années soixante, les recherches sur la quantification des pertes de sol ont essayé de modéliser l'érosion hydrique. En effet, à cette période est apparue l'équation Universelle de Perte de Sol (USLE), qui est un modèle d'érosion essentiellement empirique. Bien qu'elle soit largement utilisée à travers le monde, elle possède certaines limitations.

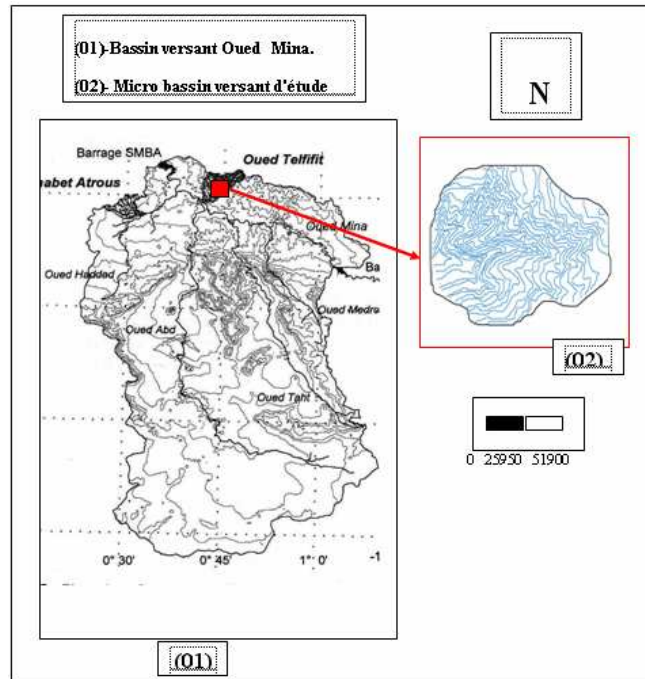
Les limites des modèles empiriques ont poussé la modélisation d'aller en avant et c'est ainsi que depuis une vingtaine d'années, de nouvelles technologies de prédiction de l'érosion ont émergé, en raison, d'une part, du développement du calcul numérique et d'autre part, de l'intérêt croissant dans le suivi de la qualité des eaux de surface (Foster, 1990). Durant cette période ont ainsi été développés des modèles à base physique, en autres, (AGNPS, SWAT, STREAM, ANSWERS, GRASS, EUROSEM, SIMWE et WEPP).

Le principal objectif recherché à travers cette étude est d'estimer les pertes en sol dans un micro bassin versant en utilisant un modèle mathématique à base physique le WEPP et son interface géo-spatiale GeoWEPP couplé à un système d'information géographique (ArcGis).

La recherche au cours de la dernière décade a montré l'utilité d'extraire l'information topographique d'intérêt hydrologique directement à partir des modèles numériques de terrain (MNT). Les techniques sont disponibles pour extraire des propriétés tel que : les pentes, les différentes zones du BV, le réseaux hydrographique, et d'autres données (Jenson et Domingue, 1988 ; Garbrecht et Martz , 1992). Ces techniques sont plus rapides et fournissent des mesures plus précises et plus reproductibles que des techniques traditionnelles appliquées manuellement aux cartes topographiques (Tribe, 1991).

### Situation du micro bassin versant d'étude:

La zone d'étude se trouve dans la partie septentrionale du bassin versant de l'Oued Mina 0 350 km à l'Ouest d'Alger (Fig. 1 ) ayant les coordonnées suivantes : une latitude de 35°29'35" et une longitude de 0°43'20". Toutes les données sont projetées dans le système de coordonnées géographique: UTM WGS 1984 31 Nord..



**Figure 1.** Situation des zone d'étude

### *Caractéristiques du micro bassin versant d'étude*

Notre micro-bassin versant à une surface qui avoisine les 20 ha (19.2 ha exactement), son exposition est orienté vers l'Ouest.

### *Le climat*

Le climat de la zone d'étude est caractérisé par des étés chaud et sec et des hivers froids et pluvieux. La température maximale avoisine les 32°C (31,31 °C) et la minimale tourne autour de 7,24°C. La pluviométrie annuelle (2008) dépasse légèrement les 250 mm (277mm exactement). La radiation solaire faible au début de l'année mais les forts pic sont observées aux mois de juin et juillet août.

### *Le relief*

Notre bassin versant se présente comme un plateau à inter fleuves parfois plats et le plus souvent bombés, profondément incisé par un réseau dense de ravins. Le réseau hydrographique est dense, et le sens d'écoulement est de l'Est vers l'Ouest

### *Delimitation et analyse des bassin versants*

**GeoWEPP**, Ce model est un lien hybride entre le Wepp est les système d'information géographique (SIG). Ce lien permet aux utilisateurs de géo référencer des informations en utilisant un modèle numérique de terrain (MNT) afin de créer un modèle spécifique pour prédire l'érosion des sols et également le ruissellement à des échelles spatiaux multiples. **GeoWEPP** détermine quant et où se produit le dépôt et le ruissellement et localise les possibles endroits de sédimentation. **GeoWEPP** réalise ces tâches en combinant la technologie du **WEPP** et un système d'information géographique (SIG) comme ArcGis

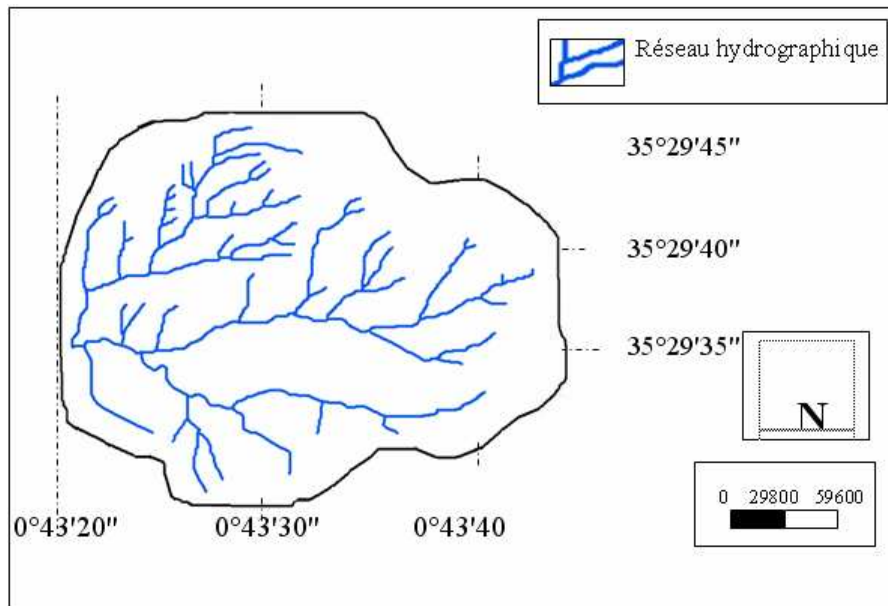


Figure 2. Carte de réseau hydrographique

Les données nécessaires au fonctionnement du **GeoWEPP** sont :

- Un modèle numérique de terrain (MNT) pour la région d'étude.
- Un fichier raster pour la couverture du sol,
- Un autre fichier raster pour le sol.
- Un fichier climat type Ascii

Ces données doivent être converties en fichiers types ASCII, dans le prétraitement des données. **GeoWEPP** produit des cartes basées sur des pixels d'érosion.

L'analyse du MNT passe par plusieurs étapes selon le diagramme de la figure ci-dessous

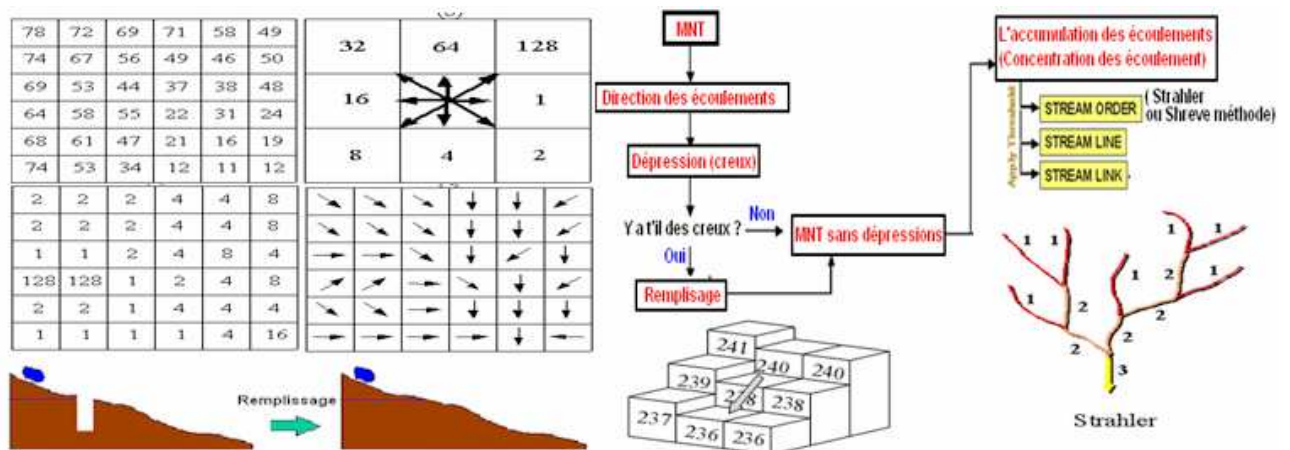


Figure 3. Diagramme d'extraction des informations à partir d'un MNT

### Préparation des données d'entrées du GeoWEPP

Tous les modèles à base physiques, tel que le GeoWEPP, certes, sont précis, rapide et puissant, donc les résultats sont impérativement rapidement obtenus mais le problème réside dans la préparation des données d'entrées (Input). En effet chaque modèle fonctionne avec un certain type de données, ce qui nécessite beaucoup de conversion, ceci passe inévitablement par la maîtrise parfaite de toutes les techniques du système d'information géographique utilisé (ArcGis dans notre cas), ce qui se traduit par d'énorme effort et beaucoup de temps

## Le modèle numérique de terrain (MNT)

Le modèle numérique de terrain (MNT) est le fichier central de toute étude d'un bassin versant. On était obligé de cerner par digitalisation les courbes de niveaux de notre bassin versant. Dans un deuxième temps, il fallait créer un fichier raster des courbes de niveaux digitalisées par interpolation en utilisant la commande TopoRaster d'ArcGis.

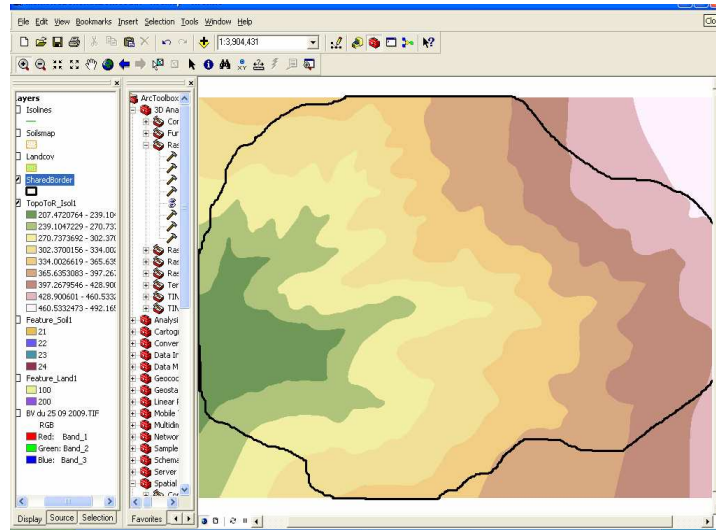


Figure 4. Interpolation des isolines

Une deuxième conversion était nécessaire pour obtenir un mnt type Ascii, alors on était contraint de faire une nouvelle conversion, cette fois-ci, de raster to ASCII. Le MNT .Ascii obtenu (Fig n°5) par conversion, est composé de 335 colonnes et 251 lignes, soit un nombre total de 84085 valeurs représentant les altitudes de notre bassin versant d'étude. Ceci fait que chaque valeur d'altitude est obtenue toute les 10 m, ce qui donne un MNT de bonne précision et de bonne résolution.

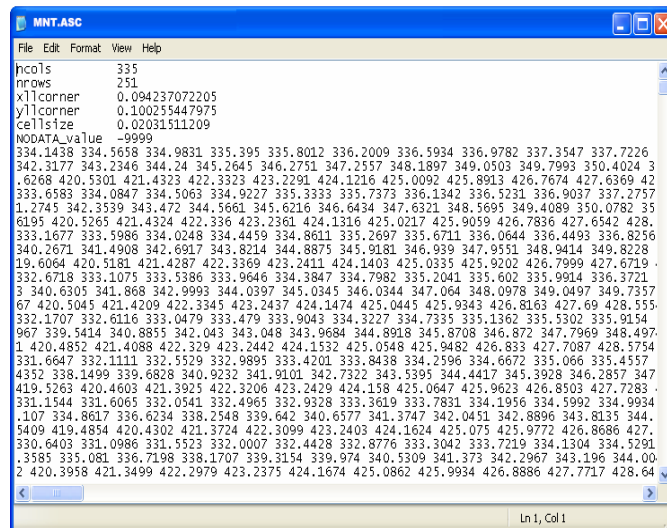


Figure 5. Le fichier mnt.asc obtenu par conversion

## Le fichier sol du bassin versant

Après la conversion avec la commande Featuretoaster (Fig. n°:6 ), on voit que cette fois-ci, les quatre entités ( les quatre polygones) de la table des attributs sont représentées par des valeurs numériques 21, 22, 23 et 24, (suivre les flèches) dans la table of content ( T.O.C).Maintenant, pour que le traducteur du modèle GeoWEPP, c'est à dire le TOPAZ, traduit les entités 21, 22, 23 et 24 en texte, pour déterminer et décrire en texte ce que représentent ces valeurs numériques réellement sur le terrain, il faut créer et associer deux autre fichiers (Soils.txt et Soildb.txt) au fichier raster pour réussir la traduction et éviter également que le TOPAZ ne se plante pas. Il faut que chaque valeurs numérique se trouvant dans la table des attributs du fichier

raster, doit être représentée dans le fichier soils.txt et accompagné d'une description (voir Fig. n°: 7), tout en respectant le format décrit auparavant

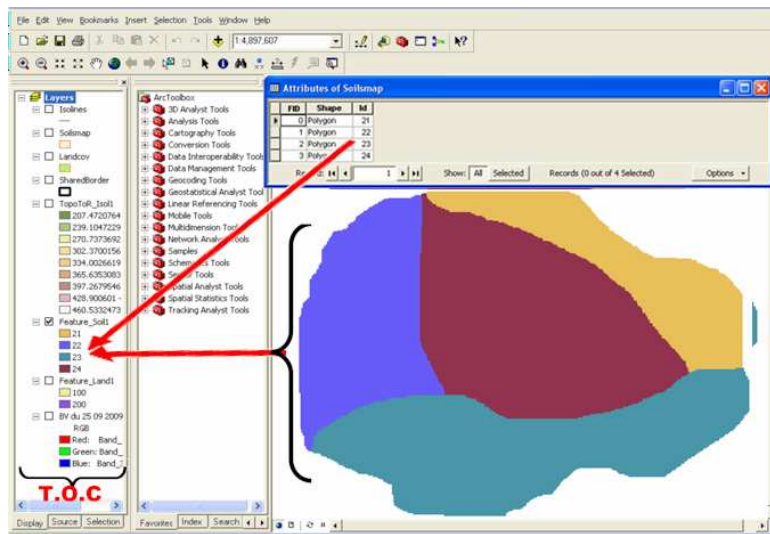


Figure 6. le fichier de forme sol après la conversion:featuretoraster

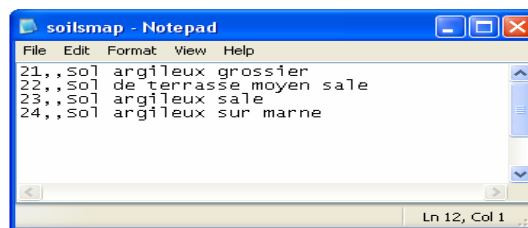


Figure 7. le fichier soil.txt selon le format approprié

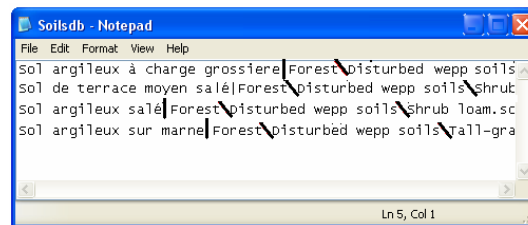
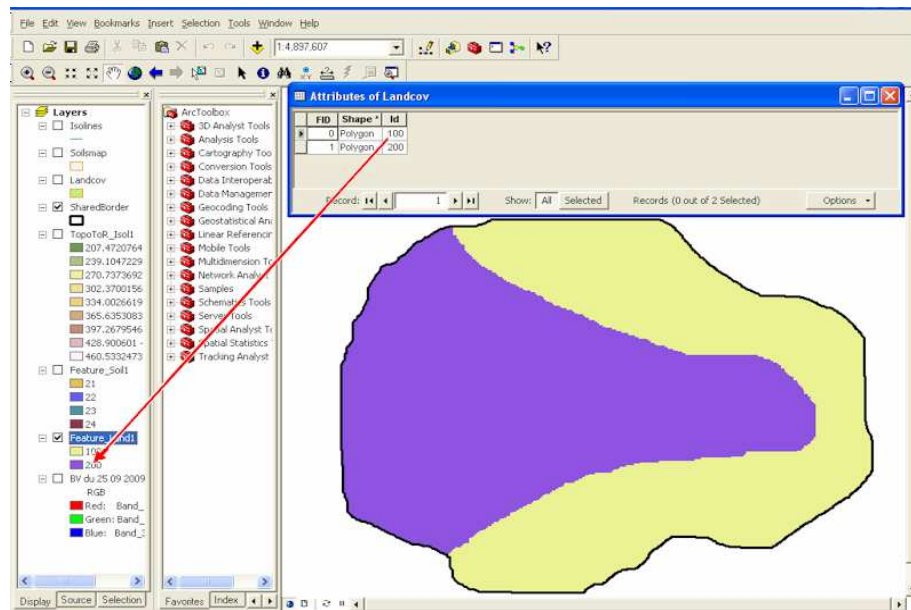


Figure 8. Le fichier soilsdb.txt reliant la description et le chemin de type de sol.

La barre verticale | exprime la fin de la description et la suite montre au TOPAZ, le chemin du type de sol contenu dans la base de données du WEPP

### ***Le fichier Landcov (occupation du sol) du bassin versant***

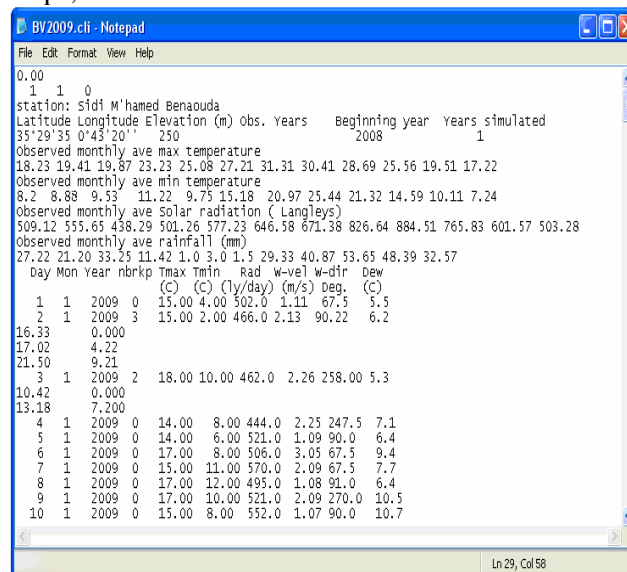
Plusieurs conversions devenaient nécessaires, car il faut définir ce que représentent sur le terrain les valeurs numériques en les identifiant par des descriptions. A l'aide de la commande featuretoraster, on a procédé à la conversion du fichier de forme original et cette fois-ci deux entités (deux polygones) composant la carte d'occupation des sols, sont représentés au niveau de la table of content (T.O.C) par des valeurs numériques 100 et 200. Maintenant pour le TOPAZ, ces valeurs numériques ne veulent rien dire, il faut l'aider à faire la traduction pour décrire ce que représentent ces derniers, en créant deux fichiers (Landcov.txt et Landcovdb.txt). Pour le fichier landcov.txt le format est différent de celui du soils.txt



**Figure 9.** le fichier raster après conversion d'occupation des sols

### *Le fichier climat du bassin versant d'étude*

Afin de générer le fichier climat par le **BPCDG** et non pas par le **WEPP**, pour des raisons que nous avons déjà évoquées, nous avons fait appel à quatre fichiers types **ASCII**, créés à l'aide du **Note Pad** et **L'Excel**. En lançant le **BPCDG**, dans un premier temps, on introduit le nom de code de la station météo « **BV** » et on valide. Dans un deuxième temps, on saisit l'année de la simulation « **2009** » et on valide



**Figure 10.** Le fichier climat généré par de BPCDG.

alors le programme commence le traitement des données des quatre fichiers et si ne décelant aucune erreur il génère un fichier de la station météo nommée « **BV2009.cli** » voir ( Fig. n°:10

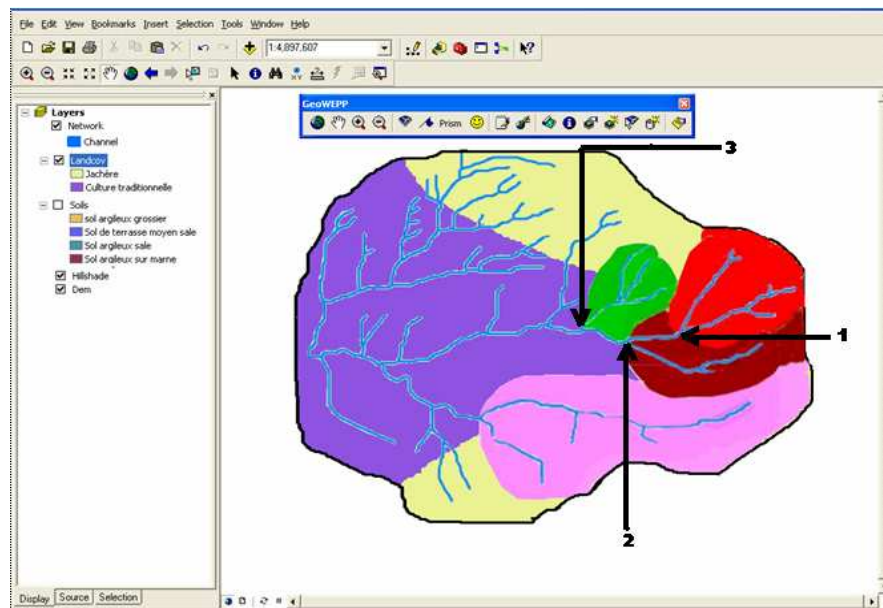
### *La simulation de l'érosion à l'aide du GeoWEPP*

Le processus de simulation par GeoWEPP passe par plusieurs étapes. Nous nous limitons aux principales étapes car le processus est assez long.

Après le lancement du GeoWEPP et Une fois tous les fichiers de données Ascii sont introduit, GeoWEPP (TOPAZ) commence la délimitation du réseau hydrographique. Automatiquement après la délimitation du réseau hydrographique, le GeoWepp passe la main à ArcGis qui commence à faire la conversion des données du type **Ascii** vers le type **raster**.

Pour délimiter un sous bassin versant, on clique par le biais de la souris sur son exutoire final, automatiquement le bassin versant approprié est délimité (voir Fig. n°: 11). On remarque effectivement dans le T.O.C (table of content = table des matières) d'ArcGis, que le réseau hydrographique a été créé, le MNT (dem) et son ombrage (Hillshade) y figurent. On voit surtout que les deux couches (layers) soils et landcov sont là avec la légende détaillée en texte et non pas en valeurs numériques. Si on est satisfait de la délimitation on valide.

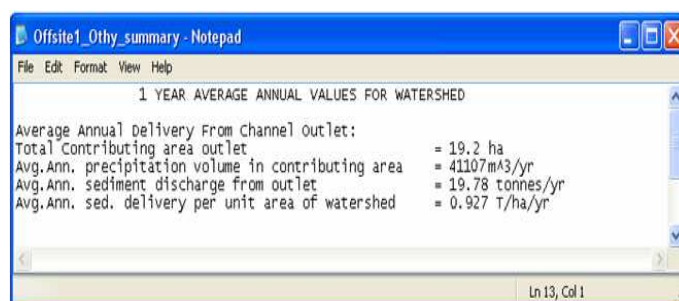
On charge successivement le fichier climat, le fichier d'occupation des sols, les types de sol et le fichier climat. S'il n'y a pas de changements de dernière minutes, on procède à la simulation proprement dite en utilisant uniquement la méthode appelée «**Watershed**» qui peut exploiter au maximum un nombre de 2900 sous bassins versants ( Hillslope) composées de 1000 tronçons chacun. La simulation peut prendre beaucoup de temps, selon la configuration du Micro-ordinateur (RAM et processeur)



**Figure 11.** Délimitation des sous bassins versants et conversion de légende

La méthode de simulation "**Watershed**" appelée également "**Offsite**", calcule et affiche les résultats de simulation au niveau de l'exutoire final de tous les sous bassins versants (Hillslope), comme le montre la figure n°12. On relève que le calcul se fait "hillslope" par "hillslope" (sous bassins versants = terrain en pente) et que le nombre de sous bassins versants traités dépasse la vingtaine.

La figure ci-dessous montre les résultats des pertes en sol estimés pour une année de simulation. Les précipitations de l'année 2008 tombant sur notre bassin versant, ont provoquées un ruissellement de 41107m<sup>3</sup>.



**Figure 12.** Résultats d'érosion estimés pour une année de simulation

Ceci, fait que l'infiltration au niveau de notre bassin versant avoisine les 28% (exactement 27.91%), soit 82.91 mm ont été absorbées par le sol et évaporées.



Les pertes en sol sont estimées à 0.927 t/ha/an, ce qui représente une perte totale au niveau du bassin versant de 19.78 t/an. Cette valeur est conforme uniquement à la seule forme d'érosion appelée "érosion en nappe" dont les pertes sont estimées autour de 1t/ha/an. Or dans un bassin versant sensible à l'érosion dont le sol est essentiellement argileux (des marnes), où règnent les différents types d'érosion (érosion en nappe, érosion en rigole, érosion ravinatoire), ce chiffre est nettement inférieur à la norme admise dans ces situations qui est supérieur à 10t/ha/an. Ces faibles pertes d'érosion peuvent être expliquées par le fait que les données météorologiques du fichier climat utilisées par le modèle sont souvent entachées de beaucoup d'erreurs. En plus, la méthode de simulation "Watershed" utilisée ne tient pas compte de la variabilité spatiale, ce qui influe directement sur les résultats. À ces contraintes, on peut ajouter le fait de la non maîtrise totale du modèle, où plusieurs options ont été utilisées par défaut. En effet pour un modèle aussi puissant et pour une première ça reste toujours difficile.

## Conclusion

Loin d'être considérés comme des valeurs absolues, les résultats obtenus pour la présente étude ne représentent que des valeurs relatives pouvant nous aider par la suite à maîtriser la modélisation des phénomènes naturels à grande échelle. Cette technique utilise actuellement les données rasters et vecteurs pour extraire beaucoup de paramètres d'un bassin versant avec une fiabilité garantie à partir d'un modèle numérique de terrain (MNT).

La relativité de ces résultats est inhérente aux limitations de la méthodologie utilisée pour la présente étude. Parmi ces limitations, on peut citer:

- La méthode de simulation appelée "Watershed" pour laquelle nous avons opté qui ne tient pas compte de la variabilité spatiale.
- Un déficit de la fiabilité des données météorologiques de la région
- Des outils aussi puissants que le Wepp (GeoWepp) et l'ArcGis, nécessitent beaucoup de temps pour une meilleure maîtrise.

D'après les objectifs fixés par cette étude, les conclusions suivantes s'imposent :

- Ce travail nous a permis d'utiliser des fonctions très puissantes de transformation et conversion des données. Ceci représente le noyau de tout système d'information géographique (SIG) car ce dernier est basé sur tout un éventail de formats de données.
- Les résultats obtenus restent loin des valeurs standards connues (0.927 t/ha/an par rapport à des valeurs supérieures à 10t/ha/an) mais les limites de cette étude sont cernées ce qui donne la possibilité dans un proche avenir d'améliorer davantage la technique pour de meilleurs résultats.

## Références bibliographiques

**Garbrecht et Martz , 1992**, the assignment of drainage direction over flat surface. Journal of hydrology, Vol.183 in raster digital elevation models.

**Jenson et Domingue, 1988**. Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis.

**Nemouchi.A**, l'envasement des barrages en Algérie, 1988. Jenson et Domingue, 1988.

**Trib, 1991**, automatic recognition of valley line and drainage network from grid digital elevation models : arcview and new methods. Journal of hydrology.

# Diagnostic de l'état de pollution (sol/sédiments) de la côte mostaganemoise (Tranche allant de Kharouba à la Mactaa)

CHERIF N.\*, A. IDDOU\*, S. BENSADK\*, M. S. OUALI\*

\*Laboratoire de valorisation des matériaux et traitement des nuisances. Université de Mostaganem.  
[nassimacherif@yahoo.fr](mailto:nassimacherif@yahoo.fr)

**Résumé** - Protéger l'environnement c'est étudié la toxicologie des écosystèmes et par conséquent déterminer les types et les formes des toxiques qui peuvent être à l'origine de pollution. Nous nous sommes proposés l'analyse de certains contaminants minéraux dans les écosystèmes édaphiques dans une branche de la côte mostaganémoise. Il s'agit en fait d'analyser les sols et les sédiments. Cette étude a montré que les écosystèmes sont contaminés à un seuil, tel qu'il n'est pas visible directement à l'œil nu. Mais il est nécessaire de prendre des précautions surtout concernant la contamination métallifère, pris comme modèle de pollution. Les résultats ont montré que le contaminant dominant est le plomb dont la présence est due à la route nationale liant Mostaganem à Oran.

**Mots clés** : Protection de l'environnement, toxicologie, contaminants minéraux, côte mostaganémoise, écosystèmes édaphique.

## Introduction

Historiquement, le problème de l'environnement a commencé à devenir une préoccupation de toutes les nations dès les années 50, suite à l'impact du développement notamment sur la santé des êtres vivants et sur les ressources naturelles pour les pays industrialisés d'abord et ensuite pour les pays en voies de développement ; car la dégradation de l'environnement n'est qu'une des conséquences de l'effort du développement qui a toujours privilégié les impératifs économiques au détriment des équilibres écologiques. Par ailleurs, le développement inégal des nations est, par définition, générateur de déséquilibres importants en matière de distribution des ressources et du progrès. Ce développement contribue également, et de manière significative, à la dégradation de l'environnement. [1]

Parmi les éléments toxiques qui sont à l'origine de la dégradation de l'environnement on peut citer les métaux lourds qui causent des dégâts importants au niveau des sols et des végétaux. Cette contamination est d'autant plus importante que les risques d'incorporation dans les chaînes alimentaires sont élevés et ce, grâce aux multiples processus métaboliques. Les espèces toxiques vont de la sorte pénétrer dans les réseaux trophiques des écosystèmes, s'intégrer au cycle de la matière dans les biocénoses et enfin exercer une action néfaste sur d'innombrables espèces végétales et animales.

Cette étude a pour but d'évaluer le taux de contamination des sols et sédiments d'une partie du plateau de Mostaganem, plus précisément à une partie de son littoral qui est sujet à certaines agressions.

## Matériels et Méthodes

### *Situation géographique et caractères généraux du plateau*

Le plateau de Mostaganem, situé à une centaine de kilomètre à l'Est d'Oran et au sud de la localité du même nom, se présente comme une aire tabulaire comprise entre :

- La vallée du cheliff au nord;
- La vallée de la mina et les monts de Bel-Hacel à l'Est,
- La méditerranée à l'Ouest;
- La dépression de la Macta au Sud.

Ce plateau d'une superficie de 682 km<sup>2</sup> s'abaisse régulièrement vers l'Ouest en direction de la plaine d'El Habra et du Golfe d'Arzew et se compose d'une série de dépression et de rides parallèles orientée SW-NE, dont l'altitude moyenne (voisine 200m) descend progressivement jusqu'à 100m au niveau de la Macta. Au NE, il vient butter sur l'éperon crétacé du Djebel Diss (Dahra) dont l'altitude est voisine de 400m alors qu'au SE, il est bordé par une ligne de relief limitée par les forêts d'Ennarou et l'Akboube qui le séparent de la plaine de Relizane.

Sur le plan Morphologique, ce plateau se compose de 2 secteurs :

- Une frange littorale : les dunes littorales et les formations grésifères du quaternaire dessinent un arc dont il est la résultante de l'action des vents dominants et de la houle sur les structures régionales.
- Le plateau proprement dit : Nous distinguons, sur la partie occidentale, de faibles ondulations séparées par des vallées en forme de fuseaux.

### **Méthodes**

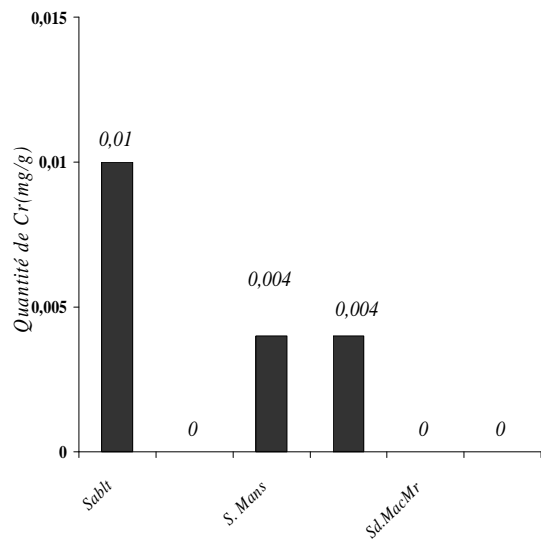
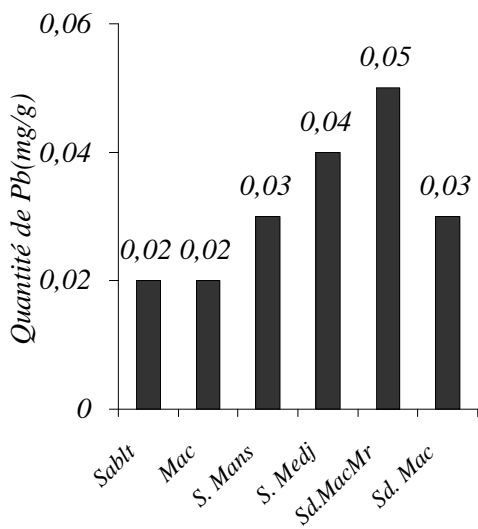
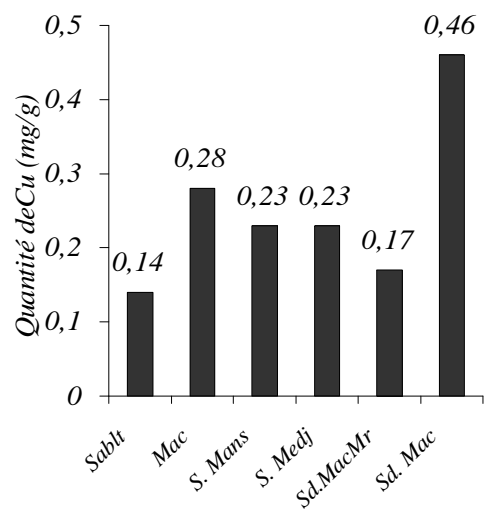
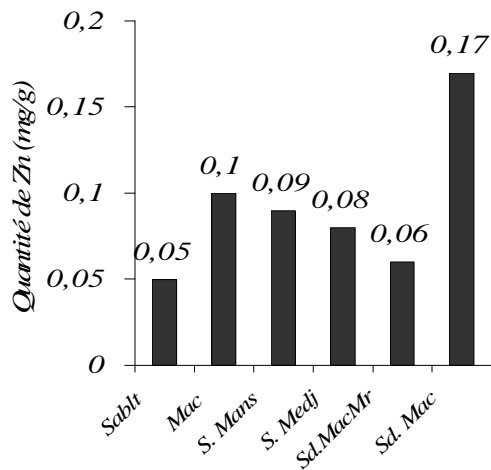
Le but à atteindre consiste essentiellement à obtenir des prélèvements représentatifs du sol. Ces prélèvements sont effectués, dans des flacons bien propres et stériles, à l'aide d'une carotte. Les flacons sont bien fermés et sont ensuite transportés au laboratoire pour analyse.[2]

Les échantillons de sols des différentes stations ont été prélevés à 50 mètres de l'autoroute (ORAN-MOSTAGANEM) à deux niveaux, en surface et à une profondeur de 50cm. Ils sont ensuite placés dans des récipients fermés hermétiquement pour une bonne conservation avant analyse.

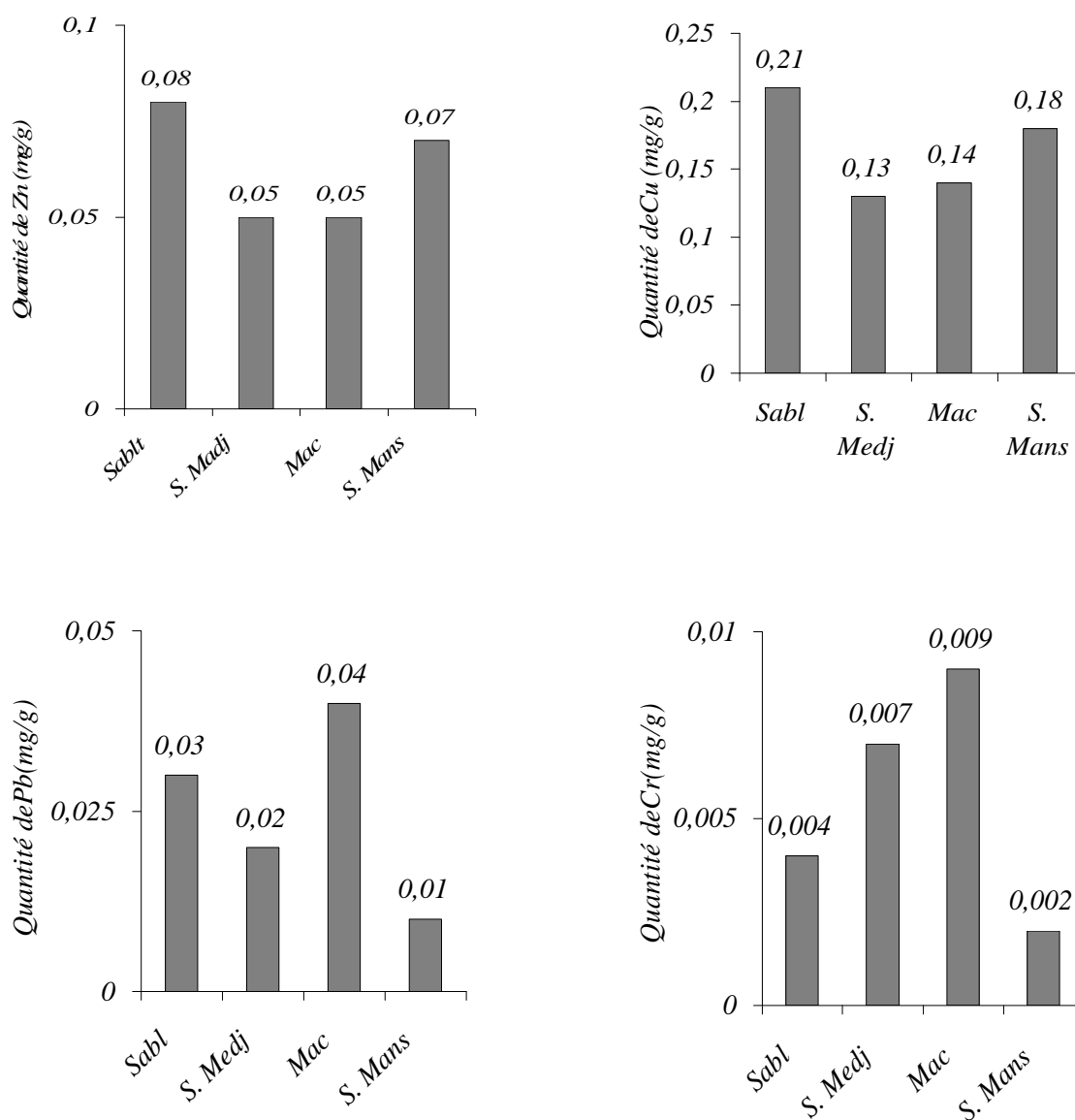
## **Résultats et discussions**

Les résultats de l'analyse de traces métalliques dans les matrices : sédiments, sols en profondeur et sols en surface montrent clairement que :

- ✓ Les quantités de Zinc, au niveau de la surface des sols et des sédiments, varient entre 0,05 et 0,17 mg/g (50 et 170ppm), avec une valeur maximale au niveau de la station de la Macta. La plus petite valeur a été enregistrée au niveau de la même station mais dans le sédiment prélevé des marécages. Ces valeurs sont de l'ordre des concentrations naturelles de cet élément dans les sols : 10 à 300ppm [3]. Les mêmes constatations sont faites pour les sols prélevés à 50cm de profondeur avec des concentrations allant de 50 à 80ppm.
- ✓ Le cuivre constitue avec le zinc les éléments qui font partie de la liste des oligo-éléments dans le sol et les plantes. De ce fait, nous avons noté des anomalies quant à la concentration de l'élément cuivre dans les sols prélevés en surface, en profondeur, ainsi que les sédiments. En effet, nous avons enregistré des valeurs allant de 0,14 à 0,46 mg/g dans les sols en surface et les sédiments soit 140 à 460 ppm, et de 0,13 à 0,21 mg/g dans le cas des sols prélevés à 50cm de profondeur, soit 130 à 210ppm. Ce qui représentent des valeurs nettement supérieures à la normale qui est comprise entre 5 et 100ppm.
- ✓ La présence des éléments plomb et chrome, en quantité considérable dans la majorité des cas, est un indice de pollution. Le cas du plomb est le plus captivant du fait de l'existence d'un axe routier le long de la côte Mostaganémoise.



**Figure 1.** Evolution de la concentration des métaux dans les sols en surface et dans les sédiments.



**Figure 2.** Evolution de la concentration des métaux dans le sol à 50cm de profondeur.

## Conclusion

La tranche côtière du plateau de Mostaganem, prise en considération, et qui a fait l'objet d'analyses révèle la présence de pollution métallifère. Les sols analysés présentent parfois des concentrations en métaux supérieures à la norme. Cette présence n'est due qu'à la contamination par une pollution atmosphérique due aux gaz d'échappement et qu'il faudrait mettre en évidence.

L'étude mérite d'être poursuivie pour mieux cerner l'origine de la pollution métallique détectée dans les sols analysés.

## 6. Références bibliographiques

1. O. FREMAU « Industrie et environnement » 1994. Paris.
2. S. FRONTIER « Stratégies d'échantillonnage en écologie » 1983. Paris.
3. J. M. GOBAT « Le sol vivant » 1998. Lausanne.

# Evolution de la porosité des sols argileux du Bas-chélif sous contraintes salines

Saidi Djamel.\*

\*Faculté des sciences Agronomiques et des Sciences Biologiques, Université de Chlef, BP151, Chlef Algérie.

[Saidi\\_djamal@yahoo.fr](mailto:Saidi_djamal@yahoo.fr)

**Résumé** - Les variations de la porosité des sols salins et sodiques de texture argilo - limoneuse ont été étudiées par différentes méthodes (porosimétrie au mercure, mesure de l'infiltration, rétention en eau, observation microscopique). Les résultats montrent que les conditions salines permettent d'augmenter le volume poral total ( $V_T$ ) des agrégats. Ainsi, une contrainte saline de 53 % d'ESP provoque une augmentation du volume poral total de 63,4 %. Les courbes de distribution des diamètres de pores révèlent en outre, l'existence de trois volumes poraux distincts  $V_A$ ,  $V_B$ ,  $V_C$ , correspondants respectivement aux volumes poraux structuraux, lacunaires et argileux. Les deux premiers volumes poraux varient linéairement avec le pourcentage du sodium échangeable, contrairement à celui de la phase argileuse. Les résultats relatifs à l'influence de l'ESP sur l'évolution des volumes poraux nous observons que  $V_C > V_A > V_B$  avant que le seuil de 11% d'ESP soit atteint. Lorsque ce seuil est atteint et/ou dépassé la tendance s'inverse et donne lieu au classement  $V_A > V_B > V_C$  ainsi qu'à une stabilisation de l'infiltration finale des sols témoignant d'une extension complète de la croûte sédimentaire.

Les observations des lames minces à l'échelle de l'agrégat montrent au départ l'organisation microstructurale avec son assemblage régulier. Elle évolue ensuite en raison des mécanismes de désagrégation associés aux conditions salées jusqu'à la réorganisation du massif d'agrégats avec formation des microhorizons.

**Mots clés** : Porosité, structure, rétention en eau, infiltration, salinité, sodicité

## Introduction

L'analyse de la porosité du sol repose fréquemment sur l'hypothèse distinguable à partir de deux compartiments poraux d'origines différentes (Stengel, 1979 ; Monnier et Stengel, 1982). La porosité structurale qui résulte de l'action d'agents extérieurs (facteurs climatiques, organismes vivants, travaux agricoles), et la porosité d'origine texturale qui résulte de l'assemblage des particules élémentaires. On considère généralement que la porosité texturale varie essentiellement en fonction de la nature des particules élémentaires (granulométrie et minéralogie) et de l'état hydrique. Cette porosité texturale peut elle-même être décomposée en deux sous-compartiments (Fiès et Zimmer, 1982 ; Fiès, 1984) : la porosité lacunaire, de dimension plus proche de celle du squelette limoneux ou sableux, est due à l'assemblage de la phase argileuse avec les grains du squelette, et la porosité de la phase argileuse qui résulte de l'assemblage des particules fines entre elles.

Lorsqu'un sol est soumis à des contraintes salines, les deux compartiments structuraux et texturaux sont affectés de façon différente. Aux échelles microscopiques et mésoscopiques, la porosité des sols est dépendante de la fraction argileuse et de l'histoire des contraintes subies par le sol (Halitim *et al.*, 1984 ; Bruand *et al.*, 1988 ; Bruand, 1993), excepté dans le cas des sols sableux (Coulon et Bruand, 1989) et de certains sols limoneux (Grimaldi, 1986), où le compartiment textural n'est généralement pas modifié. En ce qui concerne les argiles, Halitim *et al.*, 1984 ont montré qu'une contrainte sodique de 10 à 80 % d'ESP (Exchange Sodium Percent) provoque en particulier une augmentation de la porosité de la montmorillonite du Wyoming de 0.5 % à 18 %.

Ce travail a pour objectif de cerner les variations du spectre poral des sols des plaines du Cheliff qui sont de texture argileuse à argilo limoneuse et qui présentent des conditions salines très variables. Les variations de la porosité et de la distribution de la taille des pores sont étudiées par une analyse en porosimétrie à mercure et sont comparées aux observations microscopiques et aux mesures de comportements hydriques.

## **Matériels et méthodes**

### ***1 - Caractérisations des échantillons étudiés***

Sept (7) échantillons ont été prélevés des horizons de surface des sols du Bas Cheliff qui présentent des caractéristiques soit de sols peu évolués, soit de sols halomorphes (CPCS, 1967). Ces sols ont une forte instabilité structurale (Saidi, 1992). L'échantillonnage a été réalisé afin de couvrir une large gamme, aussi bien des niveaux de salinité (exprimée par la conductivité électrique de l'extrait de pâte saturée en dS/m à 25°C, et notée CE) que de la sodicité (exprimée par le taux de saturation en sodium échangeable en % de la capacité d'échange cationique, et notée ESP (Exchange Sodium Percent)).

Les caractérisations des échantillons portent sur l'analyse granulométrique effectuée par la méthode internationale à la pipette de Robinson, sans décarbonatation après dispersion à l'hexaméthaphosphate de sodium. La teneur en carbone organique est déterminée selon la méthode Anne. Le pH du sol est mesuré dans une suspension terre/eau de 1/2,5. Le calcaire total est obtenu par volumétrie à l'aide du calcimètre de Bernard. Les surfaces spécifiques ont été mesurées par adsorption de l'Éthylène Glycol Mono Ethyle Ether (EGME), selon le protocole développé par Heilman *et al.*, (1965). La capacité d'échange cationique et l'extraction des cations échangeables ont été déterminées à un pH très proche de celui du sol par échange avec du chlorure de cobaltihexammine selon la méthode décrite par Ciesielski *et al.*, 1997 dans un laboratoire accrédité d'analyse de l'INRA d'Arras (France). Ces méthodes sont normalisées (AFNOR, 1996).

Par la suite, des volumes non perturbés de dimensions décimétriques ont été choisis. Avant chaque série de déterminations, les échantillons ont été fragmentés à la main en mottes de quelques centimètres cubes de volumes pour lesquels l'organisation naturelle a été conservée.

### ***2 - Préparations des lames minces***

Les échantillons naturels, non perturbés et prélevés à la surface du sol sous forme de mottes ont été séchés à l'air et imprégnés dans une résine polyester non miscible à l'eau diluée à 30 % par du styrène. Cette technique est utilisée pour la fabrication des lames minces suivant la méthode de Guilloré (1980). Les dimensions des lames minces réalisées sont de 45 mm x 60 mm. Elles sont non polies et non recouvertes. Ces lames minces sont étudiées sur la base des photogrammes à un niveau d'organisation accessible au microscope optique polarisant. Elles sont décrites suivant Bullock *et al.*, (1985).

Cinq microstructures ont été choisies. Elles présentent des caractéristiques descriptives et d'identification, représentatives des états d'organisation structurale des sols couramment

rencontrés dans les échantillons du Cheliff. Parmi elles, deux microstructures de croûtes (structurale et sédimentaire) de sols salés et sodiques sont traitées.

### **3 - Porosimétrie au mercure**

La porosité de ces mottes a également été étudiée en porosimétrie au mercure (Murphy *et al.*, 1977 ; Fiès, 1984 ; D'Acqui *et al.*, 1994). Les mesures portent sur des fragments des massifs séchés au préalable à l'étuve pendant 24 h à 105 °C puis forcés à travers des tamis pour obtenir des agrégats pesant environ 1.5 g .

L'appareil utilisé est un porosimètre de type Micromeritics Pore Sizer 9310. Il permet d'exercer une pression d'intrusion variant de 0,003 à 200 MPa, correspondant à des diamètres équivalents de 0,006 à 400 µm. L'angle de raccordement du mercure est fixé à 130° et la tension superficielle à 4,84 N m<sup>-1</sup>. Chaque analyse a été programmée pour permettre d'effectuer 53 intrusions de mercure. Le mercure est un liquide non mouillant, formant au contact de la plupart des matériaux minéraux un angle de raccordement supérieur à 90°. L'introduction du mercure dans des matériaux poreux se fait donc par application d'une certaine pression (P), en assimilant un pore à un capillaire ; la pression exercée pour remplir celui-ci est donnée par la loi de Laplace :

$$P = 4\gamma\cos\alpha / d$$

P = pression exercée

$\gamma$  = tension superficielle du mercure (0,484Nm<sup>-1</sup>)

$\alpha$  = angle de contact entre le mercure et la paroi du pore,

d = diamètre du pore (µm).

Dans cette étude, les volumes de mercure introduits dans les cellules sont mesurés à l'équilibre pour chaque pas de pression. Les résultats sont représentés sous la forme de courbes du volume cumulé de mercure introduit (mm<sup>3</sup>.g<sup>-1</sup>) en fonction du diamètre de pores équivalent (µm). Les mesures ont été réalisées en deux répétitions.

### **4 - Mesure de l'infiltration du sol sous pluie simulée**

Les averses artificielles ont été mises en oeuvre à l'aide d'un dispositif d'aspersion. Le simulateur de pluie est de type IRD (ORSTOM), conçu par Asseline et Valentin (1978). Il est constitué d'un système d'arrosage fixé au sommet d'une tour pyramidale de 4 mètres de haut et protégé de l'action du vent par une bâche amovible. L'aspersion est assurée par un gicleur calibré, monté sur un bras oscillant dont le mouvement est imprimé par un moteur électrique. Cet infiltromètre à aspersion permet de simuler des pluies d'intensités contrôlables sur une placette de 1 m<sup>2</sup>. La gamme d'intensité disponible varie de 20 à 150 mm.h-1. Le protocole de simulation comprend plusieurs essais pluvieux d'une intensité moyenne de 30 mm.h-1 pendant 90 minutes, soit 45 mm de précipitation. Cette dernière est obtenue avec un réglage de la pression de 1,7 bars au niveau du gicleur et elle correspond bien à celle rencontrée dans la zone d'étude pour un événement pluvieux naturel de récurrence décennale.

Le dispositif, qui permet de travailler à l'échelle d'un massif d'agrégats et à succion imposée, est préconisé dans les modèles conçus par Fiès et Panini (1995) et Saidi *et al.*, (2004). Le cylindre plastique de 5cm de diamètre, reçoit environ 120g d'agrégats secs de taille 3-5mm à la densité apparente de 1,5g.cm<sup>3</sup>, qui forment une couche d'épaisseur 40 mm sur une couche de sable épaisse de 10mm. (En considérant que la densité moyenne de la fraction solide du sol est de 2,65g.cm<sup>3</sup>, le volume des pores du lot d'agrégats dans le cylindre serait de 45 cm<sup>3</sup>). Les cylindres sont transparents afin de pouvoir contrôler visuellement l'humectation. Ils sont perforés à leur base pour permettre l'évacuation de l'eau et la mesure de l'infiltration. Les échantillons sont d'abord saturés par la base. Ils sont ensuite exposés à une pluie simulée (eau permutée) jusqu'à ce que le taux



d'infiltration stabilisée soit obtenu. Le flux d'eau passant à travers l'échantillon est mesuré toutes les 5 minutes et désigne le volume d'eau infiltré par unité de temps. Le rapport entre l'infiltration finale et l'intensité de pluie qui correspond au coefficient d'infiltration finale (CIF) est calculé pour chaque essai. Les conditions standard du fonctionnement du simulateur pour chaque épisode pluvieux sont étalonnées et vérifiées. Trois répétitions ont été utilisées pour chaque échantillon traité.

## Résultats

### 1 - Les caractéristiques des échantillons

Les caractéristiques physico-chimiques des 7 échantillons sélectionnés sont rapportées dans le tableau I. Les sols étudiés possèdent une teneur en argile supérieure à 40 % et ont une texture argilo limoneuse. Ils sont calcaires, donc basiques, avec des teneurs en matière organique comprises entre 0,5 et 3%. Les valeurs de la conductivité électrique de l'extrait pâte saturée sont comprises entre 2 et 41dS/m, et la gamme des taux de sodium échangeable des échantillons destinés à l'étude de la porosité et du comportement physique varie de 3 à 53 % ESP. Les valeurs de la CEC au chlorure de cobaltihexammine varient de 17 à 21 Cmolc/kg.

La fraction inférieure à 2  $\mu\text{m}$  des échantillons appartient au faciès caractéristique des illites avec un mélange de minéraux argileux de type smectite, kaolinite et chlorite (Daoud, 1993). La surface spécifique des fractions argileuses varie de 310 à 360  $\text{m}^2/\text{g}$ .

**Tableau I : Caractéristiques physico-chimiques des échantillons étudiés**

Echantillons	Argile %	Limon %	Sable %	Surface Spécifique $\text{m}^2/\text{g}$	Matière Organique %	pH	CEC Cmolc/kg	CaCO <sub>3</sub> %	CE dS/m	ESP %
MI	46	35	19	325	3,38	8,24	20,2	20,9	1,93	3,3
MII	44	41	15	324	1,95	8,15	17,7	20,7	3,83	5,0
MIII	44	42	14	321	2,54	8,15	17,1	19,6	4,25	8,2
MIV	47	38	15	335	1,90	8,00	20,8	17,5	18,41	11
MV	43	41	16	316	2,37	8,20	18,5	19,4	20,70	27
MVI	41	45	14	310	2,30	8,03	19,3	22,1	32,53	40
MCR	45	46	9	360	0,53	8,33	19,7	8,0	41,33	52

### 2 - Les observations microscopiques

L'observation des lames minces en microscopie optique des échantillons conservés a permis de décrire l'organisation microstructurale. Celle-ci, traduit la distribution et la localisation des micro agrégats dans la matrice solide, l'assemblage des agrégats et les formes de porosité.

Nous observons dans les figures 1a et 1b qu'un agrégat de sol est constitué par un assemblage de plusieurs agrégats de plus petite taille. Cet assemblage est orienté de façon régulière selon la taille des microagrégats. L'observation révèle l'existence de pores dont les caractéristiques morphologiques sont liées à la taille des agrégats initiaux. Une distribution de taille plus hétérogène aurait conduit à un assemblage plus compact.

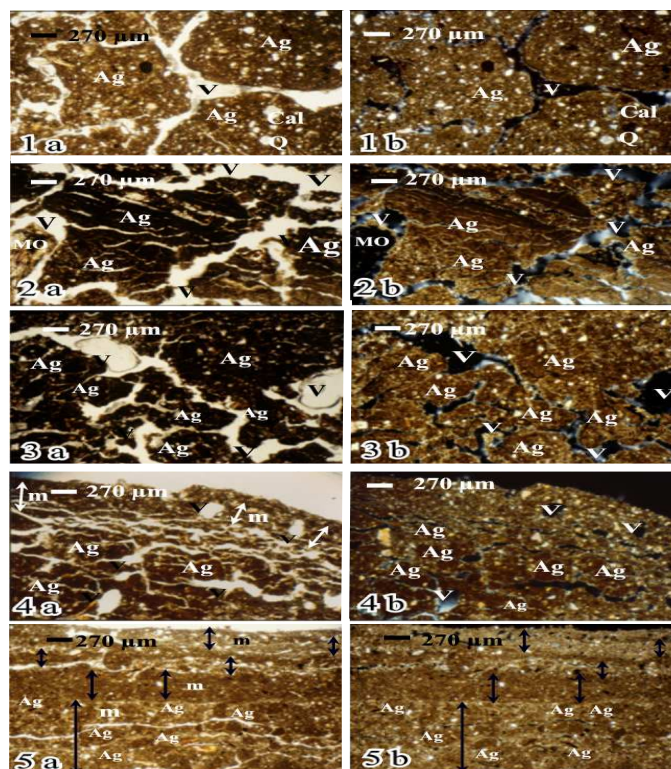
L'observation microscopique montre que les agrégats sont disloqués en dégageant des microagrégats de différentes tailles (figure 2a et 2b). Il s'agit d'une disjonction du squelette et du plasma à travers des agrégats liée au piégeage de l'air par la porosité lors de l'humectation brutale. Les figures 3a et 3b indiquent la présence de vésicules qui sont liées au piégeage de l'air intra agrégats. Les vides constitués avec les microagrégats détachés tracent un chemin sinueux. Il s'agit de vides interconnectés qui forment une porosité en chenal. Parfois, le colmatage des particules

fines entre elles et entre les accumulations salines forme des vides relativement importants mais isolés sans communication entre eux, entraînant par conséquent une faible perméabilité.

Sous l'action des pluies, la structure de la couche superficielle évolue vers une croûte structurale. Elle résulte d'une réorganisation in situ des fragments (microagrégats) et particules produits par éclatement et désagrégation mécanique, sans déplacements importants ni tri granulométriques. Une coalescence des particules résultantes et un colmatage interstitiel forment des microagrégats de tailles < 200. L'accumulation des grains de quartz disjoint sont observés (figure 4a et 4b). Les figures 5a et 5b montrent la présence de microhorizons représentés par des accumulations alternées de particules fines et grossières sous formes de strates (organisation stratifiée). Cette forme atteste de l'état de dégradation atteint par la surface avec formation d'une croûte de dépôt. Ce dépôt en strates superposées suggère qu'il a pour origine la mise en suspension, le transport et le dépôt en phase liquide de particules solides de diverses tailles (Valentin, 1981, Boiffin et Bresson, 1987 ; Le Bissonais, 1988). Les mécanismes en cause sont essentiellement la dispersion et la désagrégation mécanique. En profondeur, nous observons quelques agrégats de petite taille ayant conservé leur structure mais ils sont pratiquement soudés par des fines particules. L'observation microscopique en lumière polarisée permet de différencier les vides, les espaces poraux et les accumulations salines. Les phases salines solides sont localisées dans les interstices des fentes de retraits, dans les fissures et dans le plasma argileux.

### 3 - La porosimétrie au mercure

Elle met en évidence l'augmentation du volume poral total ( $V_T$ ) des agrégats lorsque la contrainte de la phase saline s'élève (tableau 2). Le volume poral total ( $V_T$ ) augmente de 11,6 % à 63,4 % en concomitance d'une augmentation de 5 à 53 % de sodium échangeable.



La microstructure du sol et l'organisation de la couche de surface

Figure 1 : Photogramme de l'assemblage des microagrégats

Figure 2 : Photogramme d'une microstructure fragmentaire

Figure 3 : distribution des microagrégats et formation des pores structuraux

Figure 4 : Microhorizon caractéristique du faciès de croûte structurale

Figure 5 : Microhorizon caractéristique du faciès de croûte sédimentaire

a : Observation en lumière naturelle

b : Observation en lumière polarisée

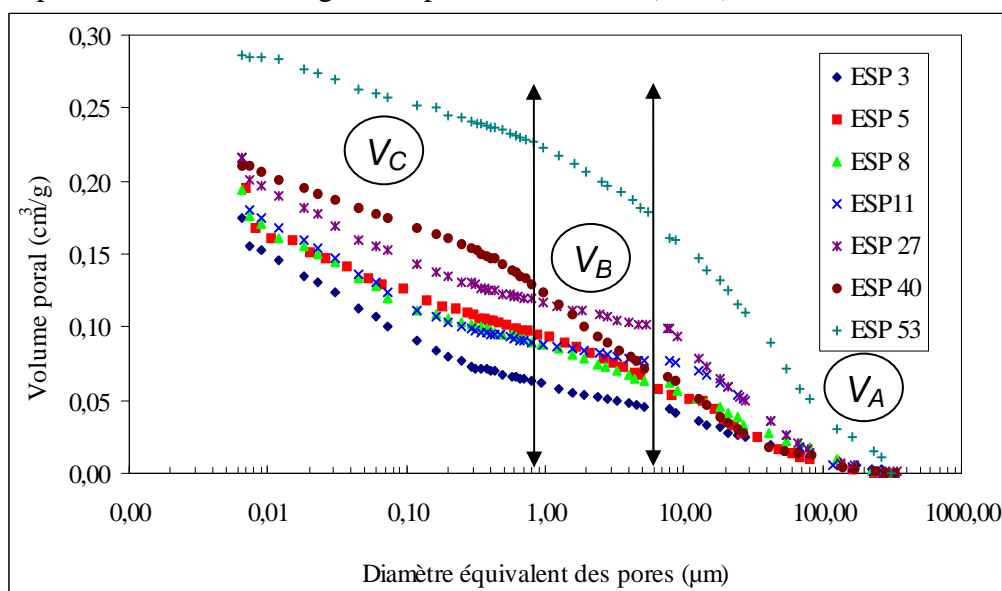
Abréviations: Ag : microagrégat ; V : vide ou pore ; Q : quartz ; Cal : calcite

MO : matière organique ; ↑ m : microhorizon

**Tableau II :** Volume poral total ( $V_T$ ) et volume poraux élémentaires  $V_A$ ,  $V_B$  et  $V_C$  déterminés en porosimétrie au mercure sur des agrégats de sols soumis à des contraintes salines.

Contraintes salines		Volums poraux distincts						Volume poral total	
Salinité (CE)	Sodicité (ESP)	$V_A$		$V_B$		$V_C$		$V_T$	
dS/m	%	cm <sup>3</sup> /g	%	cm <sup>3</sup> /g	%	cm <sup>3</sup> /g	%	cm <sup>3</sup> /g	%
1,93	3,27	0,044	<b>25,04</b>	0,037	<b>20,87</b>	0,095	<b>54,14</b>	0,175	<b>0,00</b>
3,83	5,05	0,058	<b>29,71</b>	0,047	<b>24,08</b>	0,090	<b>46,21</b>	0,195	<b>11,59</b>
4,25	8,2	0,062	<b>31,96</b>	0,049	<b>25,06</b>	0,084	<b>43,03</b>	0,194	<b>11,07</b>
18,41	11,24	0,077	<b>35,52</b>	0,056	<b>26,09</b>	0,083	<b>38,39</b>	0,216	<b>23,59</b>
20,7	26,7	0,099	<b>41,05</b>	0,063	<b>26,26</b>	0,079	<b>32,70</b>	0,241	<b>37,60</b>
32,53	39,6	0,111	<b>41,22</b>	0,094	<b>34,80</b>	0,065	<b>23,98</b>	0,270	<b>54,23</b>
41,33	52,5	0,134	<b>47,03</b>	0,105	<b>36,63</b>	0,047	<b>16,34</b>	0,286	<b>63,38</b>

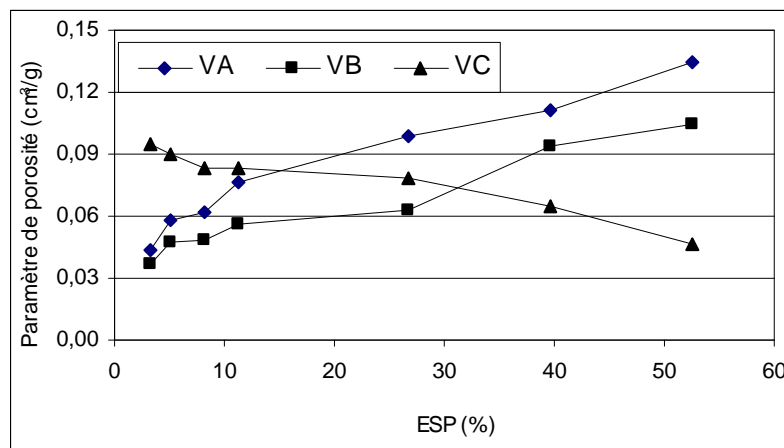
La porosimétrie au mercure fournit le spectre poral des échantillons déshydratés. Les courbes d'intrusion de mercure font apparaître l'existence de trois volumes poraux distincts  $V_A$ ,  $V_B$ ,  $V_C$  correspondants à trois entrées successives de mercure (figure 1). En effet, pour des mottes provenant des zones présentant différents états de salinité et de sodicité, ces trois volumes poraux correspondraient selon Bruand *et al.*, (1993) aux volumes poraux structuraux, lacunaires et argileux respectivement. L'analyse des courbes de distribution indique que le volume poral est accessible à un diamètre de constriction compris entre 320 et 5,6  $\mu\text{m}$  pour le volume structural, entre 5,6 et 0,18  $\mu\text{m}$  pour le volume lacunaire et entre 0,18 et 0,006  $\mu\text{m}$  pour le volume de la phase argileuse. Ces valeurs sont proches de celles enregistrées par Bruand *et al.* (1993).



**Figure 1.** Distribution du volume poral cumulé, obtenue en porosimétrie au mercure avec des agrégats de différentes phases salines, en fonction du diamètre équivalents des pores.

Il apparaît dans la figure 2 que la porosité structurale et lacunaire augmente avec la salinité alors que la porosité de la phase argileuse diminue. Pour une valeur d'ESP inférieures à 11%, la porosité structurale est inférieure à la porosité de la phase argileuse. C'est l'inverse pour des valeurs d'ESP supérieures à 11%.

Le volume poral structural augmente de 5 à 22 % et le volume poral lacunaire de 3 à 16 % lorsque la contrainte sodique augmente de 5 à 53 % d'ESP et la contrainte saline de 4 à 41dS/m (tableau 2). La porosité de la phase argileuse diminue en revanche, de 16 à 38 % sous la même contrainte. A priori, dans les conditions salines moins sévères ( $CE < 18$  dS/m et  $ESP < 15$  %), la porosité de la phase argileuse est plus importante que la porosité structurale et lacunaire selon l'ordre de classement suivant ( $V_C > V_A > V_B$ ). Elle est par contre, moins importante ( $V_A > V_B > V_C$ ) lorsque les contraintes deviennent très sévères ( $CE > 18$  dS/m et  $ESP > 15$  %). Ces résultats nous permettent de proposer un seuil, en terme d'ESP, pour caractériser l'organisation de l'état structural du sol.



**Figure 2. Relation** entre les volumes poreux des matériaux affectés par la contrainte saline.

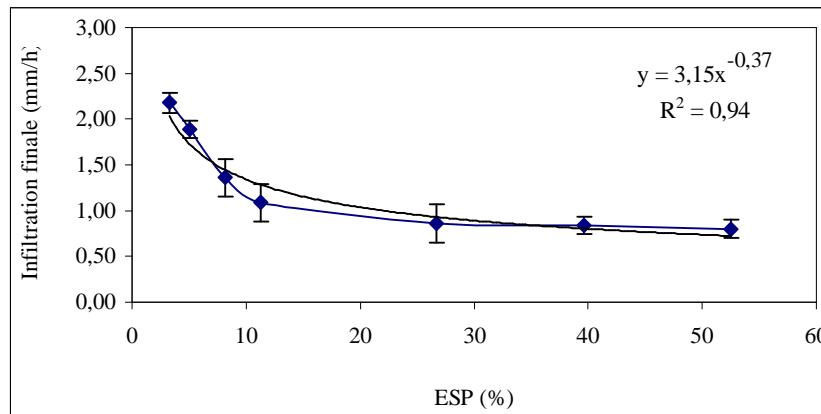
#### 4 - Régime d'infiltration

Afin de pouvoir comparer les régimes d'infiltration, nous les avons représentés en fonction de l'ESP à l'aide d'une relation puissance.

$$\hat{I}_{(f)} = \alpha x^{-\beta} ; \beta > 0.$$

$\hat{I}_{(f)}$  est l'infiltration estimée ;  $x$  est la valeur de l'ESP,  $\alpha$  et  $\beta$  sont des constantes qui indiquent dans l'ordre l'infiltration finale à la valeur de 1 % d'ESP et le taux de décroissance du régime d'infiltration finale en fonction de l'ESP. Pour évaluer le comportement hydrodynamique de surface, l'emploi du taux de décroissance est opportun  $\beta$  car il est d'autant plus élevé que la décroissance de l'infiltration est grande. Ce paramètre  $\beta$  pourrait constituer un critère de diagnostic du comportement in situ du sol.

La courbe d'infiltration obtenue (fig. 3) présente une diminution marquée pour les ESP faibles. Elle atteint ensuite un palier, quelle que soit la valeur de l'ESP. L'analyse de cette courbe, établie sur des sols à différents niveaux de salinité et de sodicité, indique que dans les conditions supposées moins sévères ( $CE < 18$  dS et  $ESP < 15$  %), le régime d'infiltration finale baisse de 50 %. Il y a bien par conséquent, une influence de la résistance propre des agrégats à l'action de la pluie sur l'abaissement de l'infiltration finale de la couche. Cette décroissance intervient pendant le déclenchement du processus de dispersion lors de la désagrégation. Dans les conditions sévères, l'infiltration finale baisse de 60 % et se stabilise à 63 %. Dans notre cas, la limite entre ces deux phases coïncide bien avec la valeur de 11 % d'ESP, valeur au delà de laquelle la courbe tend vers un palier.



**Figure 3.** Influence de l'ESP sur le régime d'infiltration en régime saturé.

## Discussion

La démarche adoptée au cours de cette étude repose sur l'hypothèse selon laquelle l'espace poral du sol se compose de trois ensembles de pores d'origine différente. Les vides observables sont de taille et de morphologie très variables : la porosité structurale, lacunaire et la porosité de la phase argileuse. C'est principalement cette dernière qui reflète le contrôle de l'état physique des sols cultivés (Stengel, 1979). La phase argileuse est suffisamment abondante dans les sols du Cheliff pour assurer une continuité entre les grains de quartz. Les pores fins résultent de l'assemblage de la phase argileuse et des grains de quartz. Ils correspondent aux vides lacunaires définis par Fiès (1984) et Ouattara (1994). Les autres pores, c'est à dire ceux de taille plus grande, résultent au moins pour partie de l'assemblage d'agrégats et de l'influence climatique (Fissuration). Cependant, ni leur taille, ni leur morphologie ne permettent de discuter leur origine avec précision. Ces pores, qui délimitent les éléments structuraux (figure 1a et b), font appel à la porosité structurale. La qualification fait référence à une échelle particulière de la structure (Monnier et Stengel, 1982).

L'influence des conditions salines dans les sols des régions arides et semi arides génère un volume de pores supplémentaires d'origine lacunaire et structurale. Les pores lacunaires issus de l'interaction argile squelette ne sont pas repérables au microscope optique. Les pores structuraux développent, par contre, des fissures ou des microfissures qui sont discernables sur les figures (5a, b et 6a, b). C'est la porosité de fissure ou de dessèchement.

Cependant, les résultats de l'analyse quantitative du système poral du sol montrent que selon les conditions salines, chacun de ces trois groupes de pores est susceptible, à des degrés divers, de modifications profondes. La recherche de corrélation simple permettra d'identifier le niveau de liaison de certains paramètres étudiés (tableau 3). Les coefficients de corrélation sont très proches et dépassent les valeurs de 0,80.

La salinisation et la sodisation dans les sols de la région du Cheliff entraînent une diminution de la stabilité structurale des agrégats. Elles provoquent une modification de l'organisation du système poral des échantillons des horizons superficiels et l'apparition de pellicules à la surface du sol sous l'effet de l'impact des gouttes de pluie (figure 5 a, b et 6 a, b). Ces deux facteurs expliquent la fermeture de l'état de surface.

La variation du régime d'infiltration finale des échantillons au cours de l'averse (fig. 3) entraîne l'enchaînement de deux phases. La première phase correspond aux conditions moins sévères ( $CE < 18$  dS et  $ESP < 15$  %) où l'infiltration finale diminue progressivement. Dans la seconde phase, le régime d'infiltration finale évolue lentement jusqu'à une stabilité limite. Cette étape de décroissance marquée s'achève avec l'extension complète de la croûte comme le soulignent

Baumhardt *et al.*, (1990). Il y'a dans ce cas une simultanéité entre l'extension de la croûte et l'abaissement marquée de l'infiltrabilité.

Les conditions salines sévères influencent fortement le comportement hydrodynamique du massif d'agrégat. L'infiltration en régime saturée dans les conditions salines évolue conjointement avec l'évolution des volumes poraux d'une part, ainsi qu'avec la réorganisation de la surface du massif, qui coïncide nettement avec la fermeture de l'état de surface, d'autre part.

L'étude micro morphologique de ce processus illustre l'individualisation de plusieurs microhorizons superposés. Cette organisation est typique des croûtes structurale (figure 4 a, b) et des croûtes sédimentaires (figure 5 a, b). Elles ont été décrites et caractérisées par Valentin, 1981 ; Casenave et Valentin, 1989. Ces auteurs ont montré que l'évolution du régime d'infiltration dépendait principalement des réorganisations de surface.

**Tableau III.** Matrice de corrélation linéaire entre la phase saline, la porosité et les paramètres hydrodynamiques.

	<i>C<sub>E</sub></i>	<i>ESP</i>	<i>V<sub>T</sub></i>	<i>V<sub>A</sub></i>	<i>V<sub>B</sub></i>	<i>V<sub>C</sub></i>	<i>I<sub>F</sub></i>
<i>C<sub>E</sub></i>	1,00						
<i>ESP</i>	0,97	1,00					
<i>V<sub>T</sub></i>	0,98	0,98	1,00				
<i>V<sub>A</sub></i>	0,98	0,98	0,99	1,00			
<i>V<sub>B</sub></i>	0,97	0,98	0,98	0,97	1,00		
<i>V<sub>C</sub></i>	-0,95	-0,97	-0,95	-0,96	-0,98	1,00	
<i>I<sub>F</sub></i>	-0,85	-0,80	-0,87	-0,88	-0,80	0,78	1,00

## Conclusion

Il s'avère à la lumière des résultats obtenus que la limite entre la porosité structurale et la porosité texturale n'est pas aussi nette que l'on admet généralement. L'utilisation de la technique de porosimétrie à mercure, a permis de compartimenter la porosité texturale en deux. Une porosité interne à la phase argile, dont les pores sont de diamètres très petits, et une porosité de lacunes de dimensions plus proches de celle du squelette du limon ou du sable. Ces lacunes sont générées par l'interaction argile squelette dans le processus d'arrangement des particules qui déterminent la porosité texturale.

Lors de conditions salines sévères, les modifications semblent être très locales. Elles affectent toutefois, profondément le comportement des pores structuraux, lacunaires et de la phase argileuse dont la plupart sont accessibles en porosimétrie au mercure. En effet, les pores structuraux et lacunaires évoluent progressivement avec l'ESP, car ils développent presque les mêmes volumes, contrairement aux pores de la phase argileuse.

Les résultats obtenus pour les sols à texture argileuse et argilo limoneuse suggèrent qu'en raison de leur très faible stabilité structurale à l'état humide, l'augmentation de l'ESP provoque une fragmentation des agrégats par éclatement suivie de la dispersion physico-chimique des particules argileuses. Ces mécanismes sont responsables de l'augmentation du volume poral lacunaire et structural. Par contre, un effet inverse apparaît lors de l'augmentation de l'ESP qui provoque une division des particules argileuses et par conséquent, une réduction du volume poral de la phase argileuse. Cette porosité argileuse affecte énormément le comportement hydrique des échantillons à structure conservée étudiés.

Par ailleurs, les résultats des volumes poraux montrent qu'avant d'atteindre un seuil particulier, le classement est celui du  $V_C > V_A > V_B$ . Lorsque ce seuil est dépassé, la tendance s'inverse, le volume poral structural devient prédominant ainsi qu'à une stabilisation de l'infiltration finale des sols. Ce seuil de 11 % d'ESP, permet de différencier les sols à structure dégradée de ceux non dégradés.

Il est à noter que le caractère essentiel pour les propriétés de transfert hydrique et de stockage nécessite l'analyse de la continuité des pores qui requiert la connaissance 3D sur le réseau de pores. Actuellement d'autres techniques nouvelles, comme celle qui utilise la tomographie pour étudier la connectivité des macropores dans les sols et les fractales, permettraient d'obtenir des informations plus précises sur la géométrie 3 D du réseau des pores des sols.

## Références bibliographiques

- Afnor, (1996)** - Qualité des sols. Recueils de normes Française, AFNOR, Paris, France, 533 p.
- Asseline J. et Valentin C., (1978)** - Le simulateur de pluies de l'ORSTOM. Cahier Hydrologie de l'ORSTOM., Paris, 4 : 321-347.
- Baumhardt R. L., Romkens M. J. M., Whisler F. D., (1990)** – Modeling infiltration into a sealing soil. *Water Resour. Res.* 26, 2497-2505
- Boiffin J et Bresson L. M., (1987)** - Dynamique de formation des croûtes superficielles : Apport de l'analyse microscopique. In : Micromorphologie des sols. Actes de la VII Réunion internationale de Micromorphologie des sols, Paris, juillet 1985. Eds., AFES, pp. 393-399.
- Bruand A., Tessier D. & Baize D., (1988)** - Contribution à l'étude des propriétés de rétention en eau des sols argileux : importance de la prise en compte de l'organisation de la phase argileuse, *Compte Rendu d'Académie des Sciences, Paris, série II*, 307, 1937-1941.
- Bruand A., D'acqui, L. P., Nyamagufata, P., Darthout, R. and Ristori, G. G., (1993)** - Analysis of porosity in a tilled "crusting soil" in Zimbabwe, *Geoderma*, 59, p. 235-248.
- Bullock P., Fedoroff N., Jongerius G., Stoops G., Tursina T., (1985)** - Handbook for soil thin section description. Waines research publication, Wolverhampton, U. K
- Casenave A., Valentin C., (1988)** - Les états de surfaces de la zones sahélienne : Influence sur l'infiltration. *Ed. ORSTOM*, 230 p.
- Ciesielski H. & Sterckemann T., (1997)** - Determination of exchange capacity and exchangeable cations in soils by means of cobalt hexamine trichloride. Effects of experimental conditions, *Agronomie*, 17, 1-7.
- Coulon E., and Bruand, A., (1989)** - Effects of compaction on the pore space geometry in sandy soils, *Soil Till. Res.*, 15, p 137-152.
- C. P. C. S., (1967)** – Classification des sols. Laboratoire de géologie et de pédologie de l'ENSA de Rennes, Paris – Grignon 87 p.
- Daoud Y., (1993)** - Contribution à l'étude des sols des plaines du Cheliff. Le phénomène de salinisation, conséquences sur les propriétés physiques des sols argileux. Thèse de Doctorat d'Etat, INA, Alger, 233 p.
- D'acqui L. P., Bruand, A. and Pagliai, M., (1994)** - Study of soil porosity with mercury porosimetry and image analysis on backscattered electron scanning images (BESI). Application to tilled "crusting soils" in Zimbabwe, 9th International Working Meeting on Soil Micromorphology, Townsville, Queensland, Australia, 12-17/07/1992.
- Fiès J. C. et Zimmer D., (1982)** - Etude expérimentale des modifications de l'assemblage textural d'un matériau sablo - argileux sous l'effet de pressions. *Bulletin du GFHN*, 12, 39-54.
- Fiès J. C., (1984)** - Analyse de la répartition du volume de pores dans les assemblages argile squelettes : - Comparaison entre un modèle d'espace poral textural et les données fournies par la porosimétrie à mercure, *Agronomie*, 4 (9), p.891-899.
- Fiès J. C. et Panini T., (1995)** - Infiltrabilité et caractéristiques physiques de croûtes formées sur massifs d'agrégats initialement secs ou humides soumis à des pluies simulées. *Agronomie*, 15, 205-220.
- Grimaldi M., (1986)** - Modifications structurales d'un matériau limoneux soumis à un compactage dynamique, *Science du Sol*, 24, p. 269-284.
- Guilloré P., (1980)** – Méthode de fabrication mécanique et en série des lames minces. INA, Paris – Grignon, 22 p.

- Halitim A., Robert M., Tessier D. et Prost R., (1984)** - Influence de cations échangeables ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) et de la concentration saline sur le comportement physique (rétention en eau et conductivité hydraulique) de la montmorillonite. *Agronomie*, 4, 451 - 459.
- Heilman M.O., Carter O.L. & Gonzalez C.L., (1965)** - Ethylene glycol Mono Ethyl Ether for determining surface area of silicate minerals, *Soil Science*, **100**, 356-360.
- Le Bissonnais, Y., (1988)** - Analyse des mécanismes de désagrégation et de la mobilisation des particules de terres sous l'action des pluies. Thèse Doct. de Science de la Terre. Univ. Orléans 196 p.
- Monnier G., Stengel P. et Fiès J.C., (1973)** - Une méthode de mesure de la densité apparente de petits agglomérats terreux. Application à l'analyse des systèmes de porosité du sol. *Ann. Agron.*, 25 (4), pp. 533 - 545.
- Monnier G., Stengel P., 1982** – Structure et état physique du sol. Encyclopédie des Techniques Agricoles, Fasc. 1140 et 1141, Editions Techniques, Paris.
- Murphy C. P., Bullock P. and Turner R. H., (1977)** - The measurement and characterisation of voids in soil thin sections by image analysis. Part I. Principles and techniques, *Journal of Soil Science*, 28, p 498-508.
- Ouattara B., (1994)** - Contribution à l'étude de l'évolution des propriétés physiques d'un sol ferrugineux tropical sous culture : pratiques culturales et états structuraux du sol. Thèse de doctorat d'ingénieur, Université nationale de Côte d'Ivoire; 156p.
- Saidi D., (1992)** - Etude expérimentale de la stabilité structurale des sols des plaines du Cheliff, *Thèse de Magister*, INA, Alger, Algérie, 138 p.
- Saidi D., Le Bissonnais Y., Duval O., Daoud Y., et Halitim A., (2004)** – Effet du sodium échangeable et de la concentration saline sur les propriétés physiques des sols de la plaine du Cheliff (Algérie). *Etude et gestion des sols*, Volume 11, 2, pages 137 à 148.
- Shainberg I., J. D. Oster, and J. D. Wood (1980)** – Sodium / calcium exchange in montmorillonite and illite suspensions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 960-964
- Shainberg I., Letey J., (1984)** - Response of soil to sodic and saline conditions. *Hilgardia*, 52 (2): 1- 57.
- Stengel, P., (1979)** - Utilisation de l'analyse des systèmes de porosité pour la caractérisation de l'état physique du sol in situ, *Ann. Agron.*, 30 (1), p.27-5.
- Stengel, P et Bourlet, M., (1987)** – Fissuration d'un sol argileux gonflant après compactage : Effet de l'humectation. In: Soil compaction and regeneration. Proc Workshop Soil Compaction: Consequences and structural regeneration processes Avignon (France) 1985 (G Monnier, MJ Goss, Eds), Balkema, Rotterdam, 95-110.
- Valentin C., (1981)** - Organisation pelliculaires superficielles de quelques sols de la région subdésertique (AGADEZ, République du Niger). Dynamique de formation et conséquences sur l'économie en eau. Thèse de Doctorat, Université, Paris VI, 259 p.



## تحديد كمية الإنجراف للتربة نتيجة للتعرية المائية لحوض واد مينا باستخدام المعادلة العالمية

— WISCHMEIER and SMITH

صاعد عبد الأمير حمودي، اسماعين مصطفى، طاهر طاهر.  
قسم الري/ جامعة حسيبة بن بو علي بالشلف  
ص.ب. 151

Fax : 027 – 72 – 17 - 94

الشلف 02000

### المقدمة :

تعتبر إنجراف و فقدان التربة بواسطة التعرية المائية الظاهرة الأكثر أهمية و تأثيرا في المناطق الشمالية من الجزائر و ذلك نظرا لطبيعة و جيولوجية هذه المناطق، حيث تتميز هذه المناطق بمناخ شبه جاف و بسقوط غير منتظم للأمطار ذات الشدات العالية و بكميات كبيرة أحيانا مسببة للفيضانات. حيث تبلغ شدة الأمطار في بعض الحالات أكثر من 24 مم/ساعة مؤدية إلى حدوث فياضانات معتبرة في ظرف زمني قصير مسببة في فقدان كمية معتبرة من التربة (Touabia, et al., 1991) و لحماية التربة من التعرية يجب معرفة نوع التعرية و ذلك للوقوف على مدى خطورتها.

يمكن دراسة حالات التعرية للتربة بطرق مختلفة منها موقعية أو حقلية مثل طريقة الألواح التجريبية و لكن مثل هذه الطرق تكون في الغالب مكلفة و تحتاج إلى وقت طويل و أيادي فنية متمرسية. في دراستنا هذه سوف نقوم باستخدام طريقة المعادلة العالمية (U.S.L.E.) أو ما تسمى بطريقة (WISCHMEIER and SMITH) لحساب فقدان كمية التربة للمنطقة النموذجية "لتسالت" و تعتمد هذه الطريقة على دقة القيم و المعطيات المتحصل عليها حيث تشمل هذه العلاقة على ستة عوامل و لكل منها أساس يتطلب إيجاده تجريبيا و القيام بتوحيد القيم النهائية لكل عامل. استخدمت هذه الطريقة على نطاق واسع في مختلف مناطق العالم مثل إفريقيا (Roose, 1973) و البرازيل (Lepurn, 1980) و الهند (Dumasday and Sptte, 1983) و كذلك تم استخدامها في الميدان الإقتصادي (Dumasday and Settz, 1995).

تهدف دراستنا هذه إلى حساب كميات التربة المفقودة بسبب التعرية المائية باستخدام المعادلة العالمية (U.S.L.E.) للمنطقة النموذجية في لتسالت - وادي مينا.

### الدراسات السابقة في هذه المجال :

لقد وضّح (Verronique, 1987) أن ميكانيكية التعرية المائية تحدث خلال مرحلتين، المرحلة الأولى هي مرحلة تفتيت التربة و المرحلة الثانية هي مرحلة تآكل التربة. حيث تحدث المرحلة الأولى تحت تأثير قطرات المطر و التي إلى فصل و نقل التربة المنفصلة و التي قد تصل إلى عشرات الأطنان لكل هكتار في السنة (Bollinne, 1975). و قد وضع (Poesen, 1985). علاقة رياضية لحساب الكمية المنجرفة من التربة تجريبيا و كما يلي :

$$\Delta P = aE_c^{b'}$$

حيث أن  $\Delta P$  : كتلة التربة المنفصلة (طن)

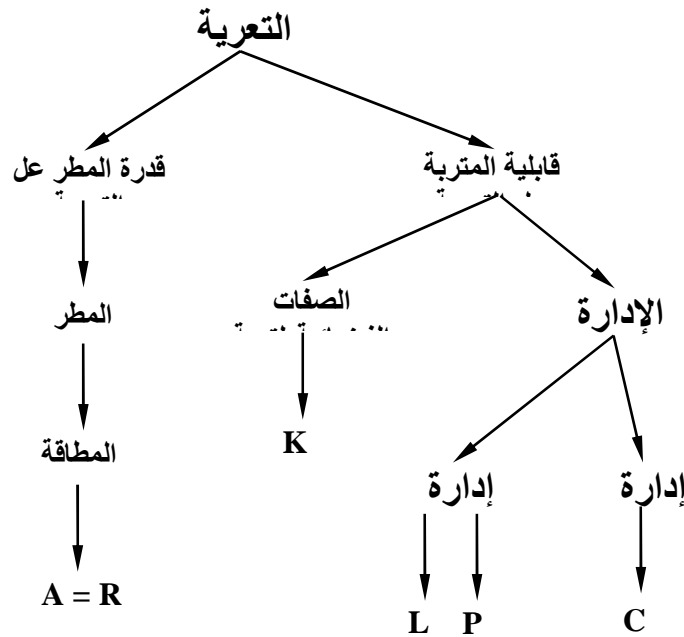
$E_c$  : الطاقة الحركية للمطر الساقط

$a, b'$  : معاملان يتعلقان بنسجة و تركيب التربة.

و قد ذكر (Grillet Duvoax, 1991) أن الأشكال المختلفة للتعرية المائية (التعرية السطحية و التعرية الفتاتية أو الأخدودية) تؤدي إلى نتائج سلبية في المجالات الإقتصادية و البشرية و ذلك من خلال تحطيم تجمعات التربة بسبب إسطدام قطرات المطر المباشرة مما يؤدي إلى إزالة المواد الرابطة لحبيبات التربة و كذلك غسل الحبيبات الصغيرة الحجم و اندفاعها إلى داخل مسامات التربة مما يجعلها أقل نفاذية للماء و الهواء و مؤديا إلى الزيادة في كمية السيح السطحي (Run off) و التي يتسبب عنها مخاطر التعرية المائية و حدوث الفياضانات و غير ذلك من الأضرار المختلفة. و لقد بيّن (Ellison, 1945) بأن قطرات المطر هي التي تحرك جزيئات التربة و تعمل على تخريب الكتل الترابية في الأحواض ذات الإنحدارات المنخفضة و المتوسطة. و لاحظ (Woodruff, 1943) بأن السيح يكون ذات تأثير أكبر و طاقته تفوق طاقة الأمطار الساقطة على إنجراف التربة عندما يصل الميل إلى أكثر من 16%. و بيّن كل من (Laurani and Bolline, 1978; Babaij, 1973; Fournher, 1972) بأن السرعة النهائية للمطر لها تأثيرا كبيرا على التعرية. كما أكد (Smith and Wischmeier, 1962) أن الأمطار ذات الشدات العالية تؤدي إلى انسداد مسامات التربة بسبب ضربات قطرات المطر مما يؤدي إلى تكون قشرة رقيقة ذات نفاذية واطئة.

تحديد كمية التربة المفقودة باستخدام المعادلة العالمية (Universal Soil Loss Equation :U.S.L.E.)

تمت دراسة التعرية المائية بصورة تطبيقية في الولايات المتحدة الأمريكية عام 1917 و ذلك بإنشاء مساحات لقياس التعرية. ثم بدأ البحث لإيجاد معادلة تجريبية لحساب فقدان التربة اعتماداً على الظروف المناخية و الخصائص الطبوغرافية. و قد وضع العالم (Hudson, 1971) المخطط الذي يوضح طريقة اشتقاق العوامل المؤثرة في التعرية المائية.



المخطط (1) يوضح مخطط اشتقاق المعادلة العالمية لمفقودات التربة (Hudson, 1971)

لقد تم إقتراح عوامل المعادلة العالمية من قبل العالمان (Wischmeier and Smith, 1958) و سميت بالمعادلة العالمية لمفقودات التربة (U.S.L.E.) و هي كما يلي :

$$A = R.K.L.S.C.P$$

حيث أن :

A هي كمية التربة المفقودة لمساحة تجريبية معينة (طن/ هكتار)

R هو مؤشر قدرة المطر على التعرية (طن.سم/هكتار.ساعة)

K هو عامل صفة التعرية لمواد التربة

L,S عاملي الطول و درجة الإنحدار

P عامل صيانة التربة

C عامل المحصول أو عامل الغطاء النباتي و التقنيات الزراعية.

و تستخدم هذه المعادلة لتقدير فقدان التربة الناتجة عن التعرية الجيولوجية و التعرية السطحية. و تعتبر هذه المعادلة مفيدة لوصف الأحواض المختلفة المستخدمة في الزراعة لأنها طوّرت لهذه الغرض.

### المنطقة النموذجية لتسالت :

لدراسة ظاهرة التعرية المائية بحوض وادي مينا تم استخدام منطقة لتسالت كمنطقة نموذجية لدراسة ظاهرة التعرية المائية و ذلك لأجل المحافظة على سد السعادة من الإنغمار بالترسبات، و كذلك كون وقوع هذه المنطقة على طول وادي مينا إلى الشمال الشرقي لوادي الأبطال و لأن المجاري المائية فيها متأثرة بصورة كبيرة بالتعرية مقارنة بالمناطق الأخرى و كذلك لكون تربتها متجانسة (تربة طينية كلسية). تقع منطقة لتسالت في الجهة الشمالية من حوض وادي مينا و تقدّر مساحتها بحوالي 13016 هكتار و قد تم الإعتماد على محطتي وادي الأبطال و غليزان لقياس التساقط و درجة الحرارة و ذلك لعدم توفر هذه المعطيات في المحطة النموذجية و لعدم وجود الحدود المميزة بين محطة وادي الأبطال و المحطة النموذجية. تقع محطة وادي الأبطال على ارتفاع 350 متر عن مستوى سطح البحر. و قد قمنا بدراسة الخواص الجيومورفولوجية المختلفة للمنطقة النموذجية في لتسالت و كما موضحة في الجدول 1.

### النتائج و المناقشة :

حساب عوامل المعادلة العالمية للمنطقة النموذجية لتسالت.

#### مؤشر التعرية للمطر R :

لقد تم حساب قيمة R للسنة المطرية 1994-1995 للمنطقة النموذجية لتسالت و كما هو موضح في الشكل (1).

#### عامل صفة التعرية للتربة K :

لإيجاد عامل صفة التعرية للتربة قمنا بإجراء تحاليل لمكونات التربة للمنطقة النموذجية لتسالت فتحصلنا على تربة ذات قوام (طميّة طينية argileux-limons) و من عمق يتراوح من 0 إلى 50 سم فتم الحصول على النسب المئوية لمكونات التربة و كالتالي :

جدول 1: يبيّن الخواص الجيومورفولوجية المختلفة للمنطقة النموذجية في لتسالت

الخواص الجيومورفولوجية	نوعية المعامل	الوحدة	الرمز	القيمة العددية
<b>الخواص المورفولوجية</b>				
مساحة حوض النهر		Km <sup>2</sup>	A	4775 كلم <sup>2</sup>
محيط حوض النهر		Km	P	376.83 كلم
معامل التراص		Km	Kc	1.52
طول المستطيل المكافئ		Km	L	157.18
عرض المستطيل المكافئ		Km	l	30.38
<b>الخواص الطبوغرافية</b>				
الإرتفاع الأدنى		m	Hmin	500 م
الإرتفاع الأقصى		m	Hmax	1338 م
الإرتفاع المتوسط		m	Hmoy	975.43 م
معامل ميل حوض النهر		m/Km	lg	3.40 م/كلم
الميل المتوسط		%	Im	0.5 %
<b>الشبكة الهيدروغرافية</b>				
كثافة التصريف		Km/Km <sup>2</sup>	Dd	0.76
معامل إتواء الواد		Km/Km <sup>2</sup>	Cs	0.81
وقت التركيز		h	Tc	10h-47min

النسبة المئوية للطين (50 %)

النسبة المئوية للطيني الناعم (16 %)

النسبة المئوية للطيني الخشن (9 %)

النسبة المئوية للرمل الناعم (20 %)

النسبة المئوية للرمل الخشن (5 %)

النسبة المئوية للمادة العضوية (2.18 %)

و بعد معالجة هذه القيم باستخدام النموغراف (Schwertwenn et al, 1987) تم الحصول على قيمة عامل صفة التعرية للتربة و التي تقارب من 0.42.

## عامل الطوبوغرافي $L_s$ :

باستخدام قيمة  $L$  تساوي 70 مترا و ميل للمنحدر  $s = 12.50\%$  يمكن الحصول على قيمة للعامل الطوبوغرافي باستخدام النموغراف الذي وضع من قبل (Schwertwenn et al, 1987) فتحصلنا على قيمة للعامل الطوبوغرافي  $L_s$  يساوي إلى 2.830. و عند استخدام طول للمنحدر  $L = 35$  م و ميل للمنحدر  $s = 12.50\%$  و باستخدام النموغراف المذكور أعلاه حصلنا على قيمة  $L_s = 2.220$  و في دراستنا هذه تم إعتبار عامل الغطاء النباتي  $c = 1$  وذلك لعدم وجود الغطاء النباتي في المنطقة النموذجية لتسالت و كذلك أخذ عامل إجراءات الصيانة  $p = 1$  و ذلك لعدم وجود إجراءات الصيانة للمنطقة مثل عمل المصاطب أو إستخدام طريقة الزراعة الشريطية.

## تحليل النتائج :

تم الحصول على 30 عاصفة مطرية خلال السنة المطرية 1994-1995 و كانت كمية الأمطار الساقطة بالمنطقة تقارب من 154.9 سم و كان مجموع قيم مؤشر التعرية للمطر خلال السنة المطرية 1994-1995 قد بلغ حوالي 6.484 (طن.سم/هكتار.ساعة) و تعتبر هذه القيمة كافية لحدوث عملية التعرية المائية. شهدت منطقة لتسالت خلال السنة المطرية 1994-1995 وباستخدام طول المنحدر  $s = 70$  م فإن كمية فقدان التربة قدرت بـ 7.709 طن/هكتار الشكل (2) و هذه يدل على أن المنطقة معرضة للتعرية المائية و عند استخدام طول المنحدر  $s = 35$  م كانت الكمية المحسوبة لفقدان التربة بالمنطقة النموذجية لتسالت حوالي 5.992 طن/هكتار الشكل (3).

لقد تم تسجيل هذه الكمية من التربة المفقودة خلال ستة أشهر غبتداء من أكتوبر 94 إلى غاية شهر مارس 95 و على فترات متقطعة و إن أعلى كمية لفقدان التربة سجلت خلال الأشهر أكتوبر و نوفمبر 1994 و مارس 1995 الشكل (4) و الذي يبين بأن المنطقة شهدت سقوط كميات معتبرة من الأمطار و ذات شدد مرتفعة مسببة في حدوث تعرية و انجراف التربة.

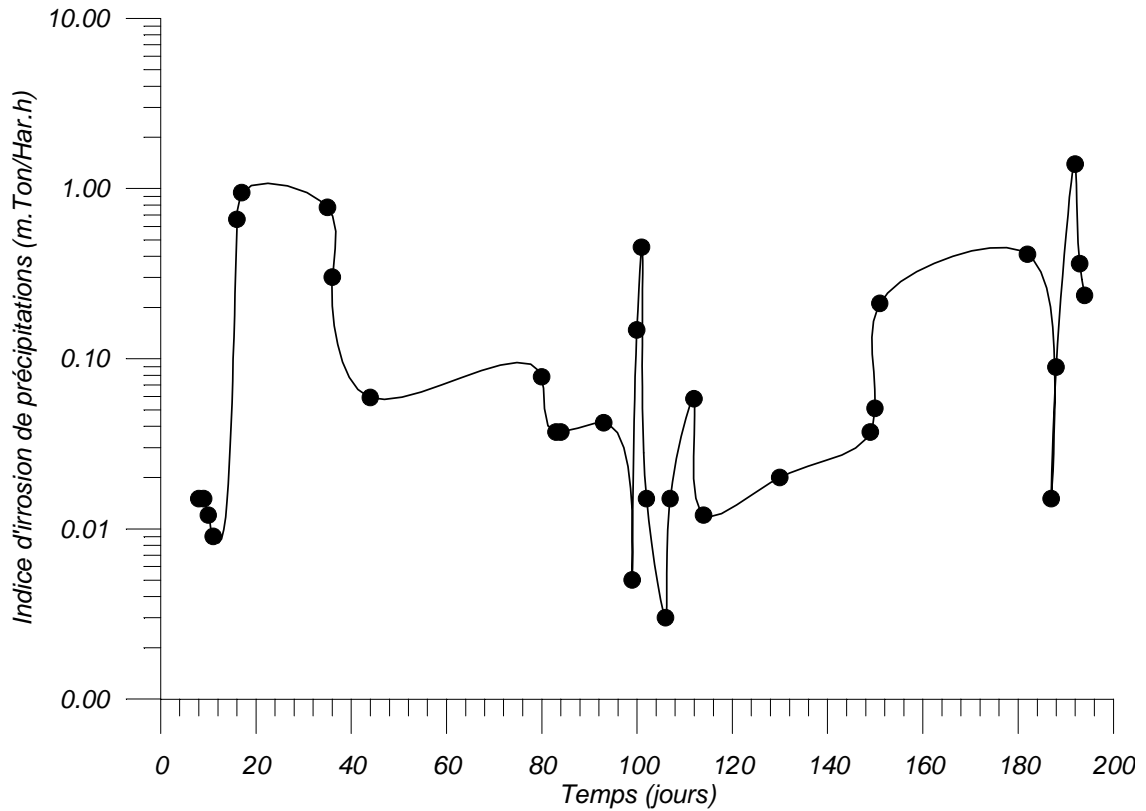
يرجع السبب الرئيسي في ارتفاع كمية فقدان التربة بالمنطقة النموذجية لتسالت إلى ما يلي :

- ارتفاع قيم مؤشر التعرية للمطر مما يدل عن سقوط كميات معتبرة من الأمطار مسببة للتعرية.
- عدم وجود الغطاء النباتي في المنطقة و الذي يلعب دورا أساسيا في حماية التربة من التعرية و تعرض التربة إلى التعرية و الإنجراف.

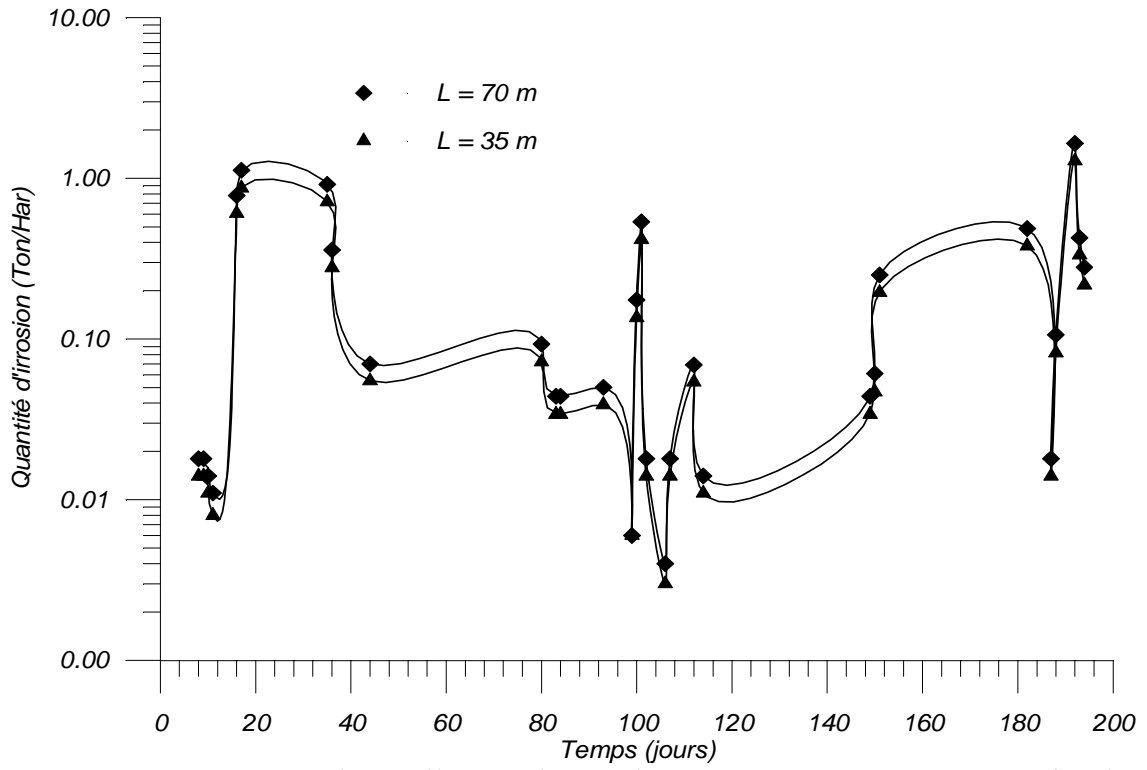
- عدم وجود إجراءات الصيانة بالمنطقة كإنشاء المصاطب (Terasses) و الطريقة الزراعية الملائمة مثل الزراعة الشريطية العمودية على الإنحدار و التي تساهم في التقليل من عملية التعرية.

- طبيعة تضاريس المنطقة حيث أن منطقة لتسالت بمنطقة جبلية ذات إنحدار يبلغ 12.5 % و هذه مما يزيد من فعالية التعرية المائية.

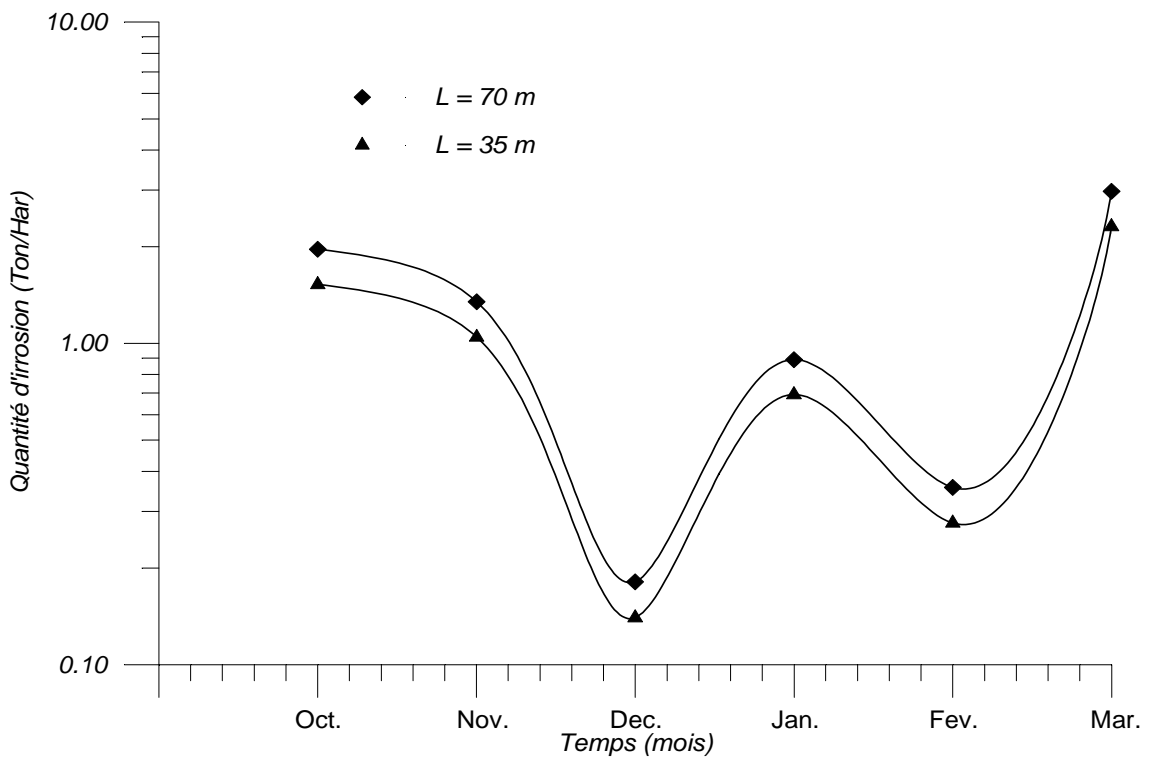
و من خلال النتائج المتحصل عليها للسنة المطرية 94-95 و التي قدرت فيها كمية التربة المفقودة حوالي 7.709 طن/الهكتار و تعتبر هذه القيمة كبيرة عند مقارنتها مع القيم المتحصل عليها في الأعوام 89-90 و 90-91 بقطاع فريجية بمنطقة لتسالت و التي بلغت 4.030 و 4.41 طن/هكتار على التوالي و هذه ما يؤكد بوجود زيادة في كمية التربة المفقودة بواسطة التعرية المائية و بمرور الوقت و عند عدم إتخاذ الإجراءات اللازمة للحد من فعالية التعرية المائية و التي تؤثر سلبا على الطبقة العليا من التربة و كذلك على الطاقة الإستيعابية التخزينية لسد السعادة.



الشكل (1) : حساب مؤشر التعرية للمطر للسنة المطرية 1994-1995 للمنطقة النموذجية لتسالت- وادي مينا.



الشكل (2) : حساب كمية فقدان التربة اليومية للسنة المطرية 1994-1995  
للإنحدارات (L = 70, 35 m) للمنطقة النموذجية لتسالت-وادي مينا.



الشكل (3) : حساب كمية فقدان التربة الشهرية للسنة المطرية 1994-1995  
للإنحدارات (L = 70, 35 m) للمنطقة النموذجية لتسالت-وادي مينا.



## BIBLIOGRAPHIE

- Boline A., 1975, la mesure de splash sur sol limoneux mise en point d'une technique de terrain et premier résultat, Revue XVII ped N°3.
- Carter et al., 1974, Rain drop characteristic in south central united state of the ASAE N°7, p1033-1037.
- Elison W.D.v 1974, Soil erosion studies, Agr. Ing., Vol.278.
- Foster et al., 1977, a run off erosivity factor and variable slope length exponnet for soil estimate , American society of agricultural engeeners, Transection 17, p57.
- Fournier, 1972, Conservation des sols, Conseil de l'Europe.
- Hudson N.W., 1961, Erosion control research progress repport on experiment at Henderson research station. rhod. agric.J. Vol.54.(4).
- Hudson N.W., 1971, Raindrop size in soil conservation. cornell University press. Ithaca. New York.
- IFG, 1987, Projet d'aménagement intégré du bassin versant de l'oued Mina, Algerie.
- KEN, 1967, Quantification de l'érosion -relation caractéristique de pluie- Errosion à l'aide d'un simulateur de pluie, these d'Ingéniorat d'Etat, INA Alger, p.08.
- Khallel et al., 1979, Quantification de l'érosion -relation caractéristique de pluie- Errosion à l'aide d'un simulateur de pluie, these d'Ingéniorat d'Etat, INA Alger, p.06.
- Kinnel P.I.A., 1973, Soil conservation. Edition Baksford, U.S.A.
- Laurant et Bolline A., 1978, caractéristiques des pluie en Belgique du point de vue de leur intensités et leurs agressivités.
- Mahieddine M., 1997, Quantification et validation de l'érosion parcellaire sous simulation de pluie dans un bassin versant de l'oued Mina.
- Mihara, 1952, Raindrops and soil erosion. Institute for agric. Sci., Japan, serie Al. p.51.
- Nieste G., 1988, Gesten, relief boden and boden erosion in mittellauf de l'oued Mina, Oran-Atlas, Algerien.
- Poeson, 1985, l'Erosion du sol par l'eau dans les régions de grandes culture aspect, Agr. Ed. Cedex, p.23-31.
- Roche M., Hydrologie de surface, office de la recherche scientifique technique d'outre-mer, Gautier, Millard, Paris, 1963.
- Rose, 1978, Mesure des phénomènes d'érosion sous pluie simulée et aux causes d'érosion d'adiopodamie de ruissellement sur sol nu, cahier ORSTOM, série ped, Nol.XVI, N°1.
- Rose, 1981, Dynamique actuelle des sols ferratique ferrageneux tropicaux d'Afrique occidentale travaux et documents de O.R.S.T.O.M. N° 130, Ed.ORSTOM, Paris.
- Schwertman et al, 1987, in Gomer, D., 1990, Projet d'aménagement intégré du bassin versant de l'Oued Mina, seminaire d'évolution, p.16.
- Touabia B. et al., 1991, Approche quantitative de l'érosion hydraulique essai de simulation de pluie sur micro-bassin expérimentaux de l'oued Mina, Relizane, Algerie, ORSTOM Grenoble p7.
- Valentine C., 1979, Problèmes Méthologiques de la simulation de pluie de l'érodibilité des sol au milieu tempéré non méditerranée, Vogt.H et Vogt T, Ed.117-122, 28 ref.
- Verronique A., 1987, l'érosion des sols par l'eau dans les régions grandes culture, Aspect agronomique, Ed. Cedex, p. 23-31.
- Wischmeier et Smith, 1962, Evaluation of factors in the soil equation. Agrcultural engineering (39).
- Wischmeier et Smith, 1978, predicting rainfall erosion losses. Agreculture handbook N°573, united state dept. of agreculture, Washington.
- Young A., 1977, Traditional forms of land in relation to soil erosion, JCRAF. Working.
- Zaghar D., 1982, Soil erosion in soil science, New York p.517.

# Caractéristiques hydrodynamiques et termes du bilan hydrique d'un sol limono argileux dans la plaine du haut Chélif (Khemis Miliana).

**Madi Mohamed.**

**Centre universitaire Khemis Miliana. Laboratoire Eau, Roche et Plante**  
[madi.medsa@yahoo.fr](mailto:madi.medsa@yahoo.fr)

**Résumé** - Fondée sur la méthode de caractérisation hydrodynamique *in situ* et *en laboratoire* d'un sol limono argileux, l'expérimentation dont voici les premiers résultats a pour objet la détermination de quelques paramètres hydriques d'un sol limono argileux dans la plaine du haut Chélif. Les mesures gravimétriques d'humidité et tensiométriques de charge hydraulique ont été effectuées en phase de ressuyage du sol, simultanément et régulièrement, pendant une période sèche d'un mois en station expérimentale après saturation complète du profil par un apport d'eau contrôlé en surface. Les premières ont permis d'estimer la capacité de rétention et la réserve utile pour un profil de sol correspondant à l'enracinement des principaux couverts végétaux de la région. Par contre, les mesures tensiométriques sont difficilement exploitables en vue de quantifier valablement les pertes par drainage à partir de ces profondeurs; ils montrent néanmoins que les relations "conductivité-teneur en eau" et "succion-teneur en eau" sont surtout influencées par la texture essentiellement limono argileux de ce type de sol répandu sur le littoral algérien.

## Introduction

Les sols limono argileux de la plaine du haut Chélif représentent d'importantes surfaces cultivées (environ 37000hectares). Ils sont relativement bien connus du point de vue taxonomique: la plupart d'entre-eux dérivent des alluvions récentes et ont été qualifiés de sols peu évolués d'apport alluvial et colluvial (Durand, 1954), (Boulaine.J, 1957) et (Picon et al, 1974). Une zone peu large, en bordure de la mer.

Cependant, à l'exception des travaux de (Monnier, 1974) sur la structure, ces sols ne sont pas encore bien connus du point de vue de leurs propriétés de transferts hydriques.

Voilà pourquoi il a été entrepris récemment, par les labos de recherche travaillant dans cette zone, des études dans ce sens aussi bien *in situ* qu'au laboratoire, afin de quantifier quelques paramètres et variables intervenant dans l'établissement du bilan hydrique à l'échelle de la parcelle; il s'agit, entre-autres, de la conductivité hydraulique, des humidités caractéristiques (capacité de rétention, point de flétrissement permanent, etc.).

Les mesures systématiques de capacité de rétention et de point de flétrissement permanent sont souvent difficiles à trouver dans la bibliographie;

## Méthodologie expérimentale

Les besoins en eau d'un couvert végétal, à l'échelle de la parcelle, peuvent s'estimer à partir de la méthode du bilan hydrique du sol. Ce bilan, s'écrit souvent de la façon suivante:

$$\Delta S = P + I - ETR - D \pm R + RC$$

Dans cette expression:  $\Delta S$ , est la variation de stock hydrique pour une tranche de sol ( $\Delta Z$ ) comprise entre la surface et une profondeur de référence  $Z$ ;  $P$ , la pluie reçue sur la parcelle pendant le même intervalle de temps;  $ETR$ , est l'évapotranspiration réelle du couvert pour un pas de temps donné;  $D$ , le drainage ou mouvement descendant de l'eau;  $R$ , les pertes ou apports latéraux par ruissellement superficiel;  $RC$ , la remontée capillaire ou mouvement ascendant de l'eau.

Dans cette relation, on néglige la part d'eau liée du végétal qui représente environ 1% de ce qui y transite (Couchât, 1974) et le ruissellement considéré comme nul sur sols cultivés.

A l'échelle régionale ou pour des pas de temps plus longs (par exemple l'année) les termes majeurs de cette relation seront la pluie ( $P$ ) et l'évapotranspiration réelle ( $ETP$ ).

Inspirée de la méthode développée par (Vachaud *et al.*, 1978), cette étude propose d'évaluer, en station expérimentale, la capacité au champ d'un sol limono argileux intensément mis en culture pour les essais agronomiques; ce paramètre s'avère être important dans l'analyse des variations de teneur en eau du sol.

Afin de caractériser les écoulements en milieu poreux, on utilise généralement la loi de Darcy qui pour les sols non saturés peut s'écrire (Hillel, 1988) :

$$q = -K(\theta).gradH .$$

Pour un écoulement vertical cela donne:

$$q = -K(\theta) \frac{dh}{dz} .$$

L'équation générale de l'écoulement, tenant compte des processus transitoires et permanents prend en considération l'équation de continuité et devient:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \frac{\partial q}{\partial z}$$

Dans ces expressions on a:  $q$ , flux volumique, vitesse de Darcy;  $K(\theta)$ , conductivité hydraulique; elle dépend très fortement de la teneur en eau ( $\theta$ );  $H$ , charge hydraulique;  $Z$ , profondeur;  $t$ , temps.

Durant une période sèche d'un mois compris entre de 01/04 et 19/04/2008 on a saturé le sol et suivi les profils de ressuyage après un apport d'eau contrôlé en surface. Les mesures d'humidité et de charge hydraulique sont faites en vue de suivre les variations de stocks et de gradients hydriques au cours du temps.

L'estimation de l'humidité du sol par la méthode de gravimétrie est extrêmement simple de mise en œuvre, mais néanmoins lourde, coûteuse en temps et perturbant le terrain. Et nous avons utilisé la méthode de cylindre qui permet de mesurer les densités apparentes sèches in situ à chaque cote ( $Z$ ).

Des échantillons de sol ont été également prélevés pour l'analyse granulométrique et la détermination de l'humidité à pF 4,2 prise comme valeur du point de Le point de flétrissement permanent noté *PFP* d'une plante.

Afin de saturer complètement le profil, on utilise un dispositif d'infiltration à deux anneaux (Zante, 1984). La charge d'eau maintenue constante jusqu'à saturation complète.

Cinq tensiomètres à mercure sont installés de façon circulaire, à 7,5cm du tube d'accès de tarière aux cotes 20 cm, 40 cm, 60 cm, 80 cm et 100 cm.

Pour exprimer la capacité au champ, le point de flétrissement permanent et la réserve utile dans les mêmes unités que celles utilisées pour la pluie, l'évaporation ou les doses d'irrigation, par exemple en millimètres d'eau, les résultats sont exprimés de la façon suivante:

$w$  = teneur en eau pondérale, en pourcents de grammes d'eau par grammes de sol sec;

$\theta$  = teneur en eau volumique, en pourcents de centimètres cubes d'eau par volume total de sol en centimètres cubes;

$d$  = densité apparente sèche, en grammes de sol sec par volume total de sol en centimètres cubes;

$S_z$  = stock d'eau à la cote  $Z$ , en mm d'eau.

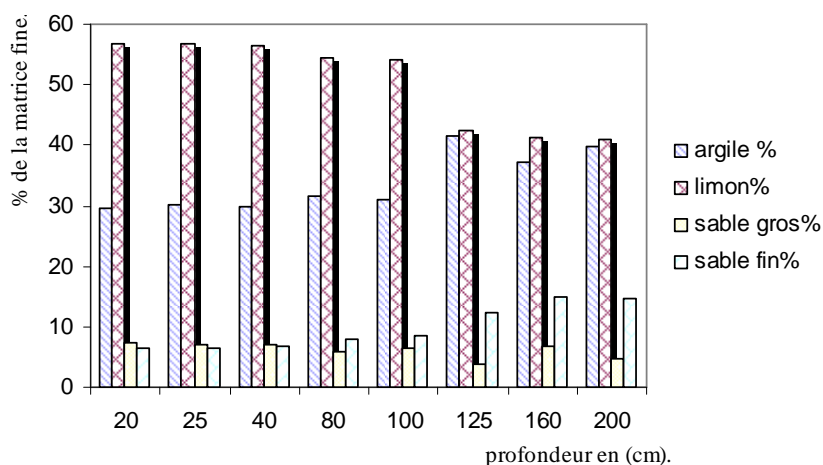
## Résultats et discussion

La figure 1 représente la variabilité verticale du profil textural de sol. Il est caractérisé par un amoindrissement en limon en fonction de la profondeur. Au niveau superficiel (profondeur de 20cm), la quantité de limon est d'environ 56,65% tandis qu'elle n'est de 40,88% en profondeur (à 200cm). Cet amoindrissement est compensé par enrichissement en argile le long du profil: 29,58% en surface à 39,84% en profondeur. Cependant, la quantité de sable reste relativement constante tout le long du profil (et varie de 13% à 22%) comme le montre la fig. (1).

En effet, une légère diminution en gravier dans les niveaux profonds. Cette diminution est compensée par une augmentation en cailloux au niveau profond (de 125cm à 200cm), qui permettraient une évacuation des eaux en excès (drainage naturel) et favorise la rétention en eau.

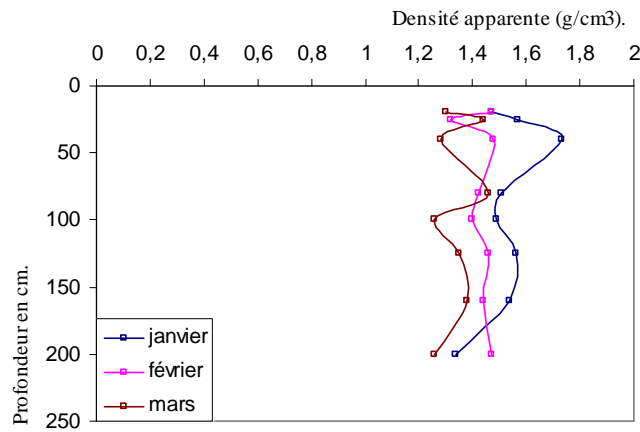
Les profils de densité apparente, sont représentés sur la fig. (2). Une densité apparente ( $1,3\text{g/cm}^3$ ) en surface ou l'activité biologique est plus intense, tandis qu'elle est forte en profondeur (elle peut atteindre la valeur de  $1,73\text{g/cm}^3$ ) et présentent une différenciation verticale très importante.

La variabilité verticale se traduit par une augmentation et diminution importante et non régulière de la densité apparente de la surface jusqu'en bas du profil. Cette variabilité est presque la même pour les trois périodes de mesure.



**Figure 1.** Répartition granulométrique pour chaque horizon de sol jusqu'à la profondeur de 200cm.

En ce qui nous concerne, cette différenciation verticale serait liée: - soit au fait, que ce sol (agricole) est toujours travaillé en surface, ce qui permet leur aération et par conséquent l'augmentation de leur volume porale; ce qui se traduit par la diminution de la densité apparente de la couche labourée.



**Fig. (2):** profil de densité apparente

La densité apparente reste toujours un paramètre qui varie dans le temps en fonction du climat et des techniques de travail du sol (Auzet, communication orale).

Par ce fait là, la densité apparente agit sur le transfert hydrique dans le sol et sur le développement racinaire des cultures.

Il est généralement admis, que le développement racinaire de la plupart des cultures est considérablement réduit quand la densité apparente du sol dépasse  $1,7-1,8\text{g/cm}^3$  (Watts, 1984). Par conséquent, la présence de sous sol compact formerait un obstacle majeur pour le bon développement racinaire de certaines cultures (céréales). Ceci entraîne une mauvaise exploitation des réserves hydriques profondes par les plantes.

Le Tableau I donne les résultats d'analyse de laboratoire. Concernant les propriétés hydriques du sol, ces caractéristiques peuvent être groupées en Concepts agronomiques des transferts de l'eau dans le sol et qui comprennent (la capacité au champ, le point de flétrissement permanent, la réserve utile) on voit qu'il s'agit d'un concept agronomique, surtout la réserve utile qui est estimé à 1,02mm d'eau par cm de sol, celle-ci est suffisante pour permettre un bon rendement d'une culture pluviale et qui est d'ailleurs largement développée dans la région.

Malgré que cette étude se déroulée à l'échelle stationnelle, elle nous a permis d'avoir une idée sommaire sur les caractéristiques hydriques de ce type de sol qui forme la grande majorité de la plaine de Khemis Miliana.

Papy et al, 1981 (In Jouve, 1985) donne une valeur de 1,8 mm d'eau par cm de sol pour le sol de la Chaouia (sans préciser le lieu de leur étude) et (Brahim Ezzahar., 1990) donne une valeur de 1,46mm d'eau par cm du sol de la Chaouia (Maroc Occidental).

Il faut noter que, de nombreuses expériences ont montré que la totalité des réserves utiles du sol n'est pas absorbée par les cultures avec la même facilité (Mohamoud, 1979). En général, il est admis que la moitié (ou les deux tiers) de la RU est facilement utilisable (RFU) (Brochet et Gerbier, 1975). A partir de cette limite (RFU), la plante fait intervenir son mécanisme de défense contre la sécheresse (régulation stomatique).

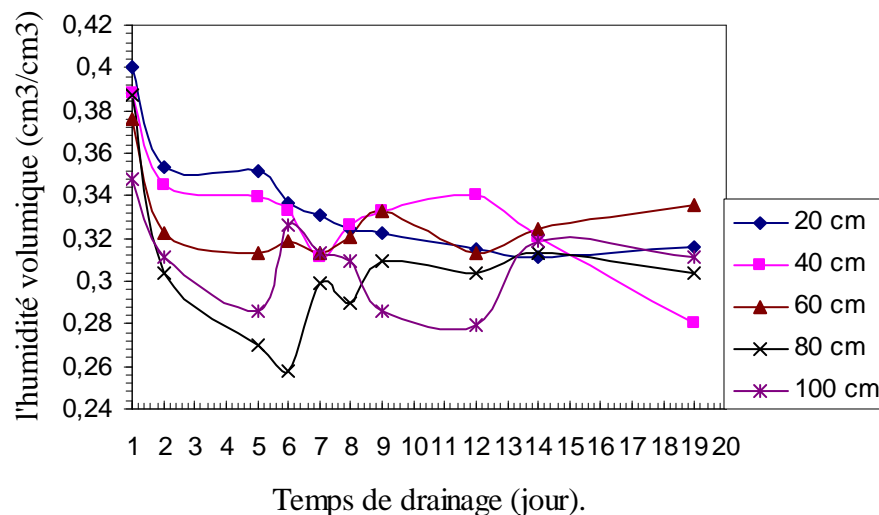
Nous avons reporté sur la fig. (3), les résultats obtenus. De celui-ci, une note que l'humidité volumique du niveau 0-20cm est toujours supérieure à celles des autres niveaux, au fur et mesure que le temps de ressuage augmente; pendant 8 jours et après ce dernière on remarque que l'humidité volumique est inférieure aux niveaux 20-40cm et 40-60cm jusqu'à 14 jours c'est-à- dire que l'eau se déplace vers la base, tandis que le niveau de 60-80cm présente et surtout après 2 jours de drainage les valeurs de l'humidité volumique les plus faibles jusqu'à le 8 jours; et on remarque

aussi que le niveau 80-100cm est supérieur à celles des autres niveaux à partir de 14<sup>ème</sup> jours jusqu'aux derniers jours de drainage sauf que le niveau 40-60cm.

**Tableau I.** Quantité d'eau à la CC, au PFP et la RU ainsi que le rapport de CC au PFP.

Niveau (cm)	Quantité d'eau à la CC. (mm)	Quantité d'eau au PFP. (mm)	RU (mm)	Rapport PFP/CC
0-20	45,38	25,14	20,24	0,5539
20-40	41,19	20,42	20,77	0,4958
40-60	49,59	29,86	19,73	0,6021
60-80	48,72	28,06	20,66	0,5759
80-100	46,59	26,38	20,21	0,5662
totale	231,47	129,86	101,61	0,5610

En basant sur ce critère (qui correspond aussi à la cinétique lente de ressuage (Feodoroff, 1962; Marcesse, 1967) fig. (3), il nous paraît que les valeurs de l'humidité volumique durant le drainage, date à partir de laquelle une certaine stabilisation de la teneur en eau se manifeste.



**Figure 2.** Evolution de l'humidité volumique en fonction du temps de drainage pour chaque horizon de sol.

D'après ce que nous venons de voir tableau II, on peut retenir que: la conductivité hydraulique du sol étudié est faible par rapport à celle des autres sols (sableux). Ce phénomène est lié à la texture (qui est limono argileuse dans notre cas).

En effet, cette dernière engendre d'une part, un volume poral dense, bien reparti et uniforme, et l'autre part, la présence d'une grande microporosité (Hillel, 1972); (Bouma et Dekker, 1985). Ces deux processus influent énormément sur la circulation de l'eau dans le sol, puisque les micropores se vident d'une façon lente et graduelle. Ceci impliquerait une mauvaise conductivité hydraulique de ce sol.

**Tableau II.** Les paramètres estimés de l'équation  $K(\theta) = K_0 e^{\gamma(\theta - \theta_0)}$ .

Profondeur (cm)	$K(\theta) = K_0 e^{\gamma(\theta - \theta_0)}$		
	$K_0$ (mm / j)	$\gamma$	$\theta_0$ (cm <sup>3</sup> / cm <sup>3</sup> )
0-20	4,64	56,68	0,4269
20-40	9,61	32,48	0,4038
40-60	17,20	17,64	0,3932
60-80	9,52	12,93	0,3554
80-100	13,85	14,00	0,3278

## Conclusion:

Ce sol, à faible vitesse d'infiltration, est presque imperméable. Sa capacité de rétention est forte. Les sols pour lesquels le concept de capacité au champ est le moins soutenable sont les sols à texture fine où la perte d'eau à partir de la zone supérieure est plus lente et moins perceptible. C'est dans ce type de sol que la méthode utilisée est la plus appropriée.

Pour les sols à texture moyenne et grossière le processus peut se prolonger de nombreux jours. La connaissance des réserves utiles en eau est nécessaire pour les applications de l'agro météorologie à l'agriculture pluviale ou irriguée.

La poursuite des travaux décrits pourrait se concevoir en y incluant les études d'infiltration. Ce processus est d'une importance pratique car il détermine souvent le ruissellement pendant les orages et les risques d'érosion.

## Références bibliographiques

- Boulaine J., 1957:** Etude des sols des plaines du Chélif. Thèse d'état Univ. Alger 582p.
- Bouma J, Dekker L.W., 1985:** Soil physical investigations for land evaluation (Dutch methods). Soil Survey Institute, Wageningen, Netherlands, 209-224.
- Brahim Ezzahar., 1990:** Répartition de l'eau dans le système sol-plante- atmosphère à l'échelle de la parcelle dans la plaine de la Chaouia (Maroc Occidental). Thèse doctorat de l'Université Louis Pasteur Strasbourg I, 132p + annexes.
- Brochet P, et Gerbier N., 1975:** l'évapotranspiration. Aspect agronomique. Evaluation pratique de l'évapotranspiration potentielle. Monographie n°65 de la météorologie nationale, 95p.
- Couchât P., 1974 :** Mesure neutronique de l'humidité des sols. Université Paul Sabatier, Thèse n° 584, Toulouse.
- Durand J.M., 1954:** Les sols d'Algérie S.E.S. Alger 243p.
- Feodoroff A., 1962:** Ressuyage d'un sol et capacité de rétention pour l'eau. Ann. Agron., Vol 13, n°6, 523-547.
- Hillel, D., 1972:** L'eau et le sol: principes et processus physiques. Trad. De l'anglais par L. W. De Backer. Lauvain La Neuve. Cabay. 288p.
- Jouve Ph., 1985:** déficit hydrique et rendement potentiel des céréales d'hiver en milieu aride. Div. Rech. Dev., IRAT/GERDAT Montpellier, 19p.
- Mahmoud M.I., 1979:** Recherche sur la dynamique et le bilan d'un écosystème à Pin Pignon (*Pinus pinea* L.) sur sable dunaire. Thèse doctorat d'état. Université des Sciences et Technique du Languedoc, 272p + annexes.

**Marcesse, J., 1967:** Détermination in situ de la capacité de rétention d'un sol au moyen de l'humidité à neutrons. In: ANEA (Editor). Colloque sur l'emploi des radioisotopes et des rayonnements dans les études sur la physique du sol et l'irrigation. (Istambul, Turquie), 137-146.

**Monnier G., 1974:** Porosité totale et systèmes de porosité d'un sol en place. Note INRA, Sci. Du sol, Avignon.

**Papy F., Oussible M., Jouve p., 1981:** les contraintes pédoclimatiques à l'exploitation agricole des zones semi-arides et arides du Maroc Occidental. RGM, 5, Nouvelle série, Rabat, Maroc.

**Picon et al., 1974:** étude agro pédologique du haut Cheliff, ed ; DEMRH, Alger

**Vachaud G., Dancette C., Sonko S., Tony J.L., 1978:** Méthodes de caractérisation hydrodynamique in situ d'un sol non saturé. Application à deux types des sols du Sénégal en vue de la détermination des termes du bilan hydrique. Ann. Agron., Vol. 29 n° 1, 1-36.

**Watts G.D., 1984:** Etude des différents niveaux de déficit hydrique du sol sur la protection de l'orge. In 3<sup>ème</sup> séminaire sur l'aridoculture, March 26-28, Rabat, Maroc, 121-141.

**Zante., 1984 :** Caractérisation et évolution des propriétés hydriques des sols alluviaux de la Vallée du fleuve Sénégal. Périmètre irrigué de Tilene (région du fleuve). OSTORM, centre de Dakar-Hann.



# Qualité biologique d'un sol agricole et tolérance à une pollution métallique

**IDDOU A.\*, AOUES A.\*\*, SLIMANI M.\*\* et OUALI M.S. \***

\*Laboratoire de valorisation des matériaux et traitement des nuisances. Université de Mostaganem. Faculté des sciences et sciences de l'ingénieur. Département de chimie. Bp. 227 27000 Mostaganem.)

\*\* Université d'Oran. Laboratoire de biochimie. Es sénia Oran 31000.

[iddouabdelkader@yahoo.fr](mailto:iddouabdelkader@yahoo.fr)

**Résumé** - La flore totale d'un sol agricole (région de Mostaganem) cultivée au laboratoire a montré une certaine tolérance aux métaux lourds. La concentration minimale d'inhibition (MIC) par le Cd, Cu et Pb a été déterminée. La MCI révélée était comprise entre 5 et 20mg/l. La flore contaminée par les métaux lourds a été encore soumise à l'action d'antibiotiques. L'antibiogramme établi a montré que le stress métallique influe sur sa réponse aux antibiotiques. Des zones d'inhibition plus importantes ont été observées, ce qui nous laisse prévoir un changement dans la structure des espèces microbienne isolées du sol.

Cette étude nous permettra de proposer une méthode efficace pour la rémédiation des sols contaminés par les métaux lourds et ce, en isolant l'espèce la plus tolérante.

**Mots clés** : Tolérance, métaux lourds, microorganismes, sol, rémédiation, stress.

## Introduction

La microflore tellurique –ou la microflore vivant dans le sol– est composée d'espèces appartenant aux groupes des bactéries, des actinomycètes, des champignons, des algues et des protozoaires. Les surfaces concernées par la pollution métallique se trouvent principalement à proximité des sites industriels. Les métaux peuvent être soit fixés dans les roches et les sédiments, soit mobiles (sous forme ionique). Dans le premier cas, les quantités disponibles sont infimes et ils n'ont aucune signification sur la pollution. Mais lorsque les conditions changent de telle manière que les métaux redeviennent solubles, l'augmentation de la concentration devient alors une menace directe pour l'environnement. En outre, depuis quelques années, les pluies acides augmentent la mobilité des métaux dans le sol et causent donc une augmentation de leur concentration dans les produits agricoles. [1-5]

Deux types de polluants peuvent influencer sur les bactéries : les métaux lourds et les substances organiques (pesticides, hydrocarbures). Les métaux peuvent être essentiels à la vie à très faibles doses (oligoéléments), car ils sont impliqués dans le métabolisme cellulaire (cofacteur enzymatique, stabilisateur de structure secondaire des protéines...). Mais dans le cas de pollution, ils sont tous potentiellement toxiques à forte concentration. Parmi les métaux non essentiels à la vie, il faut citer les métaux lourds comme le cadmium, le mercure, l'aluminium et le plomb. Ils sont tous généralement présents à l'état de trace dans la biosphère, ce qui limite leur interaction avec les organismes vivants. Cependant, l'augmentation des teneurs en métaux dans les écosystèmes terrestres et aquatiques constitue un danger potentiel par « bioaccumulation » le long de la chaîne trophique [1, 3].

Notre contribution au problème de la pollution des sols revêt une approche particulière, puisque l'étude que nous proposons ne réglera pas le problème de pollution, mais ouvrira des perspectives à d'éventuelles méthodes de traitement de ses sols contaminés, particulièrement par les métaux lourds, sans avoir à s'investir financièrement, et ce d'une manière exagérée. Les agents de l'humification et les organismes vivants constituent la biomasse biologique, qui en fait est composée non seulement de la microflore (bactéries, champignon), mais aussi de la faune du sol.

## **Matériels et methode**

### ***Echantillonnage des sols***

Les échantillons des sols proviennent d'une terre agricole située dans la partie Est du plateau de Mostaganem. Les prélèvements ont concerné les sols situés à proximité de la route menant vers Alger. Les échantillons de sols sont prélevés dans des boîtes stériles, et sont conservés à 4°C.

### ***Adaptation de la flore totale au plomb***

Les manipulations ont consisté à préparer plusieurs échantillons :

- Un échantillon témoin qui n'a subi aucun stress métallique,
- Un échantillon contaminé par une espèce métallique : prendre 1g de sol qu'on place dans une solution stérile contenant du plomb (sous forme de nitrates) à des concentrations variables (5, 40 et 100 mg/l),
- Un échantillon contaminé par plusieurs espèces métalliques : Nous avons introduit le plomb en combinaison avec le cuivre et le cadmium (sous forme de nitrates et de sulfates) (Pb/Cd et Pb/Cu).

Les échantillons sont incubés à 37°C pendant 24 heures. Des dilutions sont ensuite réalisées et sont ensemencées en masse sur TGEA. Les boîtes sont incubées à 37°C pendant 24 heures.

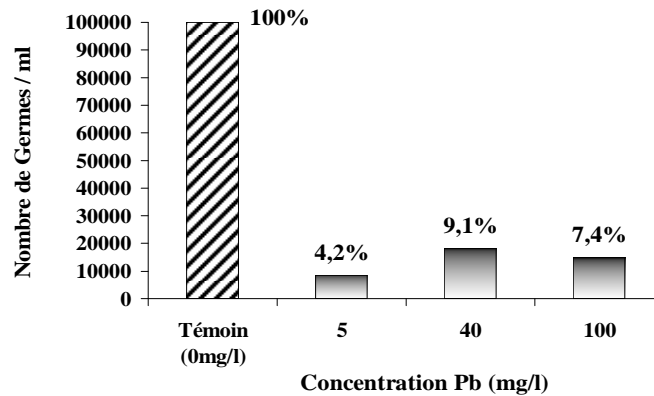
### ***Epreuve de sensibilité aux antibiogrammes***

Des disques préimprégnés d'antibiotique : Kanamycine et Nitroxoline, sont disposés à la surface d'une boîte coulée avec la gélose Müller étalée avec le surnageant des différentes macérations de sols (avec ou sans contamination). Les boîtes sont incubées pendant 24heures à 37°C.

## **Résultats et discussions**

### ***Influence de la concentration en plomb***

Les résultats que nous avons obtenus (Fig.1), montrent clairement l'effet du plomb sur la culture bactérienne. En effet, la concentration la plus faible (5mg/l) a montré un effet inhibiteur par rapport à la concentration la plus élevée (100mg/l). Cela peut être expliqué par une certaine adaptation de la flore aux fortes concentrations et surtout à une éventuelle sporulation des espèces microbiennes existantes dans le sol. Nous constatons, par ailleurs, que la flore proliférant en présence de  $Pb^{2+}$  à 5mg/l ne représentent que 4% de la flore totale. Un même ordre de grandeur de la valeur du pourcentage de croissance est enregistré pour les deux échantillons contenant le  $Pb^{2+}$  à 40 et 100mg/l, ils sont de 9 et 7% respectivement. Ces taux nous informe sur la capacité des microorganismes du sol à tolérer les fortes concentrations en plomb. Les mêmes observations, quant à la résistance des bactéries aux métaux lourds a été rapporté par plusieurs auteurs [6].

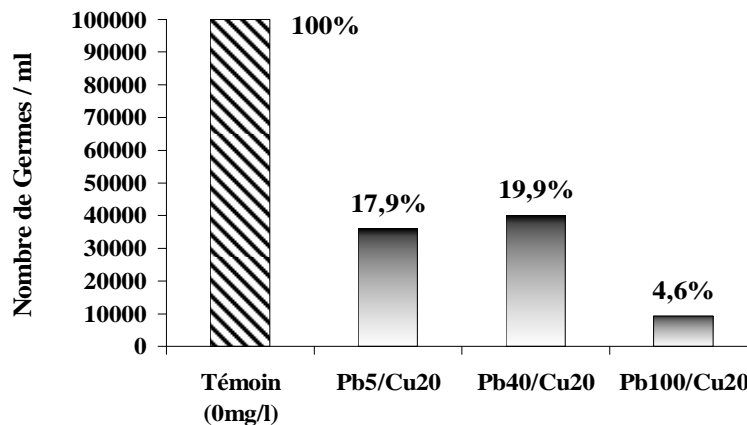


**Figure 1.** Dénombrement de la flore totale sans et en présence du plomb.

### *Influence de la présence simultanée des métaux*

Nous avons essayé, dans cette étude, de voir l'effet du cuivre à 20mg/l, introduit dans la suspension de sol, traitée par le plomb à concentrations variables de 5, 40 et 100mg/l.

L'ajout du cuivre à la solution de plomb (100mg/l) agit négativement sur la flore, cela est montré par le nombre de germes qui est de  $93.10^2$  comparé à celui dénombré quand le plomb est présent seul à la même concentration ( $150.10^2$  germes/ml) correspondant à un taux de présence de 4,6%. Par contre, les autres essais (5 et 40mg de Pb/l) ont donné des résultats montrant que le cuivre diminue l'effet d'inhibiteur du plomb sur la culture bactérienne (Figure 2). Dans le premier cas (100mg Pb/l) le cuivre participe conjointement avec l'effet toxique du plomb. Il est probable, que dans le second cas (5 et 40mg Pb/l), le cuivre agit en compétition, en levant l'effet toxique du plomb ; cela s'est traduit par des taux de présence des espèces microbiennes de 17,9 et 19,9% respectivement. Ces taux sont plus importants que ceux enregistrés dans le cas de la contamination du sol par le plomb seul.



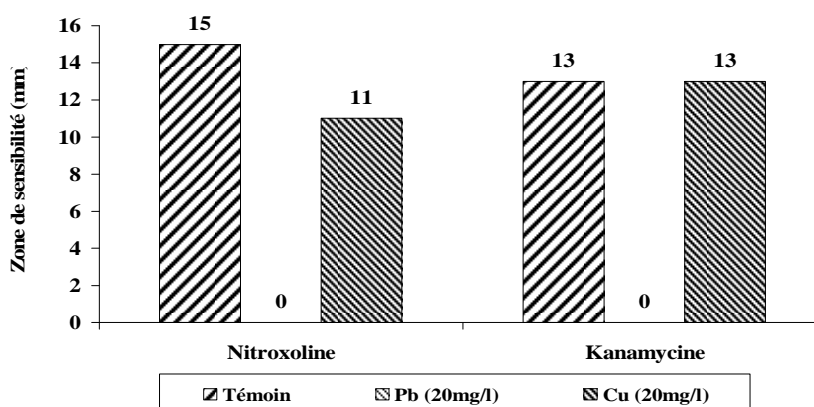
**Figure 2.** Effet de l'ajout du cuivre sur la toxicité du plomb

### *Antibiogramme de la flore contaminée*

Deux antibiotiques ont été testés : la Nitroxoline (NI) et la Kanamycine (K30).

Les résultats de l'antibiogramme (Figure 4), montrent que la présence ou l'absence de la zone d'inhibition dépend du métal. C'est ainsi que la flore du sol contaminée par le plomb ne présente aucune zone, ce qui signifie l'affaiblissement de la résistance des espèces microbiennes, dû à la toxicité du plomb.

La zone d'inhibition dans le cas du cuivre est proche de celle du témoin, signifiant une toxicité moins importante de cet élément seul. Peu de travaux rapportent la sensibilité des microorganismes du sol aux antibiotiques. Certains auteurs [6-8] ont rapporté ce type de résistance aux antibiotiques d'espèces isolées du sol de l'antarctique. Peu d'espèces isolées ont montré leur résistance à la kanamycine en présence de métaux toxiques [9].



**Figure 4.** Epreuve de sensibilité aux Antibioigrammes

### ***Isolement et Identification biochimique***

En vu de l'isolement des espèces qui ont montré une résistance à la présence des métaux lourds, seuls et en combinaison, nous avons choisi deux milieux spécifiques pour la flore prédominante des sols : Hektoen (HEK) et Gélose S-S.

Plusieurs repiquages sont réalisés, en adoptant toujours la même méthodologie, jusqu'à l'obtention d'une flore présentant un même aspect et donne l'apparence d'une espèce pure.

Les espèces obtenues sont identifiées, faisant appel aux caractères biochimiques. Les résultats obtenus sont rassemblés dans le tableau 1.

Trois espèces ont été identifiées après comparaison avec le guide de référence et selon le Bergey's Manual of Determinative Bacteriology [10]. Les espèces sont :

Résultat 1 : *Enterobacter sakazakii*

Résultat 2 : *Salmonella arizonae*

Résultat 3 : *Pantoea Spp*

### **CONCLUSION**

Au terme de cette étude, qui nous a conduits à un domaine complexe, mais fortement intéressant, nous avons pu constater la relation qui peut exister entre la pollution des sols (surtout agricoles) par les métaux lourds et la flore bactérienne.

Au travers de cette étude, qui s'est intéressée à la mise en évidence du comportement des microorganismes de sols contaminés par des métaux lourds, nous avons pu constater que l'adaptation de la flore du sol, particulièrement les bactéries, dépend du type de métal et de sa concentration. C'est ainsi, dans notre travail, le métal le plus toxique s'est avéré être le plomb quand il est présent seul dans le sol. Sa présence simultanée avec le cuivre diminue sa toxicité et donc permet aux microorganismes de proliférer même en sa présence. Les microorganismes présents sont majoritairement des cocci et des bacilles.

Ces résultats montrent clairement que le sol qui, à l'origine s'auto-épurait naturellement, est confronté au problème de saturation par les métaux lourds, causés par la pollution. C'est ainsi qu'il

importe à l'homme d'intervenir pour enrichir les sols en question par des espèces microbiennes capables de remédier à cette pollution, tout en gardant l'aspect d'origine et surtout en effectuant un apport qui ne risque pas de nuire à l'environnement.

### Références bibliographiques

1. M.J. Wang, K.C. Jones. Uptake of chlorobenzens by carrots from spiked and sewage sludge-amended soil. *Environ. Sci. Technol.* 28, 1994, 1260–1267.
2. M.J. Wang, S.P. McGrath, K.C. Jones. Chlorobenzenes in field soil with a history of multiple sewage sludge application. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1995, 1360–1367.
3. J. Zhang, W. Zhao, J. Pan, L. Qiu, Y. Zhu. Tissue-dependent distribution and accumulation of chlorobenzenes by vegetables in urban area. *Environ. Int.* 31, 2005, 855–860.
4. M. Zolezzi, C. Cattaneo, J.V. Tarazona. Probabilistic ecological risk assessment of 1,2,4-trichlorobenzene at a former industrial contaminated site. *Environ. Sci. Technol.* 39, 2005, 2920–2926.
5. M. Di Benedetto, S. Anfossi, E. Billiard, M. Bonnet, F. Henriot, F. Kraemer, L. Lechenne, M. Le Herissier, S. Lorin, *Les métaux lourds*, Ecole Nationale Supérieure des Mines, France, 1997.
6. S. Shrivaji, N.S. Rao, L. Saisree, V. Sheth, G.S.N. Reddy, P.M. Bhargava, *Isolation and identification of Micrococcus roseus and Planococcus sp. from Schirmacher Oasis, Antarctica*, *Journal of Biosciences*, Vol. 13, 1988, p. 409-411.
7. S. Shrivaji, N.S. Rao, L. Saisree, V. Sheth, G.S.N. Reddy, P.M. Bhargava, *Isolation and identification of Pseudomonas spp. from Schirmacher Oasis, Antarctica*, *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 55, 1989, p. 767-770.
8. S. Shrivaji, N.S. Rao, L. Saisree, G.S.N. Reddy, G. Seshu Kumar, P.M. Bhargava, *Isolates of Arthrobacter from the soils of Schirmacher Oasis, Antarctica*, *Polar Biology*, Vol. 10, 1989a, p. 225-229.
9. P.W. Ramteke, S. Khare, K. Gopal, *Bacterial types and abundance in freshwater of Schirmacher Oasis, Antarctica*, *Journal of environmental biology*, Vol. 21 issue 4, 2000, p. 349-353
10. G. Holt, N. R. Krieg, P. H. A. Sneath, J. T. Staley, S. T. Williams, *Bergey's manual of determinative bacteriology*, Ed. Lippincott Williams & Wilkins, USA, 1994.

## Thème III

### Qualité des eaux

# Essai d'évaluation de la qualité de l'eau à partir d'indices biotrophiques phytoplanctoniques dans la retenue de barrage de Sidi-Yacoub (Chlef).

**HOUARIA.\*, SAIDI D.\***

\* Faculté des Sciences Agronomiques et des Sciences Biologiques. Université de Chlef.

[houariaek@yahoo.fr](mailto:houariaek@yahoo.fr)

**Résumé** - Cette étude porte sur un écosystème aquatique assez profond, le lac réservoir de Sidi-Yacoub (Chlef-Algérie) d'où est prélevée une bonne partie de l'eau potable pour la ville de Chlef. Comme première étude elle vise à identifier les associations phytoplanctoniques en relation avec les facteurs de l'environnement susceptibles de provoquer ou de modifier ou de Contrôler le développement des espèces phytoplanctoniques en général et en particulier des espèces potentiellement toxiques.

Le phytoplancton a été échantillonné au cours d'un cycle annuel (Février 2008 à janvier 2009). Une approche temporelle à été privilégiée afin de cerner l'évolution saisonnière du phytoplancton dans la retenue. L'utilisation de statistiques descriptives et l'analyse en composantes principales nous ont permis d'avoir une vision globale de la structure temporelle du phytoplancton. Parmi les 37 espèces recensées dans la présente étude, 21 espèces sont considérées comme communes au niveau de la retenue de Sidi-Yacoub et sont pour la plupart inféodées à la classe des Chlorophycées.

*Peridinium ssp* est considérée toutefois comme la Dinophycées la plus abondante et la plus constante dans les prélèvements. Du point de vue évolution nous avons pu dégager deux pics d'efflorescence algale : en Mai juin et en Novembre (printemps et automne).

Dans cette étude le climat semble déterminant sur la composition spécifique des assemblages sur le profil saisonnier. La pluviométrie par le phénomène érosif qu'elle provoque, est le principal pourvoyeur en éléments nutritifs, entre autres azotés. Les facteurs de charge, notamment le phosphore issu des sédiments de fond ou de la décomposition algale, semblent également influencer certains groupes phytoplanctoniques tels que les Dinophycées et les Euglenophycées en période estivale (août).

La composition en espèces nous a également permis d'entrevoir la possibilité d'utiliser les groupes fonctionnels indicateurs de l'état trophique du milieu étudié. De ce qu'il ressort, la présence d'espèces indicatrices d'un statut eutrophe est signe d'une dépréciation de la qualité de l'eau du réservoir.

**Mots clefs** : Barrage Sidi-Yacoub, Phytoplancton, Assemblages, facteurs biotrophiques.

## Introduction.

En Algérie, pays à climat semi aride, l'approvisionnement en eau pour différents usages est assuré pour une grande partie par les eaux de surfaces mobilisables par la centaine de barrages existant et en construction Kettab (2001). D'après cet auteur les réserves mobilisables sont à peine de  $2.10^9 \text{Hm}^3$ , pour des besoins évalués à plus du double. Par ailleurs ces aménagements clés de la ressource en eau pour différents usages peuvent avoir des effets négatifs sur la qualité des eaux de barrage. La dégradation de cette ressource peut gêner sérieusement son exploitation. Les surcouts générés pour lutter contre le foisonnement des algues pendant les périodes critiques peut rendre prohibitif le cout de l'eau.

Situé à la base de la productivité primaire le phytoplancton constitue un maillon primordial des réseaux trophiques permettant notamment le développement de la microfaune planctonique et des poissons lacustres. La capacité des algues à croître et à se développer dans les milieux aquatiques est le résultat d'interactions complexes entre les processus hydrologiques, physiques, chimiques, et biologiques. La biomasse de chaque espèce est déterminée par les processus de gain et de perte qui sont eux mêmes liés aux conditions de l'environnement, (Dabadie (1999).

Les variations saisonnières ont une grande influence sur ces processus de gain et de perte, puisqu'elles sont responsables entre autre de variations de température, de lumière, d'hydrologie et de quantités d'éléments nutritifs. Ces variations auront des impacts différents selon les espèces puisque chacune répond aux changements de l'environnement en fonction de ses caractéristiques propres entraînant une succession des communautés phytoplanctoniques.

La retenue de barrage de Sidi-Yacoub est un réservoir destiné essentiellement à la production d'eau potable. Cette situation nous offre une opportunité très intéressante pour entamer l'étude des processus chimiques, physiques, hydro climatiques et biologiques régissant le fonctionnement d'un lac artificiel. Dans le cas du Phytoplancton, elle permet notamment l'étude de la colonisation et de l'installation d'un peuplement algal à partir d'un cours d'eau, l'Oued Lardjem. Par ailleurs s'agissant de cette région la flore phytoplanctoniques est peu connue.

L'objectif de ce travail est de présenter les résultats d'une étude concernant les assemblages phytoplanctoniques, tout le long d'un cycle de production (une année), en termes d'abondance, composition, structure, en essayant d'intégrer les processus physiques, chimiques et climatiques afin de nous permettre d'apporter les premiers éléments d'interprétations du fonctionnement du compartiment phytoplanctoniques dans le lac réservoir de Sidi Yacoub.

## Matériel et méthodes

Le barrage de Sidi Yacoub construit en 1985 est situé dans la wilaya de Chlef, à 28 km au Sud du chef lieu de wilaya. Il est implanté dans les gorges de l'oued Lardjem. Le barrage permet de constituer une retenue de 285,106 Hm<sup>3</sup>. L'eau accumulée servira à l'alimentation en eau potable principalement et à l'irrigation ANBT (1985).

### ***Point et fréquence d'échantillonnage***

Prise d'eau N° 2 = prélèvement intégré sur 3m. OMM (2002)

Fréquence 1 à 2 prélèvements (total = 18 : fév./2008-jan/2009)

Paramètres physico chimiques : Ont été déterminés les paramètres suivants :

-In situ : T°C (eau), pH, CE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), O<sub>2</sub> (%), Rodier (2007), Transparence (m) Desagne (1999), Coté (2002) et Pluviométrie (mm) ONM (2008)

-Au laboratoire : Turbidité (NTU), RS (mg/l), Nutriments en mg/l (N-NO<sub>3</sub>, N-NO<sub>4</sub>, N-NO<sub>2</sub>, P-PO<sub>4</sub>)  
Chlorophylle (a)  $\mu\text{g}/\text{l}$  Lorenzen (1967)

Paramètres biologiques mesurés:

-Abondance : nb de cellules/litre

-Richesse spécifique : S (espèces).

-Occurrence :  $F_i = (P_i/P) \times 100$ . P = nb total de prélèvements

-Dominance :  $D_m = (D_{sp}/D_t) \times 100$  ; (> 5%)

Traitements statistiques : statistiques descriptives et ACP sous Xlstat 2.7



## Résultats et discussions.

### Résultats

**Tableau I.** Statistiques descriptives des facteurs abiotiques.

Paramètres	Eau T°C	CE uS/cm	pH	O <sub>2</sub> %	RS Mg/l	NO <sub>3</sub> Mg/l	NO <sub>2</sub> Mg/l	NH <sub>4</sub> Mg/l	PO <sub>4</sub> Mg/l	Pluv mm	T°C air	Tur NTU
MIN	11,30	1710,0	7,46	40,67	985,60	0,63	0,00	0,02	0,01	0,00	10,5	3,75
MAX	28,90	2459,0	7,77	90,35	1309,0	4,94	0,12	0,09	0,23	105,5	30,5	10,55
MOY	19,60	2101,58	7,58	72,48	1178,39	2,11	0,03	0,05	0,05	38,5	19,8	6,88
Ecart type	5,96	2762,7	0,10	13,97	87,58	1,19	0,03	0,02	0,06	34,42	7,45	2,60
CV %	30,35	13,13	1,31	19,27	7,43	56,39	100	40,00	120,00	89,03	37,7	37,79

**Tableau II.** Evolution de la transparence (DS) et du taux de chlorophylle dans la retenue Sidi-Yacoub

Date	DS (m)	Couche euphotique DS x2.5 (m)	Chlorophylle a (µg/l)
Avril	0,9	2,25	8,05
Mai	1	2,5	32,4
Juin	0,9	2,25	29,16
Juillet	1,8	4,05	14,5
Aout	1,7	4,25	13,8
Sep	1,8	4,5	8,69
Oct.	-	-	7,58
Nov.	-	-	31,34
Min	0,9	2,25	7,58
Max	1,8	4,5	32,4
<b>Moy.</b>	<b>1,35</b>	<b>3,3</b>	<b>18,19</b>

**Tableau III.** Abondance saisonnière du phytoplancton en %

Classes %	automne	hivers	printemps	été
<b>Chlorophycées</b>	42	60	78	53
<b>Diatomophycées</b>	16	2	10	6
<b>Euglenophycées</b>	4	0	3	1
<b>Dinophycées</b>	36	37	8	34
Cryptophycées	2	1	1	6

**Tableau IV.** Fréquence d'occurrence de quelques espèces.

N°	classe	espèces	occurrence %	catégorie
1	Dinophycées	<i>Peridinium ssp</i>	83,33	Constante
2	Chlorophycées	<i>Cosmarium circular</i>	72,22	commune
3	"	<i>Chlorococcum ssp</i>	72,22	"
4	"	<i>Oocystis lacustris</i>	66,67	"
5	Diatomophycées	<i>Navicula ssp</i>	66,67	"
6	Euglenophycées	<i>Phacus longicauda</i>	66,67	"

## **Discussion.**

Les eaux de la retenue de Sidi-Yacoub sont considérées comme légèrement alcalines en effet le pH varie de 7.46 à 7.77. Les valeurs les plus élevées coïncident avec la forte activité algale durant la période printano-estivale. Egalement les valeurs de l'Oxygène dissous, corrélées positivement à la richesse spécifique ( $r = 0,66$ ,  $p=0,05$ ), proche de la sursaturation, indiquent une activité intense durant la même période. Ces observations ont également été rapportées par Berrada et al (2000). L'évolution saisonnière (printano-estivale) de la chlorophylle a, suit plus ou moins celle de l'activité algale. A l'inverse les valeurs les plus basses de la chlorophylle suivent la chute brutale de la biomasse algale.

En portant attention à la série de corrélation impliquant l'ensemble des variables physico-chimiques, les analyses montrent que c'est la température de l'eau et la conductivité électrique (CE) qui sont le plus souvent reliées aux autres variables. En effet d'après Alaoui et al. (2000), la température est un facteur déterminant pour la dynamique écologique des systèmes aquatiques car elle influence fortement les cinétiques chimiques et biologiques. Selon Lavoie (2001), une augmentation de la CE, corrélée positivement aux RS ( $r = 0,66$ ,  $p = 0,05$ ), peut être associée à l'érosion des sols et aux eaux de ruissèlement qui transportent les ions majeurs. Ces faits sont corroborés par Tidjani et al (2002). D'autre part la CE est corrélée négativement à la biomasse phytoplanctonique représentée par sa richesse spécifique (S) ( $r = -0,62$ ,  $p = 0,05$ ), nos résultats semblent confirmés par ceux obtenus par Lavoie (2001).

De la même manière les RS, corrélés positivement à la CE ( $r = 0,66$ ,  $p=0,05$ ) en saison pluvieuses peuvent être liés à l'azote et au phosphore car une augmentation de l'érosion hydrique entraîne des particules de sol et de matières organiques auxquelles sont associés les nutriments Iltis (1982) et Sadani et al (2004). La retenue de Sidi-Yacoub est caractérisée, par de faibles teneurs en éléments nutritifs durant l'année, du moins en ce qui concerne le phosphore (excepté pour le mois d'aout). Elle développe un phytoplancton assez pauvre en termes de richesse soit une moyenne de 2 espèces par prélèvement. Par comparaison à certains lacs tropicaux où la richesse spécifique varie entre 111 et plus de 300 taxons selon Ngansoumana (2006). En région semi arides, pour certains réservoirs marocains, les chiffres oscillent entre 50 à 60 taxons selon Berrada et al (2000).

La production phytoplanctonique n'est pas très abondante dans la retenue de Sidi-Yacoub. Mais la nature des algues dominantes dans cet écosystème, principalement des Dinophycées et des Chlorophycées, majoritairement hétérotrophes facultatives avides de matières organiques indique un milieu instable d'après Angelli (1980).

La succession algale est nettement marquée par une dominance d'algues vertes en terme de biomasse (Chlorophycées) assez variée (18 espèces) et ceci durant tout le cycle annuel de production. La présence d'espèces typiques appartenant à certains ordres telles que les volvocales et les chlorococcales suggèrent un milieu assez riche en matières organiques de diverses origines.

La présence du groupe des Dinophycées majoritairement représentés par *Peridinium spp*, espèce considérée comme dominante et constante au niveau de la retenue, peut suggérer une eutrophisation à moyen terme malgré l'absence dans nos échantillons d'espèces à risque. Ces résultats ont également été observés par Alaoui et al (2000) dans la retenue El Massira (Maroc).

La présence d'Euglenophycées même en nombre réduit (trois espèces), sont considérés classiquement comme des indicateurs d'eaux riches en matières organique. Les genres Euglena, Phacus et Ceratium présents particulièrement en période estivale confirment cet état Angelli (1980).

En s'inspirant d'un modèle de la directive cadre de L'UE in Koemann et Bijkerk (2001), de la grille OCDE (1982) et de Reynolds (1998) (Tableau 5), sur l'utilisation de la teneur en chlorophylle a, de la transparence au disque de Secchi et des groupements fonctionnels déterminés à partir de la moyenne estivale (Avril à Septembre), l'état trophique des eaux du barrage de Sidi-Yacoub présente les caractéristiques suivantes :

**Tableau V.** Etat trophique des eaux de Sidi-Yacoub.

Etat trophique	Chlorophylle a ( $\mu\text{g/l}$ )	Transparence (Secchi) (m)	Espèces Indicatrices
Oligotrophe	$\leq 2.5$	$\geq 6$	-
Mésotrophe	2.5 – 8	6 - 3	<i>Oocystis spp</i> , <i>Scenedesmus spp*</i> , <i>Pandorina spp</i> , <i>Cosmarium spp*</i> , <i>Peridinium spp*</i> , <i>Ceratium</i>
Eutrophe	8 - 25	3 – 1.5	<i>Glenodinium spp*</i> , <i>Ceratium spp</i> , <i>Peridinium spp*</i> , <i>Cryptomonas spp</i> , <i>Asterionella spp</i> , <i>Scenedesmus spp*</i>
Hypereutrophe	$\geq 25$	$\leq 1.5$	<i>Euglena spp</i> , <i>Phacus spp</i>
Sidi-Yacoub	Max : 32.4 Moy : <b>17.76</b>	Max : 1.8 Moy : <b>1.35</b>	Etat eutrophe

**Remarque :**

1. Les espèces citées dans le tableau sont répertoriées à Sidi-Yacoub et citées par Reynolds (1998) et Mason (2002) comme indicatrices de l'état trophique considéré.

2. Les espèces avec (\*) sont également présentes et considérées comme dominantes (Fréquence relative > 5 %) et considérées comme constantes à communes (fréquence d'occurrence > 25 %).

Si l'on tient compte des résultats observés et synthétisés au niveau du tableau (4.6), déterminés à partir des paramètres et des valeurs seuils prédéfinis par les sources bibliographiques citées plus haut on peut dire que :

- La chlorophylle (a) Moyenne classe le barrage à l'état eutrophe
- La chlorophylle (a) Max., classe le barrage à l'état hypereutrophe
- La transparence (DS) Moyenne : classe le barrage à l'état hypereutrophe

**Conclusion**

Le suivi du compartiment phytoplanctonique dans la retenue de Sidi-Yacoub met en évidence une présence algale marquée par une certaine saisonnalité. la variation saisonnière du phytoplancton est marquée principalement par deux périodes distinctes : la saison printano-estivale (Mai-Juin), et une deuxième période plus courte, automnale(Novembre).Les relevés ont montré par ailleurs une prédominance de la classe des Chlorophycées durant tout le cycle annuel excepté pour le mois d'aout où la classe des Dinophycées est majoritaire. La prépondérance de la classe des Euglenophycées en période estivale par rapport au cycle annuel confirme également l'évolution de l'état trophique du milieu en fonction de l'évolution des saisons. Cette étude avait aussi pour but d'avoir une idée sur l'introduction de descripteurs biologiques en tant qu'éléments additionnel pour une meilleure gestion de la qualité de l'eau. L'utilisation d'indices trophique basés sur des paramètres nouvellement introduits dans certains pays avancés telles que l'indice chlorophylle ou les indices spécifique par les groupements fonctionnels semblent plus pertinents que le simple usage des paramètres physico-chimiques. En effet les espèces peuvent intégrer l'ensemble des perturbations d'origine naturelles ou anthropiques et réagir en conséquent par des changements dans le temps et l'espace. Dans la retenue de Sidi-Yacoub la majorité des espèces recensées qu'elles soient dominantes ou sous dominantes sont connues pour être tolérantes à des eaux polluées.

**Références bibliographiques**

- 1- Alaoui L., Agoumi A., Moncef M., Mokhliss K., 2000. Etude du régime thermique de la retenue Al Massira 5Mroc). Hydroecol. Appl. Tome 12 Vol. 1-2, pp. 183- 206.
- 2- ANBT, 1985. Barrage de Sidi-Yacoub. Ministère de l'hydraulique, de l'environnement et des forets, pp 1-11.

- 3- **Angelier E.**, 2000. Ecologie des eaux courantes. Edit : Tec et Doc, paris.
- 4- **Barroin G.**, 1999. Limnologie appliquée au traitement des lacs et des plans d'eau. I.N.R.A. Thonon-les-Bains, 119p.
- 5- **Iltis A.**, 1982. Peuplements algaux des rivières de Cote D'Ivoire. Rev. Hydrobiol. Trop. 15 (3) : pp 241-251.
- 6- **Koemann R., Bijkerk R.**, 2001. Bericht uber den IKSR/CIPR Workshop: fytoplankton in rivieren; Bonn 28-29 maart 2001.
- 7- **Lavoie I.**, 2001. Evaluation du periphyton comme bioindicateur de la qualité de l'eau des rivières agricoles du Québec. Mem. Mait. Es-Sci. Univ. Laval, Québec. 125p.
- 8- **OCDE.**, 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance d'évaluation et de lutte, OCDE. Paris 165p.
- 9- **Reynolds CS.**, 1998. What factors influence the species composition of the phytoplankton in lakes of different trophic status? Hydrobiologia. 369/370: 11-26.
- 10- **Rodier J.**, 2007. Analyse de l'eau « eaux naturelles, eaux résiduaires et eaux de mer » Edit. Dunod, 8<sup>e</sup> édition Paris 1383p.
- 11- **Sadani M., Ouazani N., Mandi L.**, 2004. impact de la sécheresse sur la qualité des eaux du lac Mansour Eddahabi (Ouarzazate, Maroc). Rev. Sci. Eaux, 17/1. 70-90.

# Les risques de salinisation des sols irrigués par les eaux souterraines dans la plaine du Bas-Chélif

**Bradai A,<sup>1\*</sup>, Douaoui A,<sup>1\*\*</sup>**

\*Faculté des Sciences Agronomiques et biologiques – Université de Chlef, BP151, Chlef, Algérie.

\*\*Centre Universitaire de Khemis Miliana, Institut des sciences de la terre.

1. Laboratoire eau et environnement. Université de Chlef.

[hamid\\_bradai@yahoo.fr](mailto:hamid_bradai@yahoo.fr)

**Résumé** - L'irrigation s'accompagne, en majorité es cas, par l'apparition de processus de salinisation, de sodisation ou d'alcalinisation des sols à des degrés d'importance divers. Ces situations sont en relation étroite avec les caractéristiques naturelles du milieu (sol et climat) et la modalité de gestion des eaux destinées à l'irrigation dont la qualité est déterminante.

Dans plaine du Bas-Chélif (nord-ouest de l'Algérie), ou règne un climat semi-aride à pouvoir évaporant, le recours à l'irrigation de la majorité des cultures est indispensables. La rareté de l'eau qui dure depuis une vingtaine d'années a contraint les agriculteurs à utiliser de plus en plus les eaux souterraines qui sont souvent de qualité médiocre.

Des analyses portées sur le bilan ionique de 47 forages utilisés dans l'irrigation ont révélé que ces dernières sont de forte salinité « normalement inutilisable » pour l'irrigation. Toutefois, la classification des eaux souterraines par le diagramme de RIVERSIDE a montré que ces eaux sont de très mauvaise qualité. La meilleure classe trouvée est C3S2, elle est qualifiée de médiocre à mauvaise et doit être employée avec beaucoup de précaution. Ce diagramme a dégagé aussi l'existence des eaux des classes C4S4 et C5S4, très déconseillées voir inutilisables pour l'irrigation,

Cependant, l'évaluation du risque de sodicité exprimé par le SAR est une vue statique du problème et ne tiens pas compte des changements de la chimie de l'eau due à la concentration après évaporation en particulier quant cette dernière présente une alcalinité résiduelle positive. L'évolution géochimique de ces eaux par l'approche du concept d'alcalinité résiduelle généralisé a révélé qu'il existe trois voies de salinisation dont l'impact sur les sols est distinctif. Les eaux à alcalinité résiduelle positive (type 01) présente un grand danger de sodisation ; ces eaux présentent une faible salinité en les comparant aux deux autres types, ce qui augmente le risque de dégradation physique des sols.

**Mots clés** : Eau d'irrigation, salinisation, RIVERSIDE, alcalinité résiduelle.

## Introduction

L'irrigation a permis la mise en valeur des terres arables en zones arides et semi-arides. C'est ainsi que depuis une cinquantaine d'années, de grands périmètres ont été construits en Algérie pour combler le déficit en eaux des cultures. Cependant, les pratiques d'irrigation à grande échelle ont modifié le fonctionnement des sols et accru le risque de salinisation. En Algérie, plus de 20 % des sols irrigués sont concernés par le problème de salinité (Douaoui et Hartani, 2007).

La plaine du Bas-Chélif (nord-ouest de l'Algérie) est célèbre par son climat semi-aride très sévère, une forte évapotranspiration et une salinisation des sols qui ne cesse d'augmenter (Douaoui, 2005). La sécheresse qui dure depuis deux décennies en plus de l'affectation des eaux du barrage de Gargar vers la ville d'Oran depuis 2003 ont contraint les agriculteurs à utiliser les eaux souterraines comme sources

d'irrigation. Ces dernières sont de qualité médiocre et leur utilisation ne sera pas sans conséquences sur la salinisation des sols.

L'objectif de ce travail est d'évaluer la qualité de ces eaux souterraines utilisées dans l'irrigation et les risques éventuels de salinisation des sols de la plaine du Bas-Chélif.

## **Matériel et méthodes**

### ***La zone d'étude***

La plaine du Bas-Chélif s'étend sur 60000 ha et comprend plusieurs périmètres irrigués de grande hydraulique. Ils ont été créés durant la période coloniale à partir de 1937, Il s'étendait en 1951 sur plus de 28 000 ha (surface "classée") dont près de 20 000 ha irrigables et 15 000 ha équipés. Actuellement, la surface irrigable est estimée aux environs de 16 000 ha dont moins de 7 000 ha équipés. Les principaux périmètres irrigués de la plaine sont : *Ouarizane, H'madna, Oued Rhiou, Djédiouia et Garouaoua*,

La salinisation des sols de la plaine est d'abord primaire, comme pour la plupart des sols d'Afrique du Nord, c'est-à-dire que les sols sont des alluvions dont le matériau originel était lui-même plus ou moins salé. Les formations salifères (Trias, Miocène, Helvétien, Sahélien) qui affleurent dans l'Ouarsenis en sont les principaux pourvoyeurs (Boulaine, 1957 ; Gaucher et Burdin, 1974), Le phénomène de salinisation de ces sols c'est ensuite accentué sous l'effet de l'irrigation (salinisation secondaire) (Douaoui et Hartani, 2007 ; Bradai et al., 2008).

### ***Echantillonnage et analyses***

Durant la période allant entre mars et juin 2009, 47 échantillons d'eaux ont été prélevés à partir des forages utilisés pour l'irrigation (fig.1) et analysés. Les points d'eau sont localisés dans les différents sous périmètres de la plaine. Les paramètres analysés sont :

- Cations :  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,
- Anions:  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,
- la conductivité électrique (CE) et le pH

### ***Evaluation des risques de salinisation des eaux***

Les risques de salinisation des sols sont classiquement évalués à partir de la conductivité électrique (CE) (Richard, 1954). La qualité d'une eau d'irrigation est généralement subdivisée en cinq classes de risques de salinisation :  $\text{CE} < 0,25$  dS/m (C1, risque faible) ;  $0,25 < \text{CE} < 0,75$  dS/m (C2, risque modéré) ;  $0,75 < \text{CE} < 2,25$  dS/m (C3, risque élevé) ;  $2,25 < \text{CE} < 5$  (C4, risque très élevé) ;  $\text{CE} > 5$  dS/m (C5, eau inutilisable).

Le diagramme de RIVERSIDE, (1954), est utilisé pour classification des eaux d'irrigation. Les classes de potabilité des eaux d'irrigation (C1S1,...C5S4) correspondent à la conductivité électrique (en abscisse par la lettre C) et au SAR (en ordonnée par la lettre S). Ainsi, la classe C1S1 (coin bas gauche) est considérée comme excellente car elle correspond à la valeur minimale du SAR et de la CE ; en revanche, la classe C5S4 (coin haut droit) est très mauvaise, voir déconseillée, car les valeur du SAR et de la CE sont à leur maximum. L'interprétation de ces classes rapportée par Durand, (1982), est utilisée pour la classification de nos eaux d'irrigation.

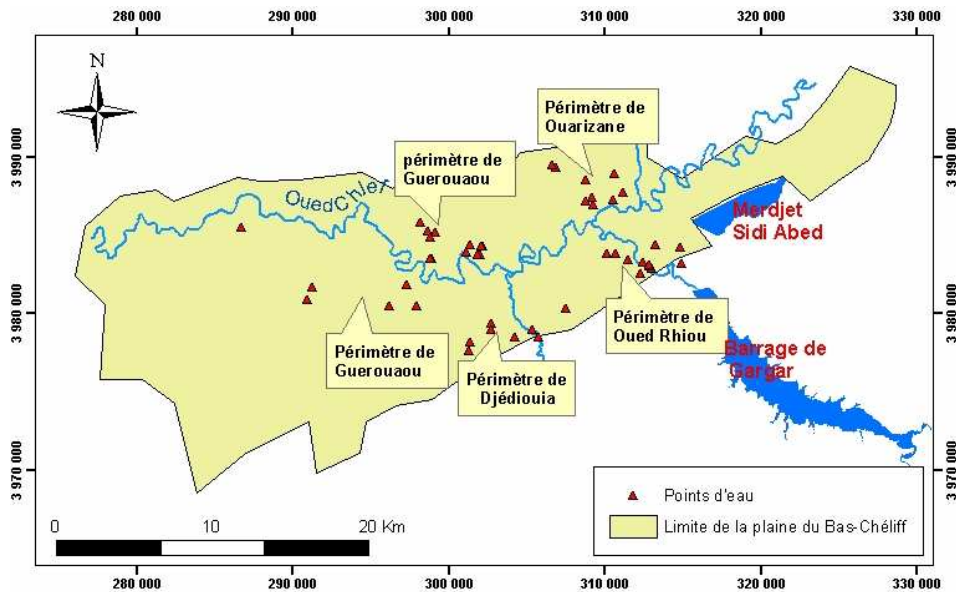


Figure 01. Localisation des points d'eau analysés.

### Evolution géochimique des eaux

Pour la prédiction de l'évolution de la composition chimique d'une eau d'irrigation soumise à une évaporation, le concept d'alcalinité résiduelle est utilisé. Elle est calculée en soustrayant à l'alcalinité carbonatée les équivalents de cations divalents et en additionnant les équivalents d'anions qui sont impliqués dans les précipitations chimiques. Elle est le plus souvent considérée par rapport à la précipitation de calcite et de sépiolite, et correspond alors à la définition du concept de *Résiduel Sodium Carbonates (RSC)* utilisé suite aux travaux de Eaton (1950) et de Richards (1954) :

$$RSC = \text{Alcalinité carbonatée} - (Ca + Mg) \text{ (mmol/l)} \dots \dots \dots (1)$$

Si le signe du RSC est positif (RSC1), c'est la voie alcaline relative à la précipitation de calcite/sépiolite, dans le cas contraire (RSC < 0), c'est la voie saline neutre ; deux cas peuvent se présenter en fonction du signe de l'alcalinité résiduelle appliquée à la précipitation de calcite, de sépiolite et de gypse (Marlet et Job, 2006) :

- L'alcalinité résiduelle devient positive suite à l'addition des sulfates relatifs à la précipitation du gypse, c'est la voie saline neutre à dominances sulfatées ; c'est le RSC2 calculée comme suite :

$$RSC2 = \text{Alcalinité carbonatée} - (Ca + Mg) + SO_4 > 0 \text{ (mmol/l)} \dots \dots \dots (2)$$

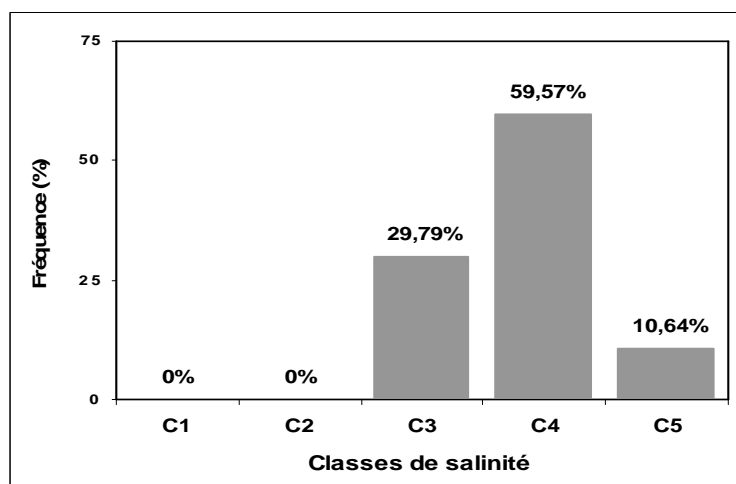
- L'alcalinité résiduelle devient négative même par addition des sulfates (RSC3), on parle alors de la voie saline neutre à dominance chlorurée, Elle est calculée comme suite :

$$RSC3 = \text{Alcalinité carbonatée} - (Ca + Mg) + SO_4 < 0 \text{ (mmol/l)} \dots \dots \dots (3)$$

## Résultats et discussions

### Les risques de salinisation

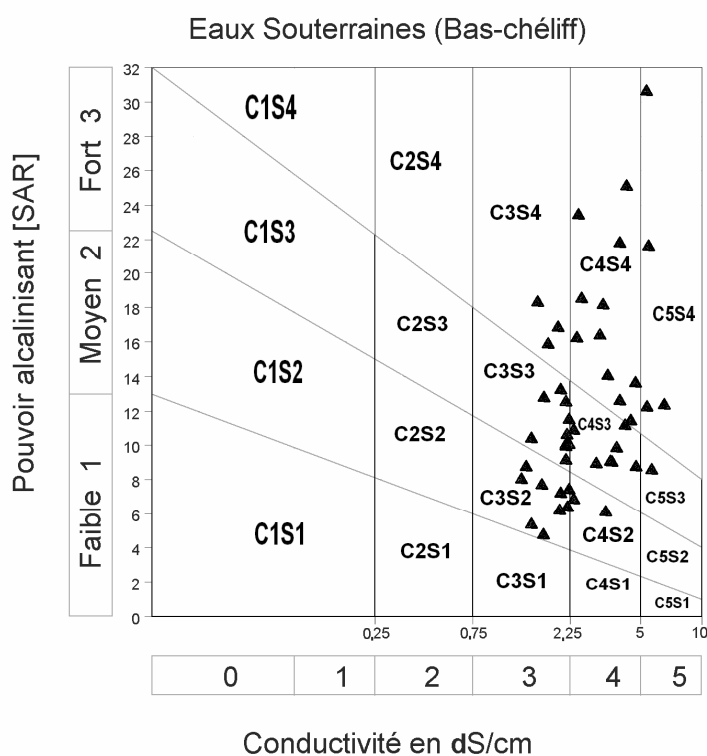
La figure 2 montre la distribution par fréquences des classes de salinité des eaux souterraine du Bas-Chéliff selon les critères de RIVERSIDE. Dans l'ensemble, ces eaux présentent des risques élevés à très élevés voir inutilisable en agriculture. Il en ressort que les deux classes à risque faible et modéré (C1 et C2) sont inexistantes dans la région. La classe C4, à risque très élevé, est dominante avec un taux qui se rapproche de 60 % de l'ensemble des échantillons analysés. Les eaux à risque élevé représentées par la classe C3 ont, aussi, un taux considérable, il avoisine le taux de 30 %. Enfin, les eaux de nappe de notre région contiennent des eaux considérées comme utilisables en irrigation, il s'agit des eaux de la classe C5 avec un taux de 10,64 %.



**Figure 2.** Risques de salinisation dans les eaux d'irrigation selon les critères de RIVERSIDE, (1954).

### *Classification de RIVERSIDE*

La classification de la qualité des eaux des forages analysés par le diagramme de RIVERSIDE (fig. 3) a montré que ces derniers ont une qualité très mauvaise voir inutilisable en irrigation et qui représentent plus de la moitié (55 % environ). Les classes C4S4, C5S3 et C5S4 à fort danger d'alcalinisation et de salinisation présentent le taux le plus élevé de l'ensemble. Elles sont déconseillées en agriculture.



**Figure 3,** Le diagramme de RIVERSIDE des eaux souterraines,

La classe C3S2 est la meilleure qualité de l'ensemble des eaux analysées avec le taux le plus faible (moins de 20%) de l'ensemble. Elle est qualifiée de médiocre à mauvaise et doit être employé avec beaucoup de précaution (Durand, 1982). Enfin, les classes C4S2 et C3S3 de qualité très mauvaise sont représentées par le ¼ des échantillons. Le tableau I récapitule les résultats obtenus par la classification de RIVERSIDE.



**Tableau I.** Résultats et interprétation des classes issus de la classification de RIVERSIDE

Classe	Taux (%)		Interprétation
C3S2	19,15		Eau de qualité médiocre à mauvaise
C4S2	4,26	25,54	Eau de qualité très mauvaise
C3S3	21,28		
C3S4,	6,38	21,27	Qualité très mauvaise a n'utilisé que pour les circonstances exceptionnelles,
C4S3	14,89		
C4S4,	23,40	34,04	Eau déconseillée pour l'irrigation,
C5S3	2,13		
C5S4	8,51		

**Evolution géochimique des eaux**

L'évaluation de la qualité des eaux d'irrigation en se basant uniquement sur le SAR minimise très souvent le risque de sodisation et d'alcalinisation de ces eaux. Barbiéro et *al.*, (2004), constatent que le concept du SAR rapporté par RICHARDS, (1954), et d'une part établie d'une façon empirique sur des eaux qui proviennent de la même région (Amérique du Nord) et d'autre part, ne tient pas compte de l'évolution chimique des eaux lors de leurs concentration par évaporation. C'est pourquoi on a tenu compte de l'alcalinité résiduelle comme une autre approche dans l'évaluation de la qualité des eaux d'irrigation. Il se trouve que ces trois cas ont été retrouvés dans les eaux souterraines de la plaine du Bas-Chélif (tableau II).

**Tableau II :** pourcentage de chaque type d'eau.

Type d'eau	Désignation	Pourcentage (%)
RSC1 > 0	$RSC = \text{Alcalinité carbonatée} - Ca - Mg > 0$	42,55
RSC 2 > 0	$RSC < 0 : RSC2 = \text{Alcalinité carbonatée} - Ca - Mg + SO4 > 0$	55,32
RSC 2 < 0	$RSC < 0 \quad RSC2 = \text{Alcalinité carbonatée} - Ca - Mg + SO4 < 0$	2,13

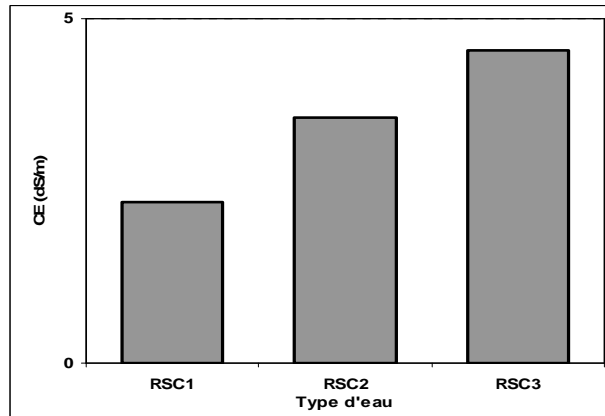
L'utilisation de chacun des trois types d'eaux cités dans l'irrigation présente un risque de dégradation avec des degrés variables (Marlet et Job, 2006),

Les eaux de type 01 (RSC1>0) présentent un risque majeur d'alcalinisation et de dégradation des propriétés physiques des sols par sodisation, bien expliqué par le SAR avec une valeur supérieure à 10 ( $\text{mmol}_c/l$ )<sup>0,5</sup>.

Les eaux de type 02 (RSC 2>0) ont principalement un risque de dégradation des propriétés physiques des sols suite à une sodisation rapide que le SAR ne caractérise qu'imparfaitement.

Pour les eaux de type 03 (RSC 2<0), le risque de dégradation des sols est faible dans la mesure où la sodisation est progressive et la salinité alors suffisamment élevée pour assurer la stabilité structurale des sols (Sumner, 1993 ; Douaoui et al., 2004 ; Marlet et job, 2006).

Il est à noter également que la salinité des eaux est inversement proportionnelle à l'alcalinité résiduelle (fig. 4). Les eaux du premier type (RSC 1>0) ont un risque de salinisation le plus faible par rapport aux deux autres, La CE moyenne de ce type est de 2,34 dS/m, Pour les deux autres types, RSC 2>0 et RSC2<0 avec une CE de 3,57 dS/m et 4,54 dS/m respectivement, le risque de salinisation des sols est présent en particulier pour le type (RSC2<0).



**Figure 4.** Evolution de la conductivité électrique de chaque type d'eau,

## Conclusion

Au terme de ce travail, nous avons essayé d'évaluer la qualité des eaux souterraines utilisées en irrigation dans la plaine du Bas-Chélif. Le recours à cette ressource est venu suite aux problèmes que vit la région comme la sécheresse et la disponibilité des eaux superficielles.

L'évaluation de la qualité de ces eaux par des méthodes classiques a révélé que ces eaux sont d'une salinité très élevée et normalement inutilisable pour l'irrigation. Cette hypothèse c'est confirmée en établissant la classification de la salinité de ces eaux qui a montré la dominance de la classe C4 ( $2,25 < CE < 5$  dS/m) avec un taux proche de 60 % de l'ensemble des échantillons analysés. Cependant, ces eaux sont utilisées de façon habituelle en irrigation sans que les rendements soient réellement affectés,

D'autres parts, les risques de salinisation et de dégradations physique des sols de ces eaux sont importants lors de leurs concentrations par évaporation. L'approche alcalinité résiduelle souligne trois types d'eaux dont l'impact sur la dégradation des sols est distinctif. Le premier type (RSC1  $> 0$ ) présente un grand danger de sodisation ; les eaux de ce groupe présentent une faible salinité en les comparant aux deux autres types, ce qui augmente le risque de dégradation physique des sols. Le deuxième groupe avec une alcalinité toujours positive suite à la précipitation du gypse marque également un risque de sodisation des sols. Pour le dernier groupe, le risque principal est la salinisation des sols qui, d'un autre coté, diminue le risque de salinisation même en présence d'un SAR élevé.

En termes de perspective, un suivi sur terrain en parallèle avec une étude expérimentale au laboratoire pour suivre et prédire l'évolution géochimique et physique des sols irrigués par différents types d'eau se révèle être nécessaire,

## Références bibliographiques

**AYERS R,S,, WESTCOT D,W., (1988).** La qualité de l'eau en agriculture, Bulletin FAO d'irrigation et de drainage, 29 Rév, 1, 165 p.

**BARBIERO L., VALLES V. et CHEVERRY C., (2004).** Reply to J.W. Van Hoorn "Some observations with respect to sodicity hazard of irrigation waters". Letter to the Editor. Agricultural Water Management 68 : 177–184.

**BOULAINE J., (1957).** Etude des sols des plaines du Cheliff. Thèse d'état de l'Université d'Alger, 582 p.

**BRADAÏ A. DOUAOUI A. et MARLET S., (2008).** Qualité des eaux souterraines utilisées en irrigation et risques de dégradation des sols dans la plaine du Bas-chélif, Acte du quatrième colloque international SIRMA : Economie d'eau des les système irrigués, Mostaganem 26-29 Mai 2008, 8p.

- DOUAOUI A., GASCUEL-ODOUX C., WALTER C., (2004).** Infiltrabilité et érodibilité de sols salinisés de la plaine du Bas Chélif (Algérie), Mesures au laboratoire sous simulation de pluie, EGS, vol, 11, n°4, 379-392.
- DOUAOUI A., (2005).** Variabilité spatiale de la salinité en relation avec certaines caractéristiques des sols de la plaine du Bas-Chélif, Apport de la géostatistique et de la télédétection, Thèse Doct, d'état, INA – Alger, PP 115 – 142.
- DOUAOUI A., HARTANI T., (2007).** Impact de l'irrigation par les eaux souterraines sur la dégradation des sols de la plaine du Bas-Chélif. Actes de l'atelier régional SIRMA, Tunis,
- DURAND J. H., (1982).** Les sols irrigables, Ed, PUF – Paris, 340 p.
- FAO, (1996),** La qualité d'eau dans l'irrigation, Bulletin n°29 de l'Organisation Mondiale pour l'Alimentation et l'Agriculture,
- GAUCHER G., BURDIN S., (1974).** Géologie, Géomorphologie et hydrologie des terrains salés, Techniques vivantes, Presses Universitaires de France, Imp. Boudin, Paris, 234 p,
- MARLET S., JOB J. O., (2006),** Processus et gestion de la salinité des sols, *In* Tiercelin, J,R, Traité d'irrigation, seconde édition, Tec & Doc Lavoisier, p, 797-822.
- SUMNER M.E., (1993).** Sodic soils – new perspectives, Aust, J, of Soil Res.,, 31, 683 – 750.

# Qualité sanitaire des eaux de baignades de la wilaya de Chlef

**RATA M.\***

\*Chef de Station de Surveillance de Ain Defla.

[mohamed.ratta@yahoo.fr](mailto:mohamed.ratta@yahoo.fr)

**Résumé** - La présente étude porte sur la qualité sanitaire des eaux de baignades des plages de la wilaya de Chlef. En Algérie, l'étendu de littorale est de 1200 Km, et la plus part des plages sont touché par la pollution hydrique, les plages de la wilaya de Chlef sont moins exposées à cette pollution par rapport aux autres plages de l'Algérie.

La nécessité d'évaluer l'état des eaux de baignades a été clairement reconnue en 2002 par la création de l'Observatoire de l'Environnement et du développement Durable (ONEDD). Le programme du Ministère de l'Aménagement du Territoire, de l'Environnement et du Tourisme (MATET) a été chargé d'élaborer des méthodologies pour une surveillance durable de la qualité sanitaire des eaux de baignade en Algérie.

Les résultats auxquels on abouti ont montré qu'en général la qualité des eaux de baignades des plages sont de bonne qualité et ne signale aucun danger de pollution durant l'année touristique 2008.

## Introduction

En ce début du nouveau millénaire, l'environnement prend une nouvelle dimension, celle du développement durable. La forme de développement de notre civilisation, trop souvent assimilée à une croissance quantitative, doit évoluer pour assurer la pérennité d'un développement économique soutenu pour une gestion rationnelle des ressources limitées. Le développement durable, c'est modifier les modes de production, faire évoluer les pratiques de consommation, mais chacun adapter ses actes au quotidien (2).

Les eaux de baignades permettent le milieu le plus touché par la pollution hydrique dans l'Algérie, pour cela le Ministère de l'Aménagement du Territoire, de l'Environnement et du Tourisme (MATET) lance un programme de surveillance des eaux de baignades en collaboration de l'Observatoire National de l'Environnement et du Développement Durable (ONEDD) suivant le Décret exécutif n° 93- 164 du 10 juillet 1993 définissant la qualité requise des eaux de baignade (1).

Sous la supervision de la station de surveillance de Ain Defla (structure de ONEDD), des données ont été collectées auprès des différentes sorties de surveillance des eaux de baignade da la wilaya de Chélif durant l'année touristique 2008.

Elles ont fait des analyses par des matérielles très sophistiquées et comparé les résultats par des normes ISO.

## Matériels et méthodes

### *Les plages de la wilaya de Chlef.*

Littoral de la wilaya de Chlef partie du plus long littoral de l'Algérie. Il parcourt une distance de 120 km environs de coté est et Ouest. Les sites de prélèvements des échantillons ont été fixés par l'observatoire National de l'Environnement et du Développement Durable par cinq plages, on a contrôlé les plages les plus proche aux agglomérations et en même temps sensible à la pollution hydrique, ces plages centrée les villes de Ténès, Béni Haoua, Bouchghal, Dattier et Guelta (Fig. 01).

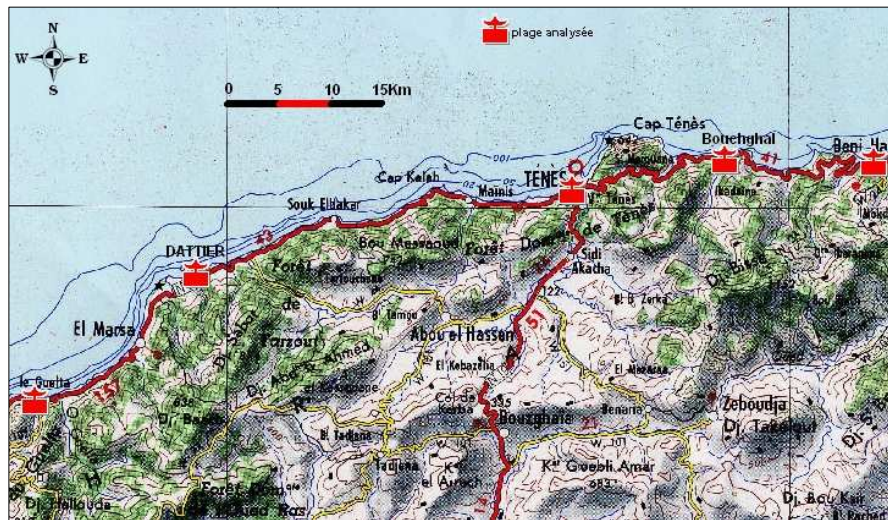


Figure 1. Site des plages surveiller

### *Analyse des eaux de baignade*

On a utilise le GPS pour identifier les cordonnées géographique des sites de prélèvement, la mallette de terrain pour analysé les paramètres in situ et les glacière ( $T^{\circ}C < 4$ ), pour conserver l'état naturelle des échantillons a fin de faire une deuxième analyse en laboratoire par déférentes appareilles du mesure individuelle.

Notre travail est basé sur l'analyse de :

- La Température : La température de l'eau est un facteur important dans la vie d'un cours D'eau. Elle favorise la fermentation qui agit comme pollution additionnelle et qui diminue la teneur en oxygène dissous. Des températures élevées de l'eau peut détruire la faune et la flore présente dans l'eau et favoriser le développement d'espèces peu utiles telles que les algues.

- Oxygène dissous : L'oxygène est un des facteurs fondamentaux de la vie. La présence D'oxygène dans les eaux superficielles joue un rôle primordial dans le maintient de la vie aquatique et dans les phénomènes d'autoépuration. La diminution de la teneur en oxygène génère un milieu favorable à la fermentation et aux dégagements d'odeurs nauséabondes.

- pH : La détermination du pH constitue une mesure de la concentration des ions  $H^+$  dans l'eau. Le pH montre le degré d'acidité du milieu. Le pH est important pour la vie et le développement de la faune et de la flore existant dans les cours d'eau.

- Odeur et couleur : Ces observations, permettent d'indiquer l'existence d'une fermentation ou la présence de matières spécifiques. Par ailleurs, une forte couleur gêne l'activité de la photosynthèse.

Après la lecture des mesures avec la répétitivité de chaque paramètre, on a remplis les fiches Techniques. La dernière étape de nos travaux basés sur la création d'une banque de données et interpréter ces résultats.

## Résultats et discussion

Pour mieux étudier la qualité sanitaire des eaux de baignade de cinq plages dans la wilaya du Chélif, on a calculé la moyenne saisonnière de chaque paramètre. Les résultats d'analyse pour 10 échantillons sont résumés dans le tableau I.

**Tableau I.** Résultats d'analyses des eaux de baignade de saison touristique 2008 (Les plages de la wilaya de Chélif)

Nom de la plage	T°c de l'air	T°c de l'échantillon	pH	Conductivité mS/cm	Oxygène dissous (mg/l)	Oxygène dissous (%)
Beni Haoua (centre)	29	18.3	7.49	58.8	9.08	96
Bouchghal	30	19.4	7.40	58.1	9.18	99
Ténès (centre)	29	21.2	7.51	58.4	8.8	88
Dattier	28	22.4	7.6	57.7	8.81	99
Guelta	24.5	19.9	7.43	57.9	8.53	92

### Analyse statistique

Cette analyse a pour objectif d'examiner la variabilité spatiale de qualité sanitaire des eaux de baignade dans la wilaya de Chlef.

Les paramètres que nous avons déterminés sont les plus utilisés dans les calculs et figurent dans le tableau suivant :

**Tableau II.** Paramètres statistiques caractérisant les analyses de l'année touristique 2008.

paramètres	Moyenne	Ecart type	Variance	Coefficient de variation (Cv %)	Erreur type sur la moyenne
T°c de l'air	28.10	2.13	4.55	7.59	0.95
T°c de l'échantillon	20.24	1.59	2.54	7.88	0.71
pH	7.48	0.07	0.006	1.04	0.03
Conductivité (mS/cm)	58.18	0.43	0.18	0.74	0.19
Oxygène dissous (mg/l)	8.88	.25	0.06	2.89	0.11
Oxygène dissous (%)	94.80	4.76	22.70	5.03	2.13

On peut voir que la variabilité spatiale des qualités sanitaires des eaux de baignades présente une stabilité pour tous les paramètres analysés. Vu la faible valeur de l'écart type et erreur type sur la moyenne, on a constaté que ces plages sont bien représentées l'état des eaux de baignades dans la wilaya de Chlef.

### Interprétations des résultats

Le tableau III montre la comparaison entre le résultat d'analyse effectué par notre station de surveillance et les valeurs limites désignées par le Décret exécutif n° 93- 164 du 10 juillet 1993. Pour les autres paramètres (microbiologiques et indice phénol) sont programmées de surveiller à la future.

**Tableau III.** Comparaison entre les valeurs limite et les résultats d'analyses.

Plage	Résultat	Valeur limite	Résultat	Valeur limite
	pH	pH	Oxygène dissous (%)	Oxygène dissous (%)
Beni Haoua (centre)	7.49	6 à 8	96	80 à 120
Bouchghal	7.40	6 à 8	99	80 à 120
Ténès (centre)	7.51	6 à 8	88	80 à 120
Dattier	7.6	6 à 8	99	80 à 120
Guelta	7.43	6 à 8	92	80 à 120

Les échantillons des eaux de baignade analysés présentent une bonne qualité par rapport aux valeurs limitées. En même temps, on a enregistré des couleurs et odeurs normales pour toutes les plages à surveiller, plus l'absence des matières flottantes (bois, plastique et bouteille) sauf la plage de Ténès, on a observé quelques bouteilles en plastique à côté de la plage (absence des poubelles).

## Conclusion et recommandations

A partir de ce qui vient d'être présenté, nous avons conclu que la qualité sanitaire des eaux de baignade des plages de la wilaya de Chlef est acceptable et satisfait aux paramètres prévus à l'annexe du Décret exécutif n° 93- 164 du 10 juillet 1993. Même ces résultats opposés l'absence de pollution hydriques au long de littorale de la wilaya de Chlef.

Cet état de l'environnement permet d'accélérer le développement économique et touristique dans la wilaya de Chlef.

En fin, nous recommandons de :

- Compiler les données existantes en matière d'information sur l'état et l'évolution de la pollution marine ;
- Identifier et suivre l'évolution des régions à risque en teneurs de pollution ;
- Gagner le temps dans les prises de décisions ;
- L'organisation d'intercalibrations entre l'Observatoire National de l'Environnement et du Développement Durable (ONEDD) et laboratoires de recherches universitaires.

## Références bibliographiques

- 1- Décret exécutif n° 93- 164 du 10 juillet 1993
- 2- Ministère de l'Aménagement du Territoire, de l'Environnement et du Tourisme (MATET). RNE, 2003
- 3-Rapport Final l'ONEDD-MATE/ LAQ, « Évaluation de la qualité du milieu marin le long du littoral Algérien : Tlemcen, Ain Temouchent, Oran, Mostaganem et Chlef, secteur ouest », Mars-Juillet 2005.

# Caractérisation physico-chimique de la charge polluante des eaux de rejets de l'unité Ceramit « TENES »

**Cherifi S.\*, Ouagued A.\***

Laboratoire eau-environnement. Université de Chlef  
[cherifi\\_souad@yahoo.fr](mailto:cherifi_souad@yahoo.fr)

**Résumé** - Le développement industriel dans la wilaya de Chlef a rendu la situation de l'environnement préoccupante par tous les intervenants en matières économiques, sociales et juridiques, surtout ces dernières années, elle a connu un véritable développement industriel marqué par l'implantation des grandes usines qui déversent leurs rejets liquides dans l'oued Chlef et l'oued Allala.

Les rejets industriels sont devenus un facteur de pollution des eaux qui risquent dans les années à venir de menacer sérieusement la stabilité de l'environnement.

Dans ce contexte, notre étude a été basée sur la caractérisation de la charge polluante des rejets de l'industrie "ceramit". Des prélèvements ont été effectués sur l'effluent liquide d'une part et d'autre part sur le dépôt solide.

L'analyse a mis en évidence l'existence d'une forte concentration des matières en suspension, les métaux lourds sont présents par une teneur élevée en zinc. A base de ces résultats l'épuration de ces eaux s'avère nécessaire.

## Introduction

Le développement industriel dans la wilaya de Chlef, et l'implantation des grandes usines qui déversent leur rejets polluants dans les cours d'eau (Oued Chlef et Oued Allala) menace la faune et la flore et causent des dangers et des nuisances environnementaux. Dans ce contexte le traitement de la teneur en charge polluante des rejets de l'industrie céramit s'avère nécessaire. L'intérêt accordé à l'épuration des eaux de rejets est de plus en plus croissant. Ceci est lié à la fois:

- ✓ rareté de cette ressource
- ✓ A l'augmentation des besoins en eau (croissance de l'activité humaine, agricole et industrielle).
- ✓ A La protection de la nature.

### *Présentation de l'unité*

L'unité céramique sanitaire est située à environ 5 Km au sud de la ville de TENES, et à 48 Km du Chlef lieu de wilaya. L'unité céramique de TENES a pour but de fabriquer des articles sanitaires pour l'aménagement de salle de bain tel que : Lavabo, receveur douche...etc.

Sa capacité de production selon son constructeur est de l'ordre 8400 t/an de produits sanitaire, ce qui donne environ 400000 et 500000 pièces par an.



### **La pollution engendrée par l'industrie céramique**

La fabrication des pièces céramiques génère des quantités d'eaux résiduaires dite « blanche » contiennent surtout des matières minérales en suspension dont la concentration varie entre 1000 et 5000 mg/l [1,2]. Du point de vue économique et environnemental il est intéressant de faire une épuration des eaux résiduaires.

- Les eaux résiduaires réduisent la luminosité et abaissent la productivité du milieu récepteur donc chute de l'oxygène dissous qui conduit à une réduction des phénomènes de photosynthèse [3].
- Par infiltration, elles peuvent altérer la qualité de l'eau souterraine.
- Les métaux lourds font partie des matières inhibitrices de la vie, dangereux pour les organismes vivants.

### **Analyse des eaux de rejets de l'unité céramit « TENES »**

Dans le but de minimiser l'impact de la pollution engendrée par les rejets industriels de l'unité céramit -TENES- sur l'environnement nous avons entrepris une étude physico-chimique des différents effluents de l'unité afin nous permettra de prévoir un traitement adapté à ce type de rejet avec l'éventualité d'un recyclage et valorisation des boues.

### **Prélèvement des échantillons**

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté ; il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée. L'échantillon doit être homogène, représentatif et obtenu sans modifier les caractéristiques physico-chimiques de l'eau (gaz dissous, matières en suspension).

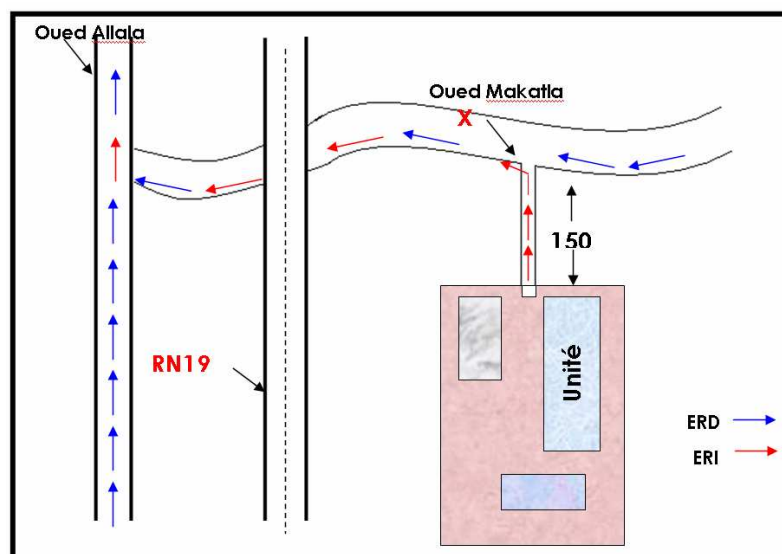
Globalement, il est donc nécessaire de mettre en place une organisation structurée, de développer une méthodologie adaptée à chaque cas, de procéder à un choix judicieux des points de prélèvements et d'utiliser le matériel convenable.

Quelque soit la méthode adoptée, on doit obéir aux principes de bases suivants :

- Localisation des différents points de prélèvement.

Dans notre travail nous avons procédé aux prélèvements de la phase liquide comme suit :

-Le point X désigne le point de prélèvement sur la conduite des rejets située à 150 mètre de l'entreprise qui correspond à l'effluent industriel brut (rejet principal).



**Figure 1.** Présentation des points de prélèvements

- Définir les quantités à prélever : le volume nécessaire pour une analyse complète est de 2 l [4].

Les prélèvements seront effectués dans des flacons bien propre en polyéthylène ou en verre borosilicaté, bouchés émeri ou au téflon. Pour une meilleure conservation des échantillons, certains matériels sont à déconseiller comme les bouteilles en plastique ou en caoutchouc, Dans notre travail on a utilisé des flacons en verre fumé qui sont lavés et séchés de la manière suivante :

- 1-Lavage au détergent avec de l'eau chaude plusieurs fois.
- 2-La verrerie est ensuite abondamment rincée avec de l'eau distillée, puis séchée à l'étuve à 105°C pendant deux heures.
- 3-Avant remplissage, rincer les flacons avec l'eau à analyser ;
- 4-Eviter toutes bulles d'air dans les flacons.

Les flacons destinés au prélèvement pour l'analyse des éléments minéraux seront traités pendant 24 h à l'acide nitrique dilué au 1/10, égouttés puis rincés à l'eau distillée. Un deuxième lavage sera pratiqué avec de l'acide nitrique dilué à 1/3, il sera suivi d'un rinçage de plusieurs fois à l'eau distillée. [4]

Dans le cas d'analyse des métaux lourds, l'échantillon sera conservé par quelques gouttes de l'acide nitrique.

Les échantillons soigneusement étiquetés et conservés à 4°C seront transportés jusqu'au laboratoire dans un laps de temps ne dépassant pas 24 heures. Toutefois, un certain nombre d'analyses sont pratiqués sur place : température, pH, oxygène dissous. En ce qui concerne les matières en suspension, leur mesure doit intervenir dans les 6 heures après le prélèvement.

- Les conditions climatiques lors du prélèvement (pluie, neige, température....) ;
- Le débit de l'eau de rejet ;
- Etiqueter l'échantillon en précisant l'origine exacte et la date de prélèvement.

## Matériel et appareillages d'analyse

Les appareillages consignés dans le tableau 1 ont été utilisés au cours de notre travail.

**Tableau 1** : types d'appareillages utilisés pour les différentes analyses.

Paramètres mesurés	Types d'appareils
Température	Conductimètre modèle LF 197
pH	pH mètre portable modèle HACH
Turbidité (NTU)	Turbidimètre de laboratoire modèle 2100 N HACH 0 à 4000 NTU
Conductivité (µs/cm)	Conductimètre modèle LF 197
Salinité (%), taux des sels dissous (TDS mg/l)	Conductimètre modèle LF 197
Matières en suspension (MES mg/l)	Spectrophotomètre modèle (DR/2010)
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	DBO mètre à 6 postes modèle HACH
Fe, Zn, Cu, Ag, Pb, ... (mg/l)	Absorption atomique modèle PU 9800X atomic absorption spectrometer
Le solide (%)	Spectromètre à fluorescence X SRS 3400 séquentiel a dispersion de longueur d'onde
La densité de l'eau de rejet	Densimètre de laboratoire PROLABO
La viscosité de l'eau de rejet	Viscosimètre à chute de bille modèle HAAKE
DCO (mg/l)	DCO mètre modèle HUNKER

### **Les méthodes d'analyse**

- L'analyse gravimétrie utilisée pour les résidus secs.
- L'analyse volumétrique utilisée pour la détermination de la dureté, de la DCO, du TA, du TAC, et des chlorures.
- L'analyse spectrophotométrie utilisée pour mesurer les matières en suspension.
- L'analyse par absorption atomique pour identifier la concentration des métaux lourds, les analyses ont été effectuées au niveau du laboratoire de L'ORGM (Office National des Recherches Géologique et Minière) et CNTC.
- La DCO et la DBO<sub>5</sub> ont été fait au niveau du laboratoire du CNTC (Centre National de Technologie et de Consulting).
- L'analyse de dépôt a été faite au niveau du laboratoire de recherche de Sonatrach à Boumerdes.

### **Résultats**

#### **Résultats des analyses de la partie liquide**

Nous avons pu analyser le rejet de l'entreprise ceramit en déterminant ses caractéristiques physiques et chimiques, sa minéralisation globale, des critères chimiques indicateurs de pollution puis identifier les paramètres considérés comme toxiques et indésirables.

**Tableau 2 : Paramètres physico-chimiques au cours de l'année 2005.**

Dates	15-06-05	02-07-05	02-08-05	06-09-05	09-10-05	07-11-05
Paramètres						
Heure de prélèvement	9 :00	10 :25	9:30	9 :15	9 :20	9 :50
T (°C)	22	25	27,7	24,4	19,5	17
pH	8,11	7,84	8,42	7,70	7,45	7,77
Cond (µs/cm)	4200	4970	3880	4620	4330	3580
Tur (NTU)	1900	4080	2190	5900	17950	2150
MES (mg/l)	1486	4950	2008	4670	10960	1700
RS (mg/l)	6346	6900	2828	8830	17200	4470
TDS (mg/l)	1842,10	2179,82	2008	2026,31	1899,12	1570,17
Sal %	2,2	2,2	2,4	2,4	2,2	1,6
O <sub>2</sub> dissous (mg/l)		6,93		6,54		
Matière decantable (ml/l)	10		2			

**Tableau 3 :** Analyse physico-chimiques au cours de l'année 2006.

Dates \ Paramètres	22-01-06	20-02-06	20-03-06	17-04-06	15-05-06	12-06-06
Heure de prélèvement	9:20	10:30	9:30	10:30	9:30	8:50
T (°C)	15,1	25,5	20,6	25,5	23,5	26,5
pH	7,8	8,2	8,3	8,2	8,2	8,4
Cond (µs/cm)	4520	4360	4400	4370	4320	4510
Tur (NTU)	1412	10000,8	10620	3120	9090	5058
MES (mg/l)	1772	10262,5	10800	3612,5	9175	5775
RS (mg/l)	4000	10924	12010	5452	11036	6964
RC (mg/l)	3880	7176	10480	5092	10604	6416
PAF (mg/l)	120	3748	1530	360	432	548
TDS (mg/l)	1982,45	1912,28	1929,82	1916,66	1894,73	1978,07
S (%)	2,3	2,2	2,3	2,3	2,2	2,4
Matière décantable (ml/l)			6	3	19	20

**Tableau 4 :** Paramètres de pollution.

Dates \ Paramètres	15-06-05	06-09-05	07-11-05	22-01-06	15-05-06
DCO (mg/l)	761,9	280	150	450	60
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	40	60	40	150	20
Ammonium [NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ] (mg/l)	0,198	09			
Ortho phosphate [PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ] (mg/l)	0,488	0,115			
Nitrite [NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ] (mg/l)	<0,05	0,115			

**Tableau 5 :** Minéralisation globale.

Dates \ Paramètres	20-02-06	20-03-06	17-04-06	15-05-06	12-06-06
Na <sup>+</sup> (mg/l)	960	1001,1	950	950	950
K <sup>+</sup> (mg/l)	23	26	16,3	16	17
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	700,15	737	703,5	619,75	653,25
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	1866,6	2382,05	1592,1	2283,84	1259,65
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	00	00	00	00	00
TH (°f)	29,8	35	22,3	23,3	32
TA (°f)	00	00	00	00	00
TAC (°f)	153	195,25	130,5	187,2	103,25

**Tableau 6:** Paramètres indésirables

Dates Paramètres	07-11-05	22-01-06	20-02-06	20-03-06	17-04-06	15-05-06	12-06-06
Aluminium (Al) (mg/l)	Traces	Traces	1,67	2,9	Traces	Traces	Traces
Cuivre (Cu) (mg/l)	<0,04**	<0,04**	<0,04**	<0,04**	<0,04**	<0,04**	<0,04**
Fer (Fe) (mg/l)	0,297	<0,05**	0,37	0,54	0,20	<0,05**	0,35
Manganèse (Mn) (mg/l)	<0,04**	<0,04**	<0,04**	0,08	<0,04**	<0,04**	0,08
Zinc (Zn) (mg/l)	0,728	15	2,3	54	8,00	43	04

**Tableau 7 :** Paramètres toxiques.

Dates Paramètres	07-11-05	22-01-06
Cadmium (mg/l)	< 0,03**	< 0,03**
Chrome total (mg/l)	<0,05**	<0,05**
Cobalte (mg/l)	Traces	Traces
Nickel (mg/l)	0,063**	0,063**
Plomb (mg/l)	< 0,1**	< 0,1**

## Interprétations

- D'après les résultats obtenus, on remarque une légère variation de la température ; c'est des températures saisonnière parfois dépassent les normes 25°C durant la période d'été.
- On constate d'après les résultats une valeur moyenne de pH de 8,04 ce qui confirme que le rejet est légèrement alcalin.
- La conductivité électrique moyenne du rejet est de 4433 µs/cm qui dépasse les normes recommandées par l'OMS qui est de 1500 µs/cm. Une conductivité électrique supérieure à 1500 µs/cm fait considérer une eau comme difficilement utilisable dans les zones irriguées. La mesure de la conductivité permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale de l'eau qui est de 1936,97 mg/l.
- Les valeurs de la turbidité sont comprises entre 1412 et 17950 NTU cela est du au perte importante de l'émail lors de sa pulvérisation. Une importance turbidité empêche la propagation de la lumière qui a pour conséquence de limiter et même d'éliminer la végétation.
- Les matières en suspension varient de 1486 à 10960 mg/l qui sont des teneurs très élevées, cela est dû à la production et la matière première utilisée dans l'industrie. Lors de la préparation de la barbotine et les émaux des pertes importantes d'argile, kaolin et silice qui sont entraînées par les eaux de lavage du sol. En particulier les argiles ayant une large surface d'adsorption constituent un support idéal pour les ions, les molécules diverses et les agents biologiques. De ce fait, elles peuvent constituer un vecteur pour la pénétration de ces produits dans l'organisme.
- les RS sont compris entre 3000 et 17200 mg/l, ces valeurs montre que le rejet est très minéralisé du fait de leur teneur en calcium, en magnésium, en sodium, en chlorure et en

hydrogénocarbonate, ces eaux dépassent largement les valeurs limitées par la directive des communautés européenne qui est de 1500 mg/l.

- la matière décantable varie entre 2 et 20 ml/l après deux heures de décantation, cela dû à la variabilité de la composition des MES, elle est classée dans l'intervalle des faibles diamètres des particules qui se traduit par des faibles valeurs de matières décantable ; et à des valeurs élevés, les MES sont de nature siliceuse qui se décantent facilement.
- D'après les résultats obtenus (Tableau 4) on constate que le rejet a de faibles teneurs en  $\text{NH}_4^+$  (0,198-09 mg/l) et  $\text{NO}_2^-$  (<0,05-0,115 mg/l) par rapport aux normes Algérienne qui sont fixées de 30mg/l pour l'ammonium et de 10mg/l pour les nitrites, cela traduit par l'absence des bactéries qui provoquent des processus de dégradation incomplète de la matière organique.
- le rejet atteint des valeurs très variables de la DCO (60-761,9 mg/l) et cela est dû à la variabilité de la composition du rejet. La valeur élevée de la DCO reflète la quantité importante de matières oxydables contenues dans le rejet.
- une valeur élevée de la  $\text{DBO}_5$  qui est de 150 mg/l par rapport au norme Algérienne 35 mg/l, cela est du à la stagnation de l'eau utilisée dans l'industrie dans le réservoir ainsi les faibles valeurs sont dues à la présence d'éléments toxique qui empêchent l'activité des micro-organismes.
- on remarque que la dureté varie de 22,3°f à 35°f. Donc on constate que l'eau de rejet est dure, cette dureté est le résultat de l'utilisation de carbonate de calcium  $\text{CaCO}_3$  et la chaux  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  dans la fabrication des moules et dans la préparation de l'émail blanc et la barbotine, cette dureté peut avoir sur l'eau des effets d'ordre esthétiques ou organoleptique. Les eaux dures peuvent gêner le développement de la couverture biologique des eaux.
- Le TAC a des valeurs comprises entre (103,25-195,25 °f) ces valeurs dépassent la norme qui est 50 °f. Cette alcalinité est due à l'utilisation des matières premières carbonatées tel que le carbonate de baryum et le carbonate de soude
- les chlorures sont très élevés (619,75-737 mg/l) et dépassent la norme qui est de 250 mg/l. Ces dernières sont très agressives forment avec l'eau l'acide chlorhydrique qui cause la corrosion des conduites.
- une variabilité remarquable de la concentration en zinc qui varie de 0,728 à 54 mg/l et cela est due à la variabilité du rejet. Ces variations de zinc sont dues à l'utilisation de l'oxyde de zinc dans la préparation de l'émail blanc opaque.  
Le zinc présent une certaine toxicité vis-à-vis de la vie aquatique, la toxicité pour le poisson s'exerce à partir de quelques milligrammes par litre.  
Pour l'usage agricole, le dépérissement des plantes peut intervenir à partir de 5 mg/l.
- on remarque des faibles valeurs de fer, une partie provient de l'oxyde de fer contenue dans la matière première sous forme de  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  et l'autre partie est la conséquence de la corrosion des pompes de refroidissement.

### ***Les résultats de l'analyse de la phase solide***

L'analyse a été effectuée sur la couche de solide déposée après décantation et séparation de la phase liquide. Le dépôt est récupéré, séché à l'étuve. L'étude du solide a donné les résultats suivants :

**Tableau 8 :** Les éléments majeurs.

Dates Les éléments majeurs (%)	22-01-06	20-03-06	15-05-06
SiO <sub>2</sub>	53,08	60,35	52,10
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	23,39	15,56	29,40
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,97	0,56	1,33
CaO	3,53	6,08	0,60
MgO	0,47	0,77	0,38
MnO	0,154	0,202	0,014
Na <sub>2</sub> O	2,09	2,52	1,76
K <sub>2</sub> O	1,34	2,69	1,74
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,139	0,155	0,104
TiO <sub>2</sub>	0,540	0,360	0,604
SO <sub>3</sub>	0,55	0,67	0,04
Cl	0,2200	0,13	
PAF	11,70	10,40	11,60

**Tableau 9 :** Les éléments mineurs.

Dates Les éléments mineurs ppm	22-01-06	20-03-06	15-05-06
Zirconium (Zr)	5811,0	4851,0	1841,6
Strontium (Sr)	12,6	136,0	158,3
Rubidium (Rb)	38,7	65,9	135,9
Plomb (Pb)	17,3	34,0	73,2
Zinc (Zn)	3569,0	2645,0	1066,1
Cuivre (Cu)	307,1	319,3	61,9
Nickel (Ni)	203,0	975,2	33,9
Chrome (Cr)	63,6	64,0	60,5
Vanadium (V)	136,2	63,8	46,4
Baryum (Ba)	8202,0	8439,7	1554,1

**Interprétation des résultats de l'analyse**

Les solides des rejets sont divisés en deux parties, les éléments majeurs et les éléments mineurs. D'après les tableaux 8 et 9, Il y a lieu de constater une hétérogénéité dans la composition de dépôt ; cela est du à la variabilité des composés rentrant dans la fabrication.

On note que l'analyse des solides donne un aperçut sur la composition des matières en suspension.

On constate que les MES sont à base de silice constituées principalement d'oxyde de silice (52,10%- 60,35%), cela est du à l'utilisation du sable de 23% dans la composition de la pâte.

Suivi par l'oxyde d'aluminium qui constitue un pourcentage considérable dans le solide (15,56%- 29,40%) car il rentre dans la composition de toutes les matières premières utilisées.

La présence de l'oxyde de sodium Na<sub>2</sub>O à (1,76%- 2,52%) est confirmée par l'utilisation de feldspath sodique autant que fondant dans la préparation de la barbotine

L'utilisation du zirconium, du zinc et du baryum dans la préparation des émaux, reflète un faible pourcentage mais non négligeable de ces éléments dans le dépôt.

## **Conclusion**

Ce travail est une contribution à l'élaboration d'une stratégie pour la préservation de l'environnement sur le plan régional par l'analyse des problèmes liés à la gestion des quantités importantes d'eaux rejetées dans l'oued Allala (TENES) sans traitement préalable.

La pollution des eaux constitue un problème très important pour l'unité « Céramit » TENES, cette pollution est due pour une large part au fait que l'usine ne dispose pas d'une installation de traitement de ces rejets qui atteignent 568,8 m<sup>3</sup>/jours.

L'étude des différents prélèvements de l'eau de rejet durant les trois 2004, 2005 et 2006 nous a montré que l'eau a une charge polluante très élevée puisqu'elle atteint 3283,11 Kg/jour de MES et d'une quantité importante de zinc, cette concentration est très variable parfois atteint 9,79 Kg/jour, 193,6 Kg/jour de DCO et 35,26 Kg/jour de DBO<sub>5</sub>, en conséquence une mise en point d'une chaîne de traitement s'avère nécessaire.

Souvent, on introduit le rapport DCO/ DBO<sub>5</sub>, pour des valeurs comprises entre 3,2 et 5,2 on recourt à un traitement physico-chimique, les résultats trouvés montrent que les valeurs sont comprises entre 3 et 4,66 qui nous amène à prévoir une épuration physico-chimique.

## **Références bibliographiques**

- [1] FRESENUIS.W & SCHNEIDER.W, "Technologie des eaux résiduaires", production, collecte, traitement et analyse des eaux résiduaires. Edition Springer-verlag, 1990, page 1.
- [2] MEINCH.F, STOOFF.H, HÜTTER.H, "Les eaux résiduaires industrielles" 2<sup>ème</sup> Edition Masson, 1977, page1.
- [3] METCHAT. M & SEMARA. M, "Analyse des eaux résiduaires industrielles. Mesure de pollution de l'unité céramique de Ténès selon la réglementation en vigueur", mémoire d'ingénieur en biologie, U.H.B.C, 2006, page 1.
- [74] JEAN RODIER,  
"L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer", 7<sup>ème</sup> édition. Edition : Dunod, 1984.



# Caractères chimiques des effluents urbains introduits au littoral d'Annaba (Nord Est Algérie)

**Khammar H.\*, Ounissi M., Saker I., Ziouch O.M., Haridi A**

\*Faculté des Sciences agronomiques et sciences biologiques Université Hassiba ben Bouali de Chlef , Algérie  
[khammar\\_hich@yahoo.fr](mailto:khammar_hich@yahoo.fr)

**Résumé** - Oued Boudjemâa est un effluent urbain qui coule à ciel ouvert sur la plaine ouest d'Annaba et occasionne de véritables problèmes d'environnement. Il est le siège d'incubation de bactéries, de pontes de moustiques, de production de mauvaises odeurs générant diverses contraintes environnementales de type esthétique et sanitaires. Les possibilités de gestion et de traitement de ces eaux usées reposent sur la caractérisation chimique et biochimique de l'effluent. Dans cette ordre d'idée, une étude des paramètres physico-chimiques, chimiques et biochimiques a été menée au cours de l'année 2006 sur deux stations, l'une soumise aux rejets d'ASMIDAL avant d'aboutir à la mer et l'autre située plus en amont recevant les eaux usées domestiques brutes à partir essentiellement de stations de relevage de la plaine ouest.

Les caractères chimiques et biochimiques de l'effluent en amont se trouvent se sont fortement modifiés en se mélangeant avec les lâchers d'Asmidal en aval. Il s'agit d'une épuration qui s'exprime en particulier par l'oxydation d'une fraction importante d'ammonium qui s'est transformée en nitrate et par une diminution de 36% de la DBO en aval. L'ammonium domine les formes de l'azote minéral à 73% et est entraîné à la mer à raison de 500 kg par jour dont 20% se trouvent réduits à l'aval sous l'effet d'oxydation. Le phosphore également présent à de fortes teneurs (5 mg. l-1), se décharge à la mer à raison de 400 kg par jour. Dans les formes particulières, l'effluent introduit d'énormes masses en MES atteignant en moyenne de 12 000 kg par jour susceptibles d'envaser les aires littorales adjacentes. Dans cette forme particulière, le COP représente 60%. L'ensemble de ces éléments chimiques et biochimiques (DBO) induirait annuellement 1800-4000 tonnes de matière primaire à laquelle s'ajoute 2000 tonnes de demande biologique en oxygène et devrait avoir de sévère répercussion sur l'environnement littoral. D'un point de vue flux spécifique, la population d'Annaba libère 5 grammes par habitant par jour et une quantité comparable de phosphore, ce qui représente une pollution excessive en phosphore.

**Mots Clés:** flux, effluent urbain, azote, phosphore, environnement littoral

## Introduction

Les activités terrestres (urbanisation, industrie et agriculture) représentent la principale source de pollution de la mer Méditerranée, bien que de nombreuses incertitudes demeurent quant à leur contribution respective, aux différents flux (rivières, atmosphère, sources diffuses) et au sort des polluants qu'elles génèrent<sup>(1,2)</sup>.

Dans le cas des pollutions urbaine et industrielle, le problème principal correspond à l'augmentation rapide de la population le long des côtes sud de la Méditerranée, où les moyens

légaux et les investissements dans l'infrastructure environnementale sont moindres. La pression exercée par le tourisme, notamment dans les pays du nord de la Méditerranée, constitue l'un des problèmes qui doivent être gérés efficacement afin d'empêcher toute dégradation future du milieu marin et littoral <sup>(3)</sup>.

Le traitement des eaux usées fait encore défaut dans les zones urbaines situées le long des côtes et environ 60% des déchets urbains rejetés en Méditerranée ne sont pas encore traités cependant que les frais de santé et autres pertes économiques, en particulier dans les zones touristiques du fait de la contamination des eaux côtières, sont plus élevés que l'investissement nécessaire pour atteindre une qualité acceptable du rejet des eaux usées <sup>(4)</sup>.

En Algérie les ressources en eau douce sont rares et vulnérables et la disponibilité en eau potable par habitant est en décroissance inquiétante <sup>(5,6,7)</sup>. Les volumes d'eau usées rejetés annuellement à travers les réseaux d'assainissement des agglomérations sont estimés à  $0,6 \cdot 10^9 \text{ m}^3$  en 1985 et seront à près de  $1,5 \cdot 10^9 \text{ m}^3$  en 2010, ce qui à long terme constituera un ressource potentielle recyclable <sup>(8,9)</sup>.

Environ 73% de la population agglomérées est raccordées à un réseau d'assainissement avoisinant  $30 \cdot 10^3 \text{ km}^2$  <sup>(8,10)</sup>. Si l'effort de réalisation de réseaux d'assainissement a permis d'améliorer le cadre de vie à l'intérieur des agglomérations, il a cependant entraîné une concentration des rejets d'eaux usées dans les milieux récepteurs, ce qui constitue une menace pour l'environnement d'une manière générale.

En effet, peu de stations d'épurations ont été réalisées (56) dont 80% sont abandonnées et seulement quelques centaines de bassins de décantations et quelques stations de lagunage.

En pratique, le code des eaux amendé en 1996 <sup>(8)</sup> et la loi littorale <sup>(11,12)</sup> stipulent que toute agglomération de plus de 100 000 habitants doit disposer impérativement de procédés et de systèmes d'épuration des eaux usées. Les agglomérations de cette catégorie sont aujourd'hui au nombre de 32 avec une population de plus de  $7 \cdot 10^6$  habitants, qui théoriquement, génèrent plus de  $300 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$ , alors que la capacité totale des STEP existantes ou en cours de réalisation au niveau de ces agglomérations ne représente que 50% de la population de ces dernières. Avec une dotation moyenne de 150/j/hab et avec un taux de rejet de 80%, on estime que le volume global à épurer soit d'environ  $600 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$  <sup>(8,13)</sup>.

Sur le plan environnemental, les eaux usées occasionnent à la fois une pollution microbiologique chronique et des eutrophisations côtières, de part les désagréments esthétiques et sanitaires <sup>(14,15,16)</sup>. Les principaux risques pour la santé humaine sont les suivants : absorption de micro-organismes pathogènes présents dans l'eau de mer contaminée, contact direct avec l'eau de mer et le sable de plage pollués, et consommation de fruits de mer contaminés par des agents pathogènes : de même, de façon plus limitée, avec des métaux lourds et des produits chimiques, particulièrement dans les organismes bio accumulateurs tels que les organismes filtreurs et les poissons carnivores <sup>(17)</sup>.

De plus, les conditions climatiques méditerranéennes clémentes permettent d'accueillir sur la côte près d'un tiers du tourisme mondial, produisant d'importantes décharges pesant lourdement sur la qualité de l'environnement littoral. Le niveau d'atteinte de l'environnement total reste encore peu connu sur de vastes étendues de la zone littorale méditerranéenne, essentiellement au sud et à l'est <sup>(1,18)</sup>.

Les eaux usées sont encore peu considérées en Algérie tant sur le plan volume que sur le plan caractérisation chimique. Les effluents urbains et domestiques de la ville d'Annaba de, part leur collecte, sont livrées à l'abandon et ne subissent aucun traitement, si ce n'est leur assemblage temporaire limité à la saison d'été dans les bassins de lagunage. Les études qui s'y rattachent se limitent à suivi des flux en azote et en phosphore en 2003 <sup>(20,21)</sup>. Les résultats qui s'en issus bien

que fondamentaux, offrant les premières observations scientifiques, devront se poursuivre pour une meilleure compréhension, évaluation et gestion des eaux usées urbaines d'Annaba. Cette étude fait suite logique à ces travaux antérieurs et tente de réévaluer, actualiser et diagnostiquer ces effluents en vue soit d'un traitement directe dans la station d'épuration en cours de réalisation, soit d'un prétraitement par les effluents industriels du complexe d'Asmidal, par ailleurs, rejetés sans traitements et sans aucune valorisation. D'autre part, les évaluations de descripteurs d'équivalent habitant se réfèrent à tort aux données de pays développés, et en conséquence une étude du flux spécifique à la population d'Annaba et à plus fortes raisons pour la population algérienne, devrait déterminer la spécificité du rejet individuel, eu égard même à la différence du niveau de vie et du régime alimentaire des populations humaines

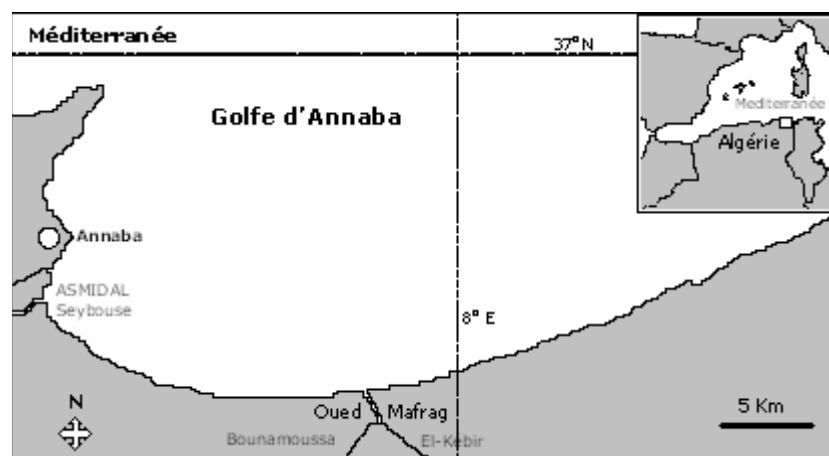
## Matériels et méthodes

### *Le milieu*

Le golfe d'Annaba, situé à l'extrême Est algérien ( $36^{\circ} 50' - 37^{\circ} N$  ;  $7^{\circ} 45' - 8^{\circ} 15' E$ ) est soumis aux facteurs océanographiques externes d'une part (intrusions d'eau du large à partir de l'entrée du golfe) et aux décharges continentales introduisant d'importantes quantités de polluants chimiques d'autre part (Fig. 1).

Les sources majeures d'apports d'eaux usées au littoral ont été échantillonnées à partir de points de prélèvements dans la source. Il s'agit d'un effluent domestique d'Oued Boudjemâa qui parcourt la plaine Ouest d'Annaba et puise de ses marécages pendant la saison pluvieuse (Fig.1). Avant d'aboutir à la mer, l'Oued reçoit les effluents de nombreux raccordements d'eaux usées domestiques et de deux effluents mineurs d'Asmidal

On estime que l'Oued véhicule les eaux usées de près de 100 000 habitants. Son débit fluctue à l'échelle de l'heure au grès de l'activité ménagère de la population d'Annaba et des stations de relevages. En dehors des eaux pluviales, l'Oued présente un débit variant globalement dans la journée entre  $0,5$  et  $3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Il s'agit en définitive d'un véritable émissaire d'eaux usées



**Figure 1.** Position des sites sources majeurs de pollution du golfe d'Annaba : Oued Boudjemâa, Oued Seybouse, Estuaire de la Mafrag, effluents d'Asmidal.

### *Prélèvement et méthodes d'analyses*

Les prélèvements ont été effectués dans les sources de pollutions : au débouché de Oued Boudjemâa dans la mer (débouché variable à l'échelle même de l'heure selon le débit de l'effluent domestique). Les prélèvements d'eaux ont été effectués chaque 15 jour au cours de l'année 2006, du 17 janvier au 24 décembre 2006 dans Oued Boudjemâa. Les programmes de surveillances de l'environnement suggèrent en effet un contrôle bimensuel des eaux pour obtenir des données statistiquement exploitables en particulier lors des traitements de séries temporelles. Deux stations ont été suivies, l'une située en amont (station Amont) avant les raccordements de deux effluents industriels d'Asmidal (Fig.1) et l'autre située à l'embouchure, juste à l'interface mer-eau usée.

Cette station aval (Aval) est soumise dans cette partie de l'émissaire non seulement aux rejets d'Asmidal mais aussi au déversement de l'abattoir et à l'intrusion marine lorsque le débit s'affaiblit. Les relevés de température (°C) et de salinité (Practical Salinity Unit ou P.S.U.) ont été effectués à l'aide d'un multiparamètre type wtw 197i. Les méthodes d'analyses chimiques utilisées sont celles d'Aminot et Chaussepied ( 1983) et Parsons et *al* (1989)

## Résultats

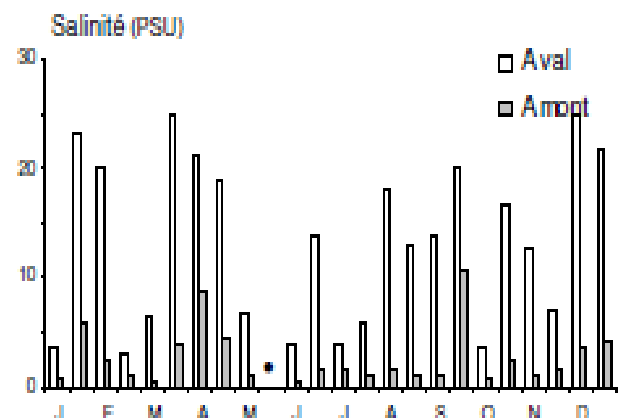
### Hydrologie

On constate cette année que le flux hydrique transitant Oued Boudjemâa est plus faible par rapport aux années précédentes, la variation est conditionnée par les lâchers des deux effluents d'Asmidal et le rythme de largage des eaux des stations de relevage et dans une certaine mesure des eaux issues des activités domestiques raccordées à l'Oued (Tab. 2). En fait, les données de l'Algérienne Des Eaux (ADE, com. Pers., 14 mars 2007) impliquent un volume d'eau usée d'environ 100 000 m<sup>3</sup> par jour. Les données de l'Algérienne Des Eaux (ADE) montrent un taux de consommation journalière de l'ordre 100 000 m<sup>3</sup>.

**Tableau 2 :** Variation saisonnière des débits journaliers moyens (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>),des températures (°C), des salinités(PSU) des eaux usées domestiques véhiculées par Oued Boudjemâa durant l'année 2006.

H :Hiver,P :Printemps,E :Eté, A :Automne.

Paramètre	ST	H	P	E	A	Moyenne Annuelle
Q (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	Am					
	Av	3	1	0.50	0.50	0.50
T (°C)	Am	14	19	27	23	20.75
	Av	15	19	26	23	20.58
S(PSU)	Am	2.85	3.70	1.15	2.87	2.64
	Av	16	15	10	12	13.37



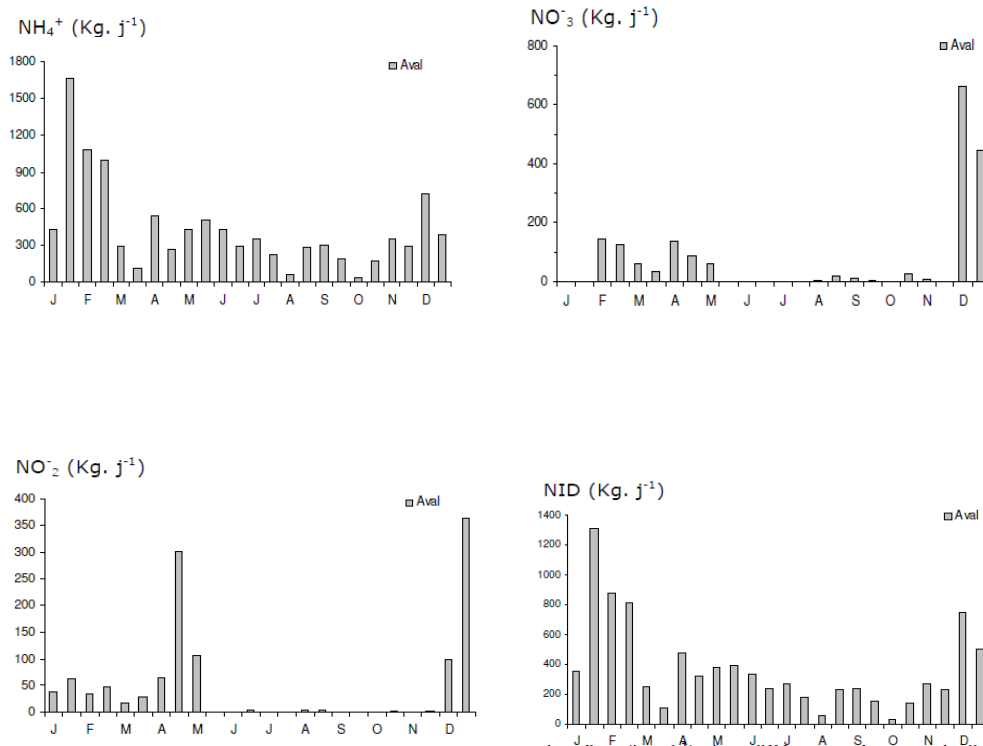
**Figure 3.** Variations saisonnières de la salinité des eaudans les sites en 2006.Aval : Boudjemâa aval. Amont : Boudjemâa amont. • : Pas de données

### Flux des sels nutritifs et Matières organiques

## Matière minérale

### -Azote minéral

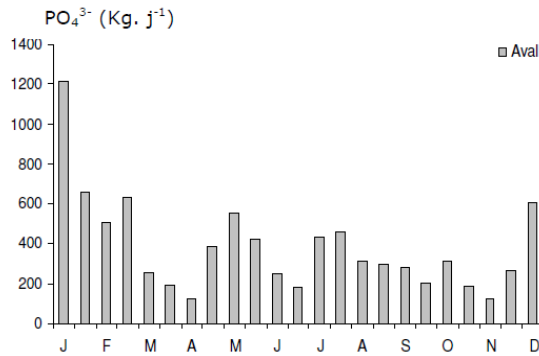
En terme de Flux on observe que l'essentiel de NID déchargé à la côte est sous forme d'ammonium (78 %), avec un flux annuel de l'ordre de 160 tonnes correspondant à un flux journalier moyen de 435 kg. j<sup>-1</sup>. C'est en hiver que le flux accuse la plus forte valeur (1 664 kg. j<sup>-1</sup>) ce qui représente le triple de la moyenne annuelle (Fig.4). Cette tendance est à relier avec le débit de l'effluent ramenant également les eaux pluviales de la ville et du bassin versant.



**Figure 4.** Variations saisonnières des flux (kg. j<sup>-1</sup>) des différentes formes de l'azote inorganique dissous dans Oued Boudjemâa durant l'année 2006. Aval : Boudjemâa aval.

### - Les phosphates

L'effluent urbain décharge à la côte d'énormes quantités de phosphore (Fig. 5) surtout en hiver où on peut noter les flux les plus élevés. Près de la moitié (46 %) du phosphore est introduit à la mer durant l'hiver. Considérant la constance relative d'un rejet urbain en terme de phosphore, on peut souligner que la moitié de ce transfert revient incontestablement aux apports du bassin versant. Ces données auront beaucoup d'utilité pour la gestion des eaux urbaines. L'automne affiche les plus faibles transferts de phosphore au littoral par suite du débit affaiblit lors de cette période.

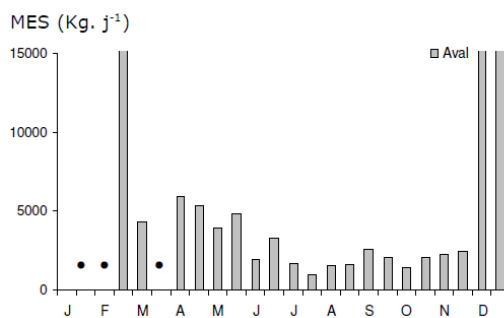


**Figure 5.** Variations saisonnières des flux (kg.j-1) des phosphates dans oued Boudjemâa déchargés au littoral durant l'année 2006.

*Flux des matières organiques urbaines au littoral*

-Les matières en suspensions (MES)

Les flux des matières en suspension exportées au littoral sont considérables allant jusqu'à 65 t. j-1 en hiver (Fig.6). En raison du faible débit de l'effluent, on peut estimer que le flux moyen annuel introduit au littoral s'élève à 2 976 tonnes. Ces matières en suspension sont ainsi déchargées à la côte à raison de 8 tonnes par jours.

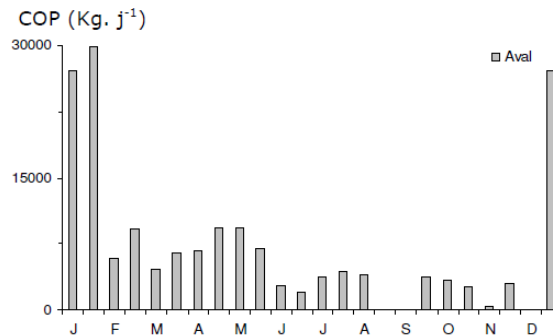


**Figure 6.** Variations saisonnières des flux (kg. j-1) des matières en suspension dans l'oued Boudjemâa durant l'année 2006. Aval. : Boudjemâa aval. • : Pas de données.

-Le carbone organique particulaire (COP)

En terme de charge en matière organique le site étudié est chargé par le carbone organique particulaire qui en hiver oued Boudjemâa donne une quantité moyenne en matière organique saisonnière de 16 538 kg. j-1 (Fig.7).

Les flux de la DBO ont fluctué 173-1 814 kg. j-1 avec une moyenne annuelle de 860 kg. j-1 (Fig 8 et Tab.6). Les flux les plus importants se rencontrent en période chaude, entre mai et août. Si on compare les charges en DBO aux points d'étude, on s'aperçoit que les flux diminuent en moyenne à aval de 44%. D'autre part, l'épuration paraît beaucoup plus importante en hiver et en automne qu'en été (Tab. 6). En effet, des 557 tonnes présent en amont, il en disparaît 244 tonnes et ne parvient à la côte que 313 tonnes par an. Les transferts de DBO à la côte diminuent cependant largement au printemps



**Figure 7 :** Variations saisonnières des flux (kg. j-1) en carbone organique particulaire dans l’oued Boudjemâa durant l’année 2006. Aval. : Boudjemâa aval. • : Pas de données.

## Discussions et conclusions

L’objectif de cette étude est la caractérisation chimique de l’effluent urbain majeur de la ville d’Annaba, se déversant dans la mer sans traitement. L’examen des résultats permet de constater l’ensemble des caractères chimiques et biochimiques de l’effluent se trouvent fortement modifié au

**Tableau 6.** Flux journalier moyen (F.m) en chaque saison (Kg. j-1) et charge totale annuelle (F.t.a) en DBO transférée au littoral par Oued Boudjemâa en Amont et en Aval. en 2006.

DBO (Kg. j <sup>-1</sup> )	H	P	E	A	F.m (kg. j <sup>-1</sup> )	F.t.a (t. an <sup>-1</sup> )
<b>B. Amont</b>	2 656,80	950,40	1 461,60	1 036,80	1 526,40	557,13
<b>B. Aval</b>	1 101,6	639,36	1 180,8	504	856,44	312,60
<b>Taux de Réduction (%)</b>	58,53	32,72	19,21	51,38	43,89	43,89

passage des lâchers d’Asmidal. C’est en particulier, l’azote oxydé et la DBO qui caractérisent cette épuration. Si l’azote oxydé a doublé en aval, la DBO a en revanche diminué de 36% et témoignent ainsi d’une épuration certaine (Tab. 7). Il semble que la fraction ajoutée de l’azote oxydé provient plutôt d’une nitrification à partir de l’ammonium qui diminue en effet à l’aval de 15% que d’un apport d’Asmidal. Il ne faut pas perdre de vue qu’un effluent urbain est toujours dépourvu d’azote oxydé<sup>(22,14,23)</sup>, ce qui laisse à suggérer l’effet du rejet d’Asmidal dans l’apparition de cette forme d’azote. Par ailleurs, on peut souligner le fait que la nitrification est en grande partie freinée à l’étape nitrite. Cet élément représente ainsi 50% du stock convertible. On observe en effet que l’ammonium domine les formes du NID à 73% et que l’azote oxydé ne forme que 27% et est entraîné à la côte à raison de 160 t. an<sup>-1</sup>.

S’agissant de la qualité des eaux, on peut s’apercevoir que le rapport N/P est fortement altéré et s’écarte beaucoup des valeurs habituellement rencontrées dans les eaux usées<sup>(25,23)</sup>. Les valeurs de N/P sont ainsi de l’ordre de 1,6/1 et sont beaucoup plus inférieures aux données de 2003<sup>(20)</sup>.

En terme de flux, il faut remarquer qu’une quantité importante d’azote oxydé se forme en réaction aux ajouts d’Asmidal (100 tonnes par an environ). D’autre part, la décharge en DBO à l’aval souligne également l’effet épurateur du rejet d’Asmidal et peut représenter 44% ou 244 tonnes par an. Bien que réduit à l’aval, les transferts d’azote réduit et de DBO restent pourtant importants et entachent le littoral par plus d’une centaine de tonnes (160 t. an<sup>-1</sup> N) et par quelques centaines de tonnes de DBO (313 tonnes par an). Ces transferts auront de graves répercussions sur le système

littoral déjà fragilisé par les apports de Seybouse <sup>(26,21)</sup>. Si ces résultats concordent dans une large mesure avec les données de (20), il n'en est pas de même pour le phosphore évoluant plutôt à l'augmentation en aval, à l'inverse des résultats de <sup>(20)</sup>.

D'autre part, les flux en phosphore sont de l'ordre de 150 t. an<sup>-1</sup> et restent très inférieurs aux valeurs de 2003. Si on les compare avec les résultats de <sup>(11)</sup> On observe que le flux moyen annuel introduit par l'apport industriel (Asmidal) est de l'ordre de 950 t. an<sup>-1</sup> d'azote minéral et de 161 t. an<sup>-1</sup> de phosphore, pour l'estuaire de la Mafrag les quantités d'azote minéral est de 570 t. an<sup>-1</sup> et de phosphore est environ 70 t. an<sup>-1</sup> <sup>(27,28)</sup>.

On observe que la zone Est (la Mafrag) très pauvre en terme d'enrichissement mais qui reste une source d'un écosystème propre et fertile, la partie Ouest (Oued Boudjemâa) est la source principale d'enrichissement de milieu littoral par ces forts apports de polluants susceptibles d'occasionner de graves problèmes d'eutrophisation.

En terme de flux spécifique, on peut s'apercevoir que la population d'Annaba rejette peu d'azote comparée à la valeur habituellement rencontrée dans la littérature. Ces faibles valeurs traduisent directement la qualité de vie. A l'opposé, le flux spécifique à la population d'Annaba en terme de phosphate est bien supérieur, comme l'avait déjà rapporté <sup>(20)</sup>. L'excès de phosphate dans l'effluent urbain peut également traduire l'usage sanitaire de cet élément et exprime un indice de propreté de la population <sup>(29,30)</sup>. De même, le flux spécifique en MES est très élevé alors que celui de la DCO étant faible si l'on tient compte des équivalents-habitants type. Il s'agit ainsi en particulier d'une pollution organique que chimique.

D'un point de vue pollution organique, il est clair que le flux spécifique de la DBO et du COP reste largement en deçà des valeurs types témoignant encore une fois des transformations des matières soit durant leur parcours, soit sous l'action des effluents d'Asmidal.

Si on extrapole les flux spécifique à Annaba sur la population algérienne (20 Millions riverains raccordés au réseau d'assainissement), on estime que le littoral algérien reçoit des quantités énormes de polluants d'origine domestique. Ces masses de polluants devront avoir de graves répercussions sur le fonctionnement du littoral et des peuplements associés. On comprend, par exemple, que les 30 000 tonnes de phosphore introduit annuellement au littoral génèrent une production organique potentielle de 300 000 tonnes auxquelles s'ajoute une demande d'oxygène de 500 000 tonnes par an.

Les résultats capitalisés à l'issue de cette recherche (flux absolu et spécifique en P-PO<sub>4</sub> et N-NH<sub>4</sub> de l'effluent urbain majeur de la ville d'Annaba qui est une source principale de pollution), incitent fortement à envisager des mesures de gestion intégrée du littoral Les effluents urbains d'Annaba (1000 000) équivalent habitats, (ville + agglomérations contiguës) déchargé jusqu'alors sans traitement exportent au littoral d'énormes masses de matières polluantes:

2 500 tonnes d'azote par an, 1 500 tonnes de phosphore par an, 5 500 tonnes de DBO par an, et 33 000 tonnes de charge polluante par an.

Ces apports devront avoir de sévères répercussions sur l'environnement littoral récepteur en particulier des eutrophisations chroniques. Le faible renouvellement de la côte d'Annaba, il est pénalisant de choisir les filières de traitements biologiques des eaux usées. Les filières physico-chimiques s'adaptent mieux à la fois au chimisme des eaux usées et aux capacités régulatrices du milieu récepteur.

En l'absence de station de traitement des eaux urbaines, des possibilités d'épuration par les rejets d'Asmidal représentent une solution réelle. L'emplacement de la station de traitement et le point de rejets qui doit être judicieusement étudiés, la zone Sud Ouest du golfe d'Annaba, exposé durant 8



mois de l'année aux vents Nord à Nord –Ouest et bien renouvelées, peut être suggérée pour l'installation de la station de traitement ou pour la réception des eaux usées traitées.

### **Remerciements**

Ce travail a été réalisé dans le cadre d'un projet national (ONED/04/05) de la ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement. Je tiens à remercier toute l'équipe du laboratoire d'Environnement Littoral qui m'ont beaucoup aidé de réaliser ce modeste travail.

### **Références Bibliographiques**

[1] **Agence Européenne de l'environnement** : (''State and pressure of the marine and coastal Mediterranean environment'')(*Environnemental assessment series*)(1999).

[2] **Margat -J, Vallée –D** : (''Ressources en eau et utilisations dans les pays méditerranéens '') (Repères et statistiques, ed. Plan bleu) (1999).

[3] **Margat-J** : (''L'eau dans le bassin méditerranéen: situation et prospective'') (Les fascicules du Plan Bleu. Supplément. 6). (UNEP-RAC/BP, Diffusion Economica, Paris) (1992)

[4] **Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire (M.E.A.T)**:(''1994. Conférence Med 21 sur le développement durable en Méditerranée. Mise en oeuvre de l'Agenda 21'') (Tunis 16-20 mai 1994),(1994).

[5] **Saghir–J**:('' Urban water and sanitation in the middle East and North Africa: The way forward'')(The world bank, the Middle East and North Africa region)(2000).

# Evolution géochimique de la solution des sols irrigués par les eaux à alcalinité résiduelle positive en conditions contrôlées. Application au Bas-Cheliff

Bradai A<sup>1\*</sup>, Douaoui A<sup>1\*\*</sup>.

\*. Faculté des Sciences Agronomiques et Biologiques – Université de Chlef. BP151 Chlef, Algérie.

\*\* . Centre Universitaire de Khemis Miliana, Institut des sciences de la terre.

1. Laboratoire Eau-Environnement. Université de Chlef.

[hamid\\_bradai@yahoo.fr](mailto:hamid_bradai@yahoo.fr)

**Résumé** -Le présent travail tient à étudier l'évolution géochimique de la solution des sols au contact d'une eau à alcalinité résiduelle positive en vue de prédire leur voie de salinisation et dégradation structurale après concentration de l'eau par évaporation. Deux textures de sols ; une texture équilibrée (S1) et une texture argileuse (S2) sont mises au contact avec une eau à alcalinité résiduelle positive. L'eau est ramenée au pot par un volume correspondant à la capacité de rétention du sol pour être évaporé. A chaque fois qu'un volume d'eau ramener est évaporé, c'est un facteur de concentration (FC), le sol du pot est récupéré pour procéder à l'extraction de la solution du sol pour être analysé. Quinze facteurs de concentration ont été réalisés.

Il a été trouvé qu'au fur et à mesure que les eaux se concentrent, il y a précipitation des ions Calcium et Magnésium et un accroissement de la molalité du sodium dans la solution. L'augmentation des facteurs de concentrations a provoqué la désorption de l'ion sodium du complexe d'échange sous l'effet de l'épuisement des éléments de grandes solubilités (Ca et Mg). Cet état a fait que le SAR a augmenté notamment pour les sols à texture argileuse, ce qui a induit une destruction structurale.

**Mots clés** : géochimie, alcalinité résiduelle, SAR, dégradation des sols.

## Introduction

La composition chimique des solutions naturelles dépend de trois principaux facteurs : la dissolution des minéraux primaire, l'évolution ou la dilution des solution et la néoformation de minéraux secondaires par précipitation lors d'une évaporation (Zougari, 1996). De ce fait, si une eau est mise en contact avec des minéraux du sol, de nombreuses réactions chimiques se produisent tant à l'intérieur de la phase aqueuse qu'entre la solution du sol et les minéraux.

En théorie, une eau à alcalinité résiduelle positive est marquée par une faible salinité et une molalité de carbonate supérieure à la somme des ions divalents en particulier Ca et Mg (Eaton, 1950 ; Al Droubi, 1976). Si cette dernière est mise en contact avec un sol en condition soumis à une évaporation, tout les ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  apportés par l'eau seront précipités dans le sol sous forme de carbonates de calcium et de magnésium, l'excès des carbonates sera présent sous forme de carbonates et de bicarbonates de sodium dissous. Au fur et à mesure, l'excès de carbonates apporté va aussi précipiter le calcium et le magnésium échangés du sol, jusqu'à ce que le complexe adsorbant soit presque complètement saturé avec Na et à moindre degré par K (Marlet et Job, 2006). Donc, l'addition continue d'eau d'irrigation va causer une accumulation de carbonates de sodium entraînant ainsi une sodisation probable pour ces sols dont le résultats final est une dégradation physique.

L'objectif principal du présent travail est d'analyser l'évolution de solution du sol mise en contact avec une eau à alcalinité résiduelle positive. En particulier, et en raison des enjeux économiques et environnementaux, nous avons choisi d'étudier le devenir salin des sols sous l'effet de la qualité d'eau impliquée dans l'irrigation. Comme pour toute zone aride ou semi-aride dans le monde soumises à des fortes évaporation, la principale question posée est celle de la voie d'évolution saline engagée : voie saline neutre ou alcaline ?

## Matériel et méthodes

### Présentation des sols

Deux types de sols sont utilisés, le premier est d'une texture équilibré provenant d'une parcelle du périmètre de Ouarizane désigné par « S1 ». Le deuxième « S2 » est argileux provenant d'une parcelle de H'madna. L'identification des deux textures a été faite à partir de la carte pédologique de Boulaine, (1957).

### Présentation des eaux d'irrigation

L'eau utilisée (E) provient directement d'un forage utilisé habituellement en irrigation dans le périmètre irrigué du Bas-Chéllif. Ce choix est basé essentiellement sur le signe d'alcalinité résiduelle qui est positif. Les caractéristiques chimiques de l'eau utilisée sont présentées sur le tableau I.

Tableau I : Paramètres chimiques de l'eau utilisée.

Type d'eau	CE	pH	Ca	Mg	Na	Cl	SO4	HCO <sub>3</sub>	SAR	RSC*
Unité	dS/m		mmol <sub>e</sub> /l						(mmol <sub>e</sub> /l) <sup>0,5</sup>	mmol <sub>e</sub> /l
E	1,4	8,20	2,28	1,57	7,92	5,40	1,20	5,95	5,72	2,10

\* RSC = HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> - (Ca + Mg) (mmol<sub>e</sub>/l)

### Présentation du dispositif

Les pots utilisés ont un diamètre de 5 cm et une hauteur de 12 cm, soit un volume d'environ 230 cm<sup>3</sup> (fig. 1a). Ces pots ont été fabriqués à partir de morceau de PVC dont la parie inférieure est obstruée par une toile. Ils sont remplies de 200 g de sol après avoir mis quelques grains de gravier au font afin d'éviter le colmatage à la sortie.

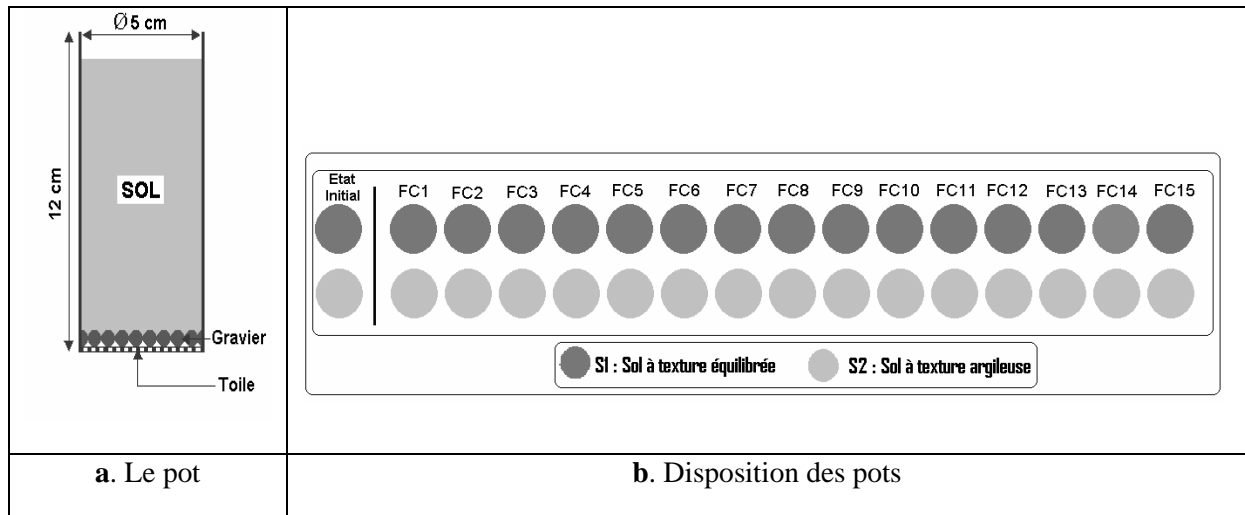
L'eau est le sols sont ramenés en équilibre avec chaque type de sol. Au départ, on apporte une quantité d'eau supérieure de 4 à 5 fois l'espace poral du sol disposé dans le pot. Après 24 heures de ressuyage, le sol est à sa capacité au champs ce qui va être considéré comme état initial. La différence entre le poids du pot après ressuyage et avant irrigation détermine la quantité d'eau nécessaire pour ramener le sol à sa capacité au champ.

### Protocole de mesure

L'eau évaporée est mesurée par double pesée. Notre but ici est d'évaporer l'eau et d'apporter la même quantité perdue dans la journée. Une fois le pot est ramené à sa capacité au champ, c'est un facteur de concentration (FC). L'opération est réalisée tout en évitant le lessivage des sels. Après chaque facteur de concentration atteint, un pot est détruit pour que le sol soit analysé.

On a retenu 15 facteurs de concentration qui sont suffisants pour caractériser les tendances évolutives des processus de salinisation. Chaque type d'eau irrigue 15 pots pour un même type de sol. Comme il y a deux essais, le nombre de pots est de 30.

Un pot est rajouté pour l'état de mise en équilibre afin de pouvoir caractériser l'état initial juste après la mise en équilibre des eaux avec les sols. La figure 1b montre la disposition des pots dans le dispositif expérimental.



**Figure 1.** Dispositif expérimental

### ***Protocole des analyses***

Pour notre travail, nous avons réalisé deux suivis que nous avons jugé utile est complémentaire : un suivi géochimique des sols irrigués et un suivi de la stabilité structurale.

Après récupération du sol du pot constituant un facteur de concentration, il est séché à l'air libre, une quantité est tamisée à 2 mm pour procéder à la l'extraction de la solution de sol par procédé de la pâte saturée. Les agrégats sont utilisés pour le suivi de la stabilité structurale.

La solution du sol récupérée, relative à un facteur de concentration donné, fera l'objet de plusieurs analyses. On détermine d'abord la conductivité électrique (CE), Chlorures (Cl<sup>-</sup>), Sulfates (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), les carbonates et bicarbonates (CO<sub>3</sub><sup>-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), le Calcium (Ca<sup>2+</sup>), le Magnésim (Mg<sup>2+</sup>) et le Sodium (Na<sup>+</sup>).

### ***Présentation des résultats géochimique***

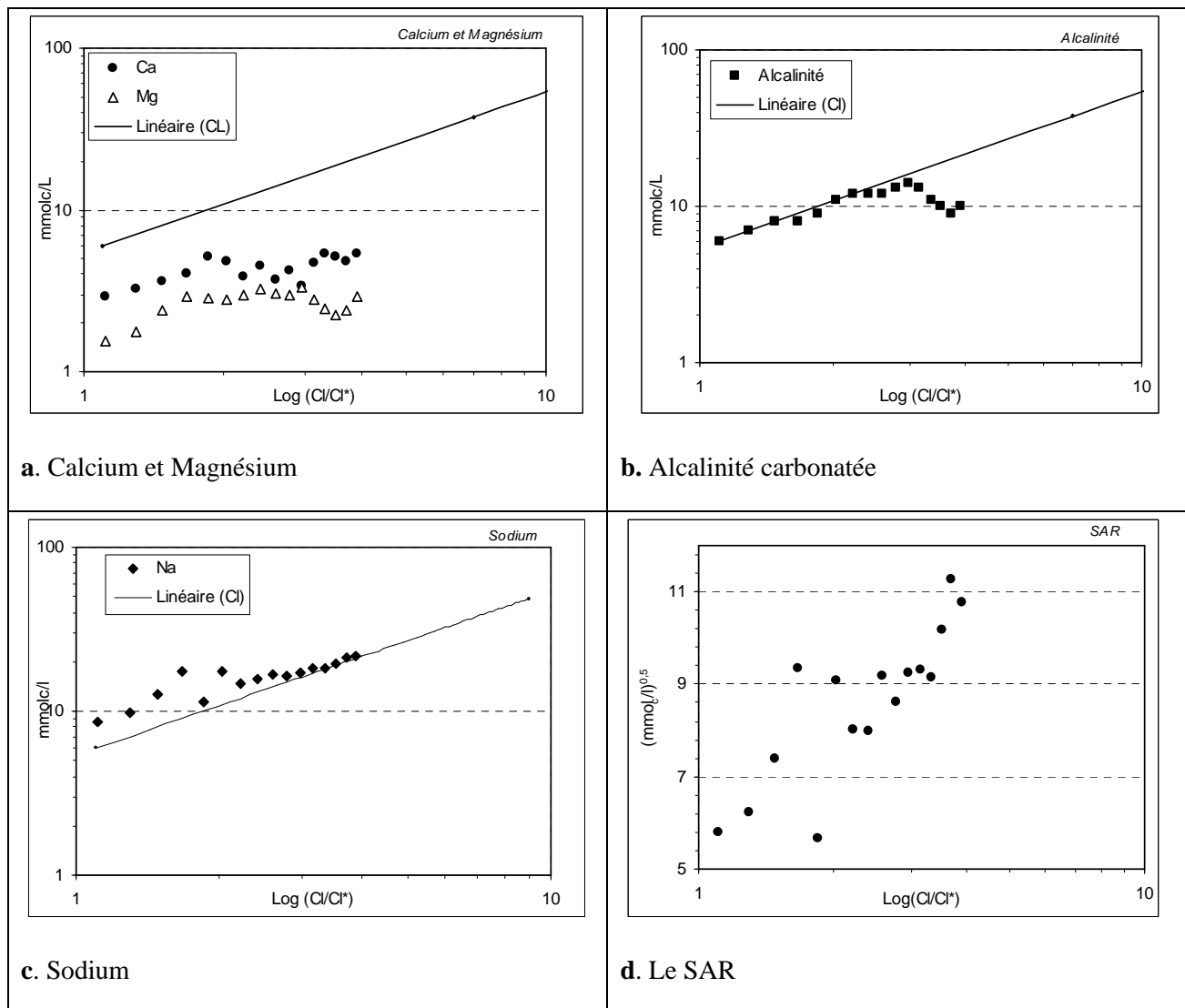
Les diagrammes de concentration des ions issus de l'analyse de la solution du sol sont représentés par rapport aux Chlorures (Cl). L'ion chlorure utilisé à la fois comme traceur et indicateur du facteur de concentration par rapport l'eau de contact (E).

Le facteur de concentration est estimé à partir du rapport entre la teneur en chlorure de la solution du sol et la teneur en chlorure de l'eau d'irrigation. Ceci permet un classement relatif des échantillons les uns par rapport aux autres.

## **Résultats**

### ***Evolution du sol à texture équilibrée (S1) :***

Les évolutions géochimiques de Ca et Mg relatives à la formation de calcite et de la sépiolite sont présentées sur la figure 2a qui montre qu'il y a effectivement précipitation du Calcium et du Magnésium. L'éloignement des points de la courbe d'équilibre est révélateur de la précipitation de ces deux éléments. Les carbonates (fig. 2b) suivent le même sort que Ca et Mg qui signifie précipitation des trois éléments (Ca, Mg et HCO<sub>3</sub>) sous forme de calcite et de sépiolite.



**Figure 2.** Diagramme de concentration des ions de la solution du sol S1 au contact d'une eau à alcalinité résiduelle positive (E).

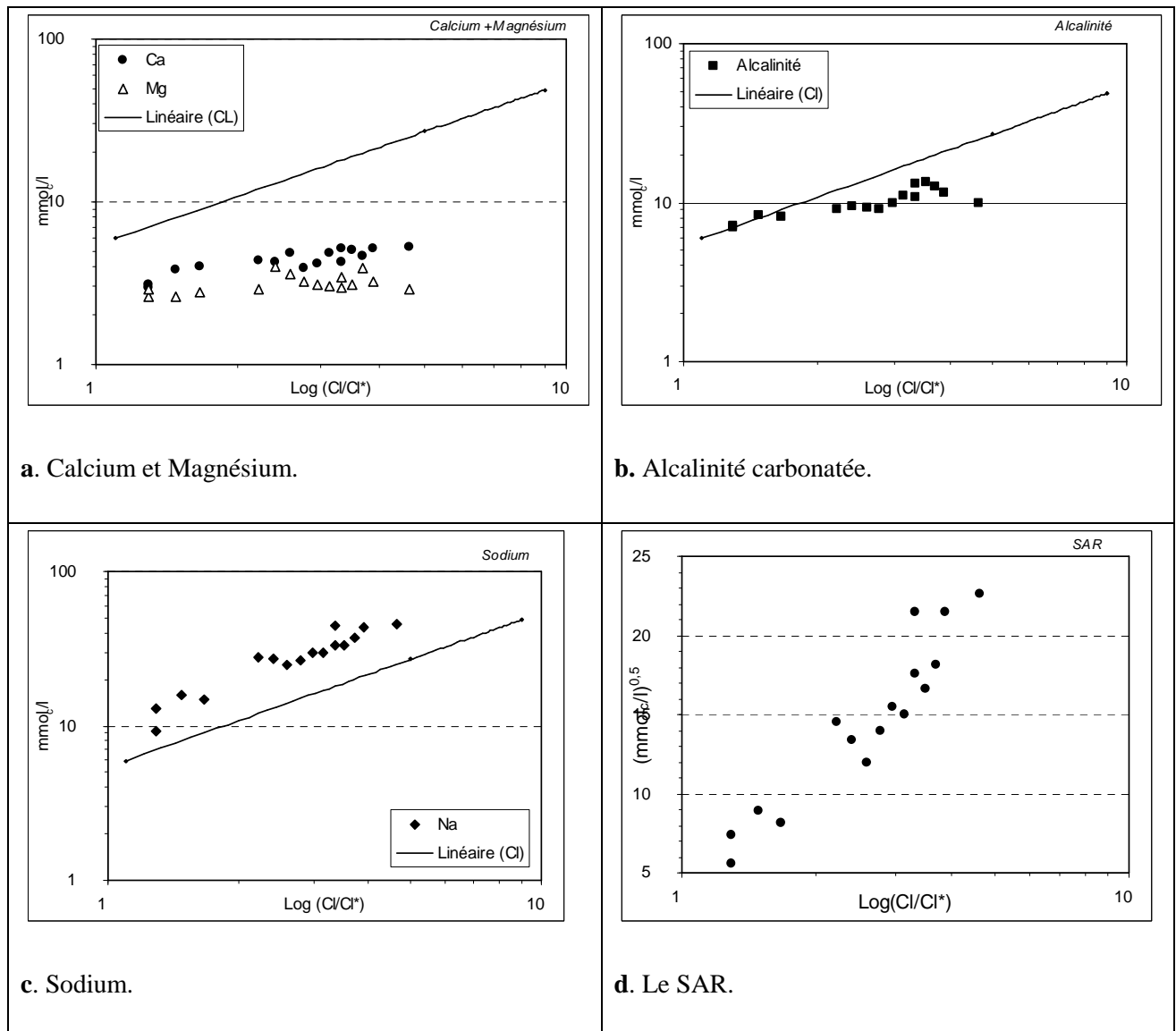
Contrairement aux ions divalents (Ca et Mg), le Na présente un accroissement de molalité. La figure 2c illustre l'évolution du sodium où on peut distinguer que l'ion Na ne précipite pas et est resté dans la solution du sol. Ce taux de sodium qui s'élève dans la solution du sol aura ces répercussions directes sur le SAR. En effet, le SAR a vu sa valeur passer de 5,4  $(\text{mmol/l})^{0,5}$  à environ 13  $(\text{mmol/l})^{0,5}$ .

#### **Evolution du sol à texture argileuse (S2) :**

Le sol à texture argileuse présente la même évolution que celle présentée pour le sol à texture équilibrée (S1) (fig.3). Cette ressemblance est surtout au niveau de la précipitation de la calcite et de la sépiolite relative à la précipitation de Ca et Mg comme le montre la figure 3a. L'éloignement des points sous la courbe d'équilibre est révélateur de la précipitation de ces deux éléments dans la solution. Pour les carbonates aussi (fig. 3b), elles évoluent suivant les chlorures avant de commencer à se précipiter et ceci semblablement au cas précédent (Ca et Mg).

Le sodium dans ce cas, évolue aussi sans se précipiter mais d'une manière différente du sol S1 (fig. 2c). La molalité de l'ion sodium, dans ce cas, est beaucoup plus importante que le cas précédent, cela se traduit éventuellement par un SAR très élevé (fig.3d). La valeur du SAR pour le sol à texture argileuse est

nettement plus élevée que celle du sol à texture équilibrée (S1). Le SAR peut atteindre une valeur qui dépasse la valeur initiale de quatre fois.



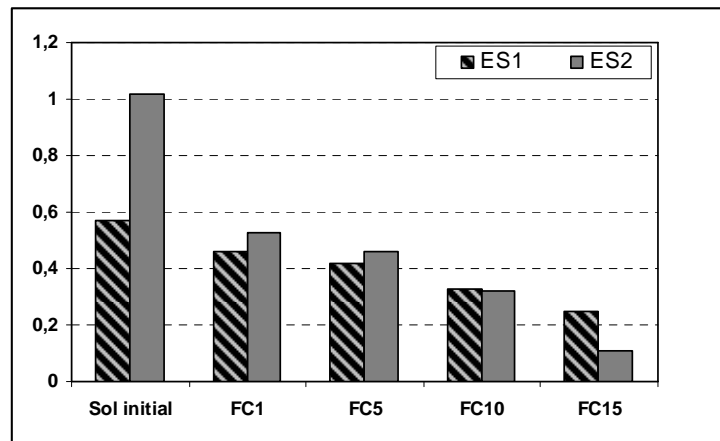
**Figure 3.** Diagramme de concentration des ions de la de la solution du sol S2 au contact d'une eau à alcalinité résiduelle positive (E).

## Discussion

L'analyse des diagrammes présentés montrent un accroissement du sodium dans la solution du sol et une précipitation des ions divalents (Ca et Mg) pour les deux textures traitées. Ces résultats rendent plausible l'hypothèse d'adsorption du sodium, et une désorption de calcium et de magnésium pour neutralise l'alcalinité au travers la précipitation de calcite et de sépiolite (Cheverry, 1974 ; Cheverry et Bourrié, 1995 ; Prasad et al., 2001 ; Barbério et al., 2004). Ces évolutions sont caractéristiques de la voie alcaline de la salinisation (alcalinisation) et une sodisation par la suite (Barbério et Vallès, 1992 ; Marlet et Job, 2006).

L'effet de l'eau à alcalinité résiduelle positive induit donc à la voie saline alcaline pour les deux type de sol avec toutefois une évolution plus marquée pour le sol argileux où le SAR atteint des valeurs très élevés. Cela peut s'expliquer par la CEC élevée des sols argileux qui ont la capacité de retenir plus de cations notamment le sodium (Cheverry, 1974).

L'accroissement du SAR, en particulier pour les sols argileux, ne sera pas sans conséquences sur la dégradation physique des sols. En effet, l'évolution de l'état structurale des sols traités par chaque type d'eau a été suivie en mesurant la stabilité structurale. Le test d'humectation rapide de la méthode Le Bissonnais, (1995), a été retenu pour réaliser le suivi sur les pots à facteur de concentration 1, 5, 10 et 15 en plus de la mesure de l'état initial du sol (sans traitement). Cette dernière mesure est réalisée dans le but de comparer l'état final à l'état initial (Fig. 3).



**Figure 3.** Évolution structurale des sols S1 et S2 sous l'effet de E

On distingue que l'eau à alcalinité résiduelle positive a un effet destructible sur les deux textures de sol traité. On signale que le sol S1 est moins stable que le sol S2. Ce type d'eau a un effet beaucoup plus dégradant pour les sols à texture argileuse.

Cette dégradation structurale plus poussée dans le cas de la texture argileuse sous l'effet de l'eau E peut être expliquée à la fois par : 1) la RSC positive de l'eau dont l'évolution géochimique permet une concentration élevée en Na dans la solution du sol ; 2) La CEC élevée en présence d'argile est dominée par le Na, ce qui donne un ESP élevé ; 3) une salinité plus faible avec ses conséquences sur la double couche (Condom, 2000 ; Prasad, 2001 ; Marlet et job, 2006).

## Conclusion

Les résultats obtenus ont montrés la concentration d'une eau à alcalinité résiduelle positive provoque une augmentation du SAR à la fois dans les sols à texture équilibrée ou argileuse, alors qu'elles ne montraient pas de risque de sodisation selon les méthodes de classification classiques (telle que celle de Richards (1954)). L'alcalinité résiduelle apparaît donc un bon indicateur de la qualité des eaux d'irrigation, alors que le SAR peut ne pas l'être dans certains cas en particulier lorsque le signe du RSC est positif.

En plus de la qualité des eaux d'irrigation, la nature du sol est un facteur déterminant dans le processus de salinisation des sols. En effet, il a été trouvé que les eaux à alcalinité résiduelle carbonatée positif ( $RSC1 > 0$ ) ont un effet plus marqué sur l'augmentation du SAR importante lorsque la texture est argileuse.

Enfin, une dégradation des propriétés physique des sols est provoquée par ces eaux en diminuant progressivement la stabilité structurale en fonction des facteurs de concentration. Dans ce cas également, l'action des eaux à alcalinité résiduelles positive a un effet très marqué sur le sol à texture argileuse.

## Références bibliographiques

- Barbiéro L., Vallès V. et Cheverry C., (2004):** Reply to J.W. Van Hoorn “Some observations with respect to sodicity hazard of irrigation waters”. Letter to the Editor. *Agricultural Water Management* 68 : 177–184.
- Cheverry C., (1974) :** Contribution à l'étude pédologique des polders du lac Tchad. Dynamique des sels en milieu continental subaride dans les sédiments argileux et organiques. Thèse. Science, U.L.P. Strasbourg, 257 p.
- Cheverry J. C. et Bourrie G., (1995) :** La salinisation des sols. “Sols C2 : interfaces fragiles”. 3<sup>o</sup> Partie : Conséquences de l'utilisation des sols par l'homme. Co-édition INRA/Nathan, 24 p.
- Condom N., (2000) :** Analyse et modélisation couplée des processus hydrogéochimiques de la salinisation des sols. Application aux sols rizicoles irrigués de l'Office du Niger (Mali). Thèse Doctorat, Ecole National Supérieur d'Agronomie de Montpellier. 240p.
- Eaton, F.M., (1950).** Significance of carbonates in irrigation waters. *Soil Sci.* 69, 123–133.
- Le Bissonnais Y. et Le Souder Ch., (1995) :** Mesure de la stabilité structurale des sols pour évaluer leur sensibilité à la battance et à l'érosion. *Etude et Gestion des Sols*, 2, 1, pp 43 – 55.
- Le Bissonnais, Y.; (1996):** Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*,
- Marlet S., et Job J.O., (2006) :** Processus et gestion de la salinité des sols. In : Tiercelin, J.R. *Traité d'irrigation*, seconde édition. Tec. et Doc. Lavoisier. pp.797 – 822.
- Prasad A., D. Kumar, Singh D.V., (2001).** Effect of residual sodium carbonate in irrigation water on the soil sodication and yield of palmarosa (*Cymbopogon martinni* ) and lemongrass (*Cymbopogon flexuosus*). *Agricultural Water Management* 50 (2001). 161-172.
- Richards, L.A., (1954):** *Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils*. USDA Agricultural Handbook 60, Washington, 160 pp.
- Zougari H., (1996).** Modélisation des interactions ioniques dans les solutions concentrées d'électrolytes à partir de l'étude expérimentale de la solubilité des sulfates de sodium et de magnésium. Application aux saumures et aux sols salés en zone aride. Thèse de Doc. ENSA, Rennes (France). 184p.



## Thème IV

### Déchets

# Réhabilitation de la décharge contrôlée de Meknassa (w.chlef)

**Achour T.\* , Rezoug F\*\*., Hamimeche H.\*\***

\*Département de Biologie, Faculté des sciences agronomiques et des sciences biologiques. Université de Chlef.

\*\* Etudiantes 5<sup>ème</sup> année Ecologie-Environnement, Université de Chlef.

**Résumé** - La politique de gestion des déchets en Algérie se base pour le moment sur la mise en décharge contrôlée (centre d'enfouissement technique) afin d'éliminer les décharges sauvages nuisibles à l'environnement. Toutefois après saturation de ces CET, la loi oblige leur réhabilitation dans le milieu naturel.

Le CET étant considéré comme un site pollué, la méthodologie d'étude concerne au début un diagnostic du site et son impact sur l'environnement, puis une proposition de solution adéquate. L'impact le plus directe du CET Meknassa se fait par l'infiltration du lixiviat vers la nappe phréatique vu la nature du terrain du site et les analyses physico-chimiques et bactériologique le montre bien.

L'état du site comporte des irrégularités dans l'exploitation du CET ce qui peut influencer sur son devenir après fermeture, et les recommandations apportées servent à limiter l'impact ultérieure du CET sur l'environnement naturel et sur le voisinage immédiat, ainsi que l'utilisation du biogaz dégager comme source d'énergie.

**Mots clés** : réhabilitation, biogaz, lixiviat, CET.

## Introduction

La politique des pouvoirs publics actuelle en matière de gestion des déchets ménagers s'articule sur la maîtrise du flux important de déchets produits dans les centres urbains par la création de décharge contrôlée appelé centre d'enfouissement technique, qui permettra aussi d'éliminer les décharges sauvages dont l'impact sur l'environnement est très direct.

Malgré la législation avancée en matière de gestion des déchets qui permet la création d'un marché des déchets avec tous ses mécanismes régulateurs, on remarque que le manque d'une conscience environnementale et le peu de confiance tant au niveau collectivité locale, acteurs économique et citoyens, limite et freine le développement d'une activité économique des déchets qui est créatrice d'emploi et protectrice de l'environnement.

Dans le cadre d'un programme nationale de gestion des déchets ménagers, la création du CET de Meknassa (ouverte en 2004) est venu pour gérer les déchets de la ville de chlef et oued sly et éliminer les décharges sauvage.

La loi exige la réhabilitation des CET après fermeture afin de les intégrer dans leur environnement naturel, qui consiste en un ensemble d'opérations qui englobe à la fois les opérations de traitement de dépollution, celles de confinement et de résorption des déchets sur un site pollué en vue de permettre un nouvel usage.

Objectif de cette étude est d'estimer les impacts environnementaux de la décharge, les qualifier, les quantifier et proposer les moyens de réhabilitation et de réaménagement

### **Diagnostic du site**

La décharge se situe à huit kilomètres (08 km) au sud-ouest du chef-lieu de la wilaya de Chlef, dans la commune de Oued Sly le CET occupe le site d'une ancienne carrière de tuf dont le sol présente un coefficient de perméabilité d'une valeur moyenne égale à  $3,8 \cdot 10^{-4}$  cm/s (TAHRAOUI DOUMA, 2006). Ce qui a nécessité la mise en place d'un fond imperméabilisé composé d'une couche d'argile de quelques dizaines de centimètres, suivi de l'étalement d'un film plastique de 1.5 à 2mm d'épaisseur ayant une haute résistance mécanique et imperméable à l'eau et aux gaz divers et terminé d'une couche d'argile. Des drains au fond du casier de la décharge récolte le lixiviat pour l'amener dans un point bas à l'extérieur de la décharge, le rejet se fait dans le milieu naturel sans aucune protection, ce qui contraire au cahier des charges qui oblige l'installation de lagune de collecte. La méthode d'exploitation de la décharge à influencer sur l'efficacité des drains qui en s'obturant ont créé une zone inaccessible d'accumulation des eaux dans la partie nord-est du corps de la décharge, ce qui a touché aussi la stabilité des buses de collecte du biogaz (au nombre de 6) dont certains ne sont plus fonctionnels.

Le tassement mécanique des déchets se fait chaque 15j contrairement au cahier des charges. La quantité des déchets entrant dans le site est estimé à 120 T/j (soit 0,7 kg/hab.jour) de déchets ménagers et assimilés. Une répartition entre fraction biodégradable et autres donne : 72% de matières organiques ; 8.5% papiers et cartons, 9% plastiques, 4% métaux, 2% verre et 1.5% bois. Les déchets de la commune de Chlef présentent un PCI d'environ 2000 Kcal/kg.

### **Matériel et méthodes**

L'évaluation de l'impact des lixiviat de la décharge sur la nappe phréatique se fait par l'analyse conjointe sur le lixiviat et les eaux des puits sélectionnées sur la fig1, des paramètres :

- physico-chimiques : T°, pH, conductivité, turbidité, résidu sec, MES, O<sub>2</sub>dissous ;
- De minéralisation globale : les chlorures, les sulfates, le calcium, le magnésium, la dureté, l'alcalinité ;
- De pollution : NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, nitrites, matière organique, DBO<sub>5</sub>, DCO ;
- Microbiologiques : coliformes totaux, streptocoques fécaux.

Il a été effectué quatre prélèvement sur une période de trois mois afin d'estimer la variation de ces paramètres en période hivernale et estivale.

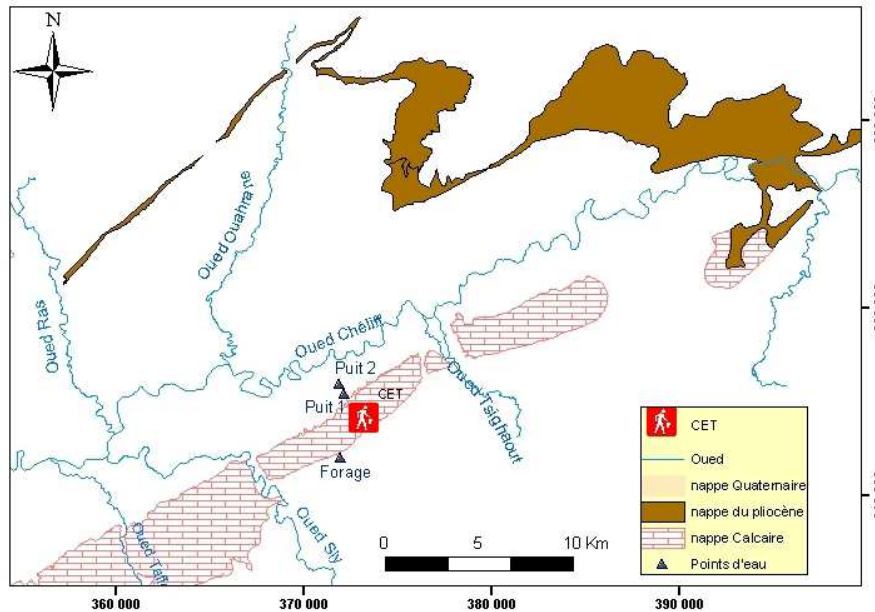
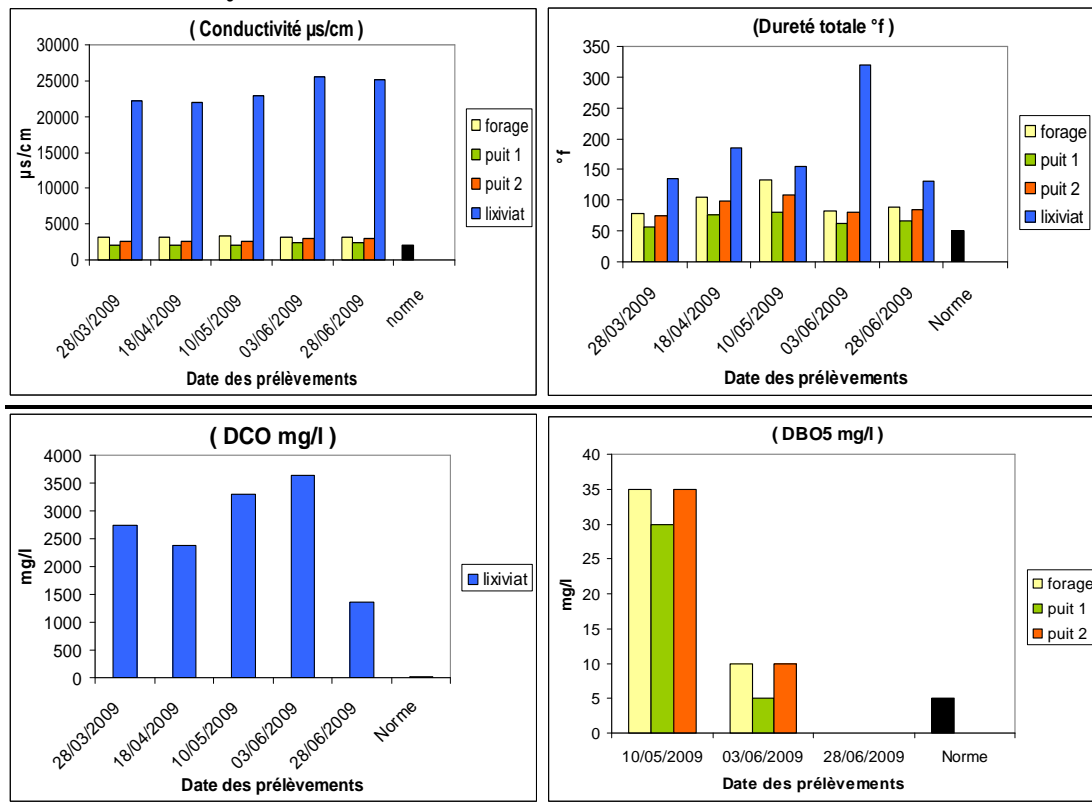


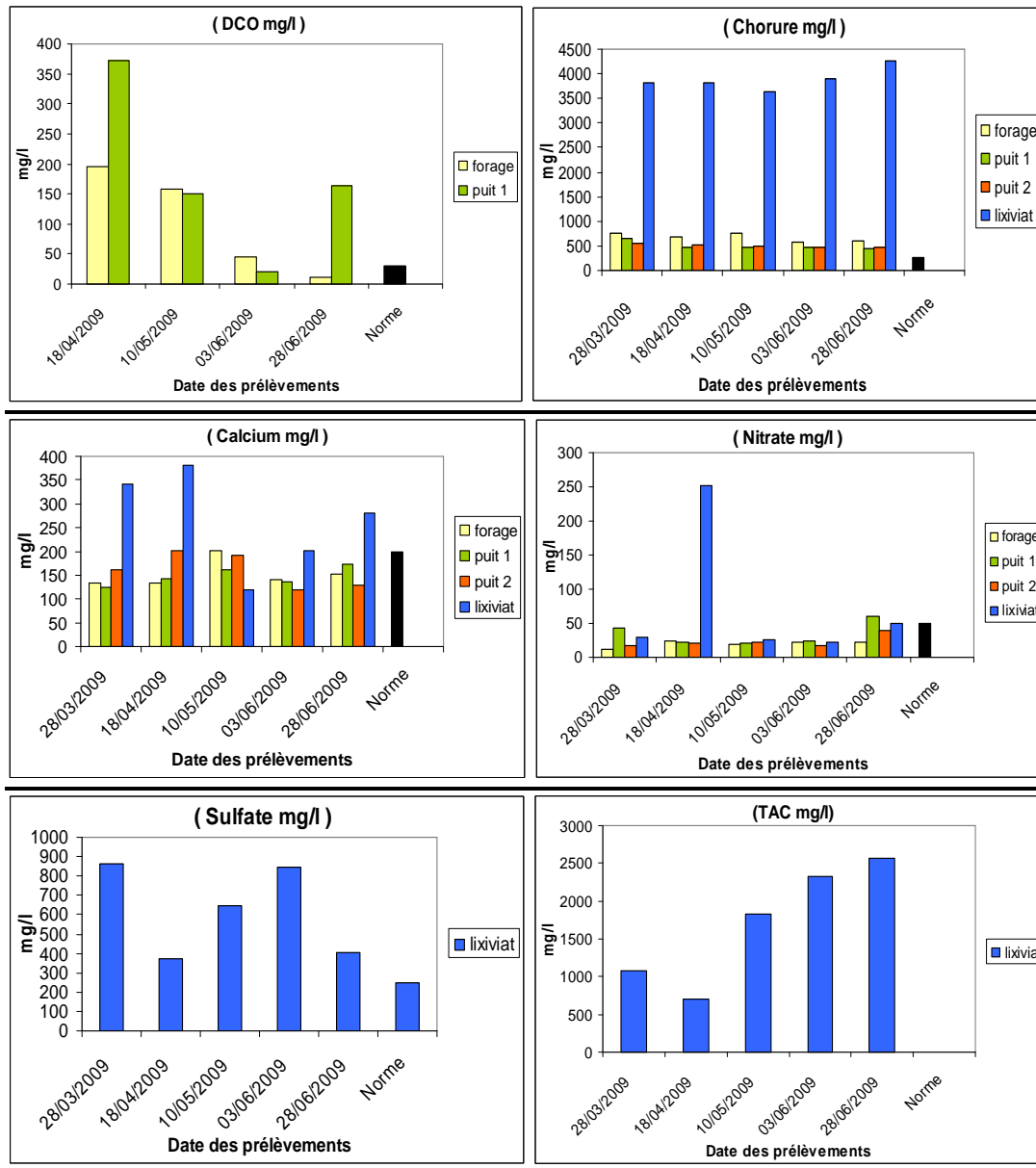
Figure 1. Représentation des points de prélèvements (BRADAI, 2006).

## Résultats et discussion

Les eaux analysés présentent un pH neutre à basique (6,98 et 7,84 pour les points d'eau et 7,51 à 8,49 pour le lixiviat) et une conductivité qui varie entre 2110 et 3400 ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ ) pour les points d'eau et 22000 à 25500 ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ ) pour le lixiviat.

## Résultats d'analyses sur lixiviat et eaux souterraines





## Les eaux souterraines

### a- Analyse des paramètres physico-chimiques

La concentration en  $\text{Ca}^{2+}$  augmente à la rive droite d'oued Sly (forage) vers le sud-Est de la nappe calcaire (dans le milieu fissuré et/ou peu karstifié). Cette minéralisation tient son origine de la matrice calcaire mais également au mélange des eaux avec les apports indirects, ici principalement les eaux de surface à partir de l'oued Sly, ou avec les apports directs, principalement les eaux du Nord-Ouest de la nappe des calcaires (puit1 situé en aval de la décharge). Concernant le puit2, l'origine de ces valeurs élevées en calcium est liée à l'alimentation de la nappe alluviale par la nappe des calcaires (BRADAI.A, 2006).

L'augmentation des concentrations en  $\text{SO}_4^{2-}$  dans le forage est due essentiellement à l'apport de cet élément contenu dans les minéraux des différentes roches sédimentaires (Gypses) par la dissolution du sulfate de magnésium dans les roches et certaine dans les terrains gypsifères et les rejets des lixiviats de la décharge de MEKNASSA. Les valeurs élevées en sulfates dans le puit2 peuvent avoir comme origine les fertilisants agricoles.

### ***b- Evolution des teneurs en chlorures***

Dans le cas des polluants inorganiques, tels que les chlorures, il apparaît que le puit1 proche de la décharge est souvent très chargé en chlorures suite à un apport quasi permanent par la décharge. Les concentrations en chlorure dans les eaux karstiques sont généralement faibles, mais dans notre cas, nous observons des teneurs élevées indiquant l'infiltration du lixiviat à la nappe.

### ***c- Evolution des teneurs en nitrates***

Nous remarquons que le puit1 est le plus influencé par les nitrates, en raison de leur proximité de la décharge, allant jusqu'à un pic important (60 mg/l) en période estivale (28/06/2009) ; ce qui confirme sa grande vulnérabilité à la pollution, facilitée par sa position près de la décharge et sa lithologie relativement plus perméables (zone fissurée) (TAHRAOUI DOUMA., 2006).

### ***d- Qualité des eaux de la nappe calcaire (potabilité)***

Pour définir la potabilité des eaux étudiées, on a utilisé les normes maximales admissibles de l'OMS. Les eaux souterraines de cette nappe ont une dureté qui varie entre 56,75 °f au niveau du puit1 et 132 °f au forage.

En générale, les eaux de cette nappe sont très dures. Les teneurs en calcium et en magnésium sont supérieures aux normes de l'OMS, respectivement (200 et 50 mg/l). Par contre, les sulfates ont des teneurs inférieures aux normes maximales admissibles de l'OMS (250 mg/l).

Les valeurs des autres paramètres ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , MES, RS, CE,  $\text{DBO}_5$ , DCO, et  $\text{HCO}_3^-$ ) dépassent les concentrations maximales admissibles de l'OMS. Cela nous permet de dire que les eaux de cette nappe sont minéralisées et leur potabilité est mauvaise.

L'analyse microbiologique montre que les eaux des points d'eau recèlent des quantités non négligeables de germes pathogènes (Coliformes Totaux), indiquant ainsi une pollution bactériologique des eaux souterraines. Le lixiviat, étant très chargé en germes pathogènes (Coliformes Totaux et fécaux), et l'absence des streptocoques fécaux indique la présence des métaux inhibiteurs de développement des micro-organismes.

## ***2- Lixiviat***

### ***a- Les substances organiques produites par la décharge***

D'après les résultats, on remarque que la chute de la concentration en nitrates enregistrée dans le prélèvement 03/06/2009 coïncide avec des pics de concentration en ammonium et en oxygène dissous. Ces résultats montrent que les nitrates formés sont ensuite réduits en azote ammoniacal par le biais d'une nitrammonification impliquant une augmentation de pH du milieu dans le dernier prélèvement.

Dans les mêmes dates des prélèvements nous remarquons aussi que l'augmentation des concentrations en matières organiques coïncide avec des valeurs élevées en  $\text{DBO}_5$  et DCO, une chute des concentrations de ces dernières a été enregistrée le 10/05/2009.

Cette augmentation de la charge organique est associée au maximum du développement de l'abondance bactérienne, et une diminution des teneurs en oxygène succède à la consommation de ce dernier par les décomposeurs. Cependant, en été, ce sont les bactéries aérobies qui en dégradant les substrats issus de l'hydrolyse de la matière organique entraînent une diminution de l'oxygène. Cet état d'anoxie entraîne le développement d'une autre faune bactérienne de type anaérobie. Cette dernière est le siège des phénomènes de méthanogénèse. En hiver, les pluies permanentes et la diminution de l'activité bactérienne assurent une oxygénation forte et continue de la décharge.

### ***b- Les substances inorganiques produites par la décharge***

La mesure de la conductivité apporte une information globale sur la quantité d'ions chargés présents dans les différents lixiviats. Les résultats montrent un accroissement des valeurs de la conductivité électrique, des concentrations en chlorures, en sulfates et de la DCO pendant la période estivale. Les ions  $\text{Cl}^-$  peuvent réagir avec les ions des métaux lourds pour donner des ions composés très mobiles ( $\text{Pb Cl}^+$ ,  $\text{Fe Cl}_2$ ,  $\text{Ca Cl}^+$ ) qui sont entraînés vers le sol.

Les teneurs en sulfates sont plus faibles le 28/06/2009 en raison de leur réduction en sulfures par les bactéries sont réduits en sulfures et sont souvent associés aux ions métalliques.

Toute fois, les teneurs en Mg et Ca enregistrés dans le lixiviat de décharge sont faibles et leurs évolutions saisonnières montrent bien de fortes valeurs en hiver, vraisemblablement liées aux faibles teneurs en matière organique qui complexe ces cations. Par ailleurs, l'élévation des précipitations induit un effet de dilution de certains paramètres.



**Figure 2.** Répartition des forages de contrôle

### ***La réhabilitation***

Le diagnostic du site et les analyses effectuées indiquent que les opérations de réhabilitations concerneront quatre phases :

#### ***1 - Contrôle et surveillance des eaux***

- Contrôle des lixiviats : les lixiviats doivent être rejetés dans les bassins de décantation prévus à l'extérieur de la décharge, où ils séjournent longtemps jusqu'à ne pas présenter un effet nocif sur le milieu récepteur naturel, on peut recirculer le lixiviat dans le corps de la décharge afin de diminuer la phase de post exploitation ;
- Contrôle des eaux souterraines : des puits de contrôle (cinq) de la qualité des eaux souterraines encadreront le site afin de vérifier s'il n'y a pas d'infiltration au travers de la couche de fond artificielle ou les parois latérales de la décharge.

#### ***2 - Contrôle des biogaz***

Il faudra réhabiliter le système de captage existant en mettant à jour les puits qui ont été recouverts par les déchets et réparer ceux qui se trouvent dans la zone immergée d'eau, le biogaz est torché à sa sortie pour diminuer son effet de serre peut être utilisé comme source d'énergie après traitement. La production de biogaz est estimée selon la formule :

$$\text{TPB} = 0,024 \text{ Exp. } (0,15 \times \text{Te}) = 411,70 \text{ cm}^3 \cdot \text{Kg}^{-1} \text{ déchets}^{-1}$$

avec  $\text{Te} = 0.65$  (teneur en eau)

Soit un volume de biogaz produit par année de : **18032,46 m<sup>3</sup>/an**

3 - la zone d'accumulation d'eau doit être assaini afin d'être exploiter entièrement, soit par un pompage des eaux ou en provoquant la précipitation en ajoutant de la chaux, le travail de cette partie est nécessaire avant la mise de la couche finale de couverture de la décharge ;

4 - l'aménagement paysager : Après tassement finale de la superficie de la décharge, on placera une couverture imperméable finale qui se compose successivement de couche intermédiaire de 20 à 30 cm (sable ou tuf), argile de 30 cm et une couche végétale (0,6 à 1 m) sur la quelle on plante une végétation adaptée.

L'intégration de la décharge dans le milieu environnant sera par une végétalisation du site en sélectionnant les végétaux adaptés au milieu Le sol doit être mise en place sans être trop tassé pour permettre son aération. Le choix des végétaux sera dicté par caractéristiques du sol et du climat. La sécheresse, la sensibilité au biogaz et le déficit en matière organique constituent les trois principaux facteurs limitant de la végétalisation. Les plantations destinées à couvrir la décharge sont : Engazonnement, les arbustes de même espèce que celles existant autour du site, telle que : *Zizyphus lotus*; *Pistacia atlantica*; *Nrujm oleander* (defla).

Enfin il faut prendre en compte le tassement du site ultérieur après fermeture (15 à 20% de la hauteur des déchets) qui peut influencer sur la solution d'aménagement prévues.

## Conclusion

L'impact de la décharge se manifeste par une contamination bactérienne des eaux souterraine ainsi que par la concentration élevé des chlorures et la conductivité.

L'âge de la décharge semble influencer directement sur la composition du lixiviat, sa charge organique biodégradable diminuant régulièrement avec le vieillissement du site.

Afin d'augmenter la durée de vie du nouveau casier du CET de Meknassa et de diminuer son impact sur l'environnement on propose l'installation au niveau du site un centre de tri qui permettra la récupération des déchets valorisables (en matières et énergie), et fournir un cadre de travail sain et réglementé pour les individus qui braconnent sur le site. Le centre de tri étant une étape préliminaire pour absorbé la perte de matières première secondaire et inciter à une politique publique de gestion des déchets à la source.

## Références bibliographiques

- BRADAI, A, 2006.** évaluation de la qualité des eaux souterraines de la plaine du moyen chéiff occidental, application de la géostatistique, mémoire de magister (CUKM).122p.
- CEGEP, 2006.** Schéma directeur de gestion des déchets solides urbains. Inspection de l'environnement de la Wilaya de Chlef.47p
- COLLECTIF, 2001.** Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes. Edition BRGM, 119p.
- DAMIEN, A, 2004.** Guide de traitement des déchets. Edition : DUNOD, 431p.
- MILLOT, 1986.** Les lixiviats de décharges contrôlées. Caractérisation analytique et étude des filières de traitement. Thèse de doctorat, INSA Lyon.180p
- TAHRAOUI DOUMA.N ,2006 .**Analyse des déchets ménagers solide de la ville de Chlef. Méthode de traitement. Mémoire de magister (UHBCH).101p.



# Valorisation des déchets verre dans le traitement des eaux

**OUAGUED A.\*, BENZIANE F.Z., MAHMOUDI H., DJAFER L.**

\*Laboratoire eau-environnement, Université Hhassiba Bbenbouali, Chlef.

**Résumé** - Aujourd'hui, le verre est devenu la matière recyclable par excellence ; une bouteille sur deux provient du recyclage. Le verre est un matériau recyclable à 100 %, sans perte de qualité ni de quantité. Le recyclage du verre est un enjeu écologique. Il permet de limiter l'ouverture de carrières et les prélèvements de matières premières sur la nature.

Le potentiel de recyclage est presque illimité. Il permet de protéger l'environnement, outre l'économie d'énergie, les débris réduisent la pollution due aux fumées de la combustion.

On note plus particulièrement une forte utilisation de déchets verriers qui sont recyclés ou réutilisés dans les secteurs suivants : construction/bâtiment/industrie; électronique; automobile; art/décoration/loisir; matière première; contenant en verre; optique; filtration.

Le verre dans la filtration est utilisé pour filtrer l'eau et la nettoyer de ses impuretés. Son utilisation offre certains avantages :

- Les bactéries n'adhèrent pas aux micro-surfaces lisses du verre, les rinçages (backwash) sont moins souvent nécessaires
- Les petites quantités de chrome et autres métaux présents dans les verres de couleur ont un effet catalytique.
- La masse volumique est moindre
- Les flux sont plus uniformes

Le filtre à verre permet donc une bonne perméabilité avec moins d'eau utilisée.

## Introduction

Le verre récupéré, exempt de polluants, se recycle indéfiniment, sans perdre ses qualités originelles. Le verre a des vertus qui lui permettent désormais d'être utilisé dans d'autres voies que celles connues traditionnellement, c'est-à-dire celles qui consistent à le réemployer comme matière première pour la fabrication des mêmes produits que ceux dont il est issu, il permet une économie d'énergie et réduit la pollution due aux fumées de la combustion. Nombre de secteurs d'activité l'utilisent dans la fabrication de différents matériaux. Les déchets verriers sont désormais utilisés en grande quantité et déclinés en un nombre assez conséquent de produits. C'est un matériau de filtration qui se substitue dans certains cas au sable.

Il remplace les filtres à sable sous pression et les filtres à sable de bonne qualité. Remplacer le sable par le verre, c'est opter pour une amélioration des performances du système de filtration. Dans ce qui suit, on s'intéressera de façon plus précise à la filtration de l'eau sur du verre.

### **Façonnage du verre de filtration**

Le verre est fabriqué à partir de 100 % de verre recyclé. Il est façonné en plusieurs morceaux et formes afin d'obtenir des propriétés de filtration optimum.

La préparation des grains de verre se fait selon les étapes suivantes :

- **Récupération** : tous types de verre cassé (verrerie de laboratoire, bouteilles cassées, calcin (de l'unité verre de Chlef) à l'aide d'un marteau.
- **Concassage** : après mélange de la verrerie récupérée
- **Broyage** : dans un broyeur à boulet
- **Lavage** : on verse 1kg de verre dans une bouteille en plastique de 5 litres et on ajoute l'eau de robinet. On agite manuellement pendant 2 minutes puis on rejette cette eau. On répète cette opération trois fois, le quatrième lavage se fait avec de l'eau distillée.
- **Séchage** : on verse 1kg de verre dans un récipient en verre, puis bien araser le verre. On sèche dans une étuve à une température de 120°C pendant une nuit.
- **tamisages** : manuel dans une série de tamis de maille allant de: 4; 2; 1; 0.630; 0.250; 0.125; à 0.08 mm.

Comme les grains ont des formes angulaires et sphériques le lit du filtre est plus ouvert et permet une bonne perméabilité. Le tableau I, donne la valeur des pourcentages de tamisât de verre en fonction des diamètres de tamis.

**Tableau I** L'analyse granulométrique du verre.

Ouverture de tamis (mm)	Masse des refus cumulés R (g)	Masse des tamisât Ts (g)	Pourcentage des tamisât Ts (%)
4	134,7	365,3	73,06
2	140,8	224,5	44,9
1	99,5	125	25
0.630	57,6	67,4	13,48
0.250	57,8	9,6	1,92
0.125	9	0,6	0,12
0.08	0,6	0	0

Le tableau II donne la taille effective et le coefficient d'uniformité pour la caractérisation granulométrique des matériaux filtrants.

**Tableau II** : Caractéristiques physiques du sable et du verre.

Caractéristiques	verre
D10(mm)	0,9
D60(mm)	2,93
Coefficient d'uniformité (CU)	3,25

### **Filtration**

La taille des particules de verre est un paramètre essentiel de l'efficacité du filtre (si les elles sont trop petites, le filtre se bloque rapidement, si elles sont trop grosses, les petites impuretés solides ne sont pas filtrées), tout comme sa capacité de filtrage, qui dépend de la proportion de silice contenue dans le verre.

Ces filtres permettent de purifier l'eau des piscines, des aquariums, les effluents industriels... Des essais pour obtenir de l'eau potable sont actuellement menés

Le verre dans la filtration est utilisé à la place du sable pour filtrer l'eau de ses impuretés. Son utilisation offre certains avantages par rapport au sable :

- Les bactéries n'adhèrent pas aux micro-surfaces lisses du verre, les rinçages sont moins souvent nécessaires.
- Les petites quantités de chrome et autres métaux présents dans le verre de couleur ont un effet catalytique.
- La masse volumique est moindre.
- Les flux sont plus uniformes.

### ***Analyses de l'eau avant et après filtration***

Dans le but d'étudier la fiabilité des différents procédés, l'analyse de l'eau brute (barrage de Sidi Yacoub, Chlef) avant et après filtration sur verre a été effectuée.

Le tableau III donne les caractéristiques physico-chimiques de l'eau brute de Sidi Yacoub pour différentes périodes de prélèvement

**Tableau III.** Les résultats de l'analyse de l'eau brute de quatre échantillons

Paramètres	Echantillon d'eau brute			
	E 1	E 2	E 3	E 4
pH	7,96	7,77	7,98	7,9
Conductivité (ms/cm)	2,1	2,27	2,76	2,78
Turbidité (NTU)	21	15	18	53
Résidus secs (RS mg/l)	1,27	1,38	1,32	1,42
Matières en suspension (MES mg/l)	300	160	200	400
Chlorures (mg/l)	106,5	259,15	182,825	195,25
Titre alcalimétrique (TA <sup>0f</sup> )	0,0	0,0	0,0	0,0
-Titre alcalimétrique complet (TAC <sup>0f</sup> )	28	46,5	45,5	50
Titre hydrotimétrique (TH <sup>0f</sup> )	43,65	44,45	44,5	54,5
Calcium (Ca <sup>+2</sup> ) (mg/l)	98,79	107,214	107,414	91,3824
Magnésium (Mg <sup>+2</sup> ) (mg/l)	46,17	43,301	43,001	45,4503

Dans les tableaux suivants, nous donnons les résultats expérimentaux des principaux paramètres analysés après filtration de l'eau brute sur colonnes pour différentes granulométries.

### ***Turbidité après filtration***

**Tableau IV.** Valeurs de la turbidité après filtration en fonction de la granulométrie

Echantillons	Diamètre des grains		
	Φ 2mm	Φ 1mm	Φ 0.630mm
E.1	3,4 NTU	3,3 NTU	1,7 NTU
E.2	3 NTU	2,1 NTU	0,4 NTU
E.3	2,5 NTU	1,6 NTU	0,35 NTU
E.4	1,7 NTU	0,5 NTU	0,3 NTU

D'après les résultats des tableaux 3 et 4, la turbidité de l'eau brute varie de 15 à 53 NTU pour les quatre échantillons; Après filtration la valeur de la turbidité varie de 3,4 à 0,3 NTU pour les différents échantillons à différentes granulométries. Les valeurs obtenues sont très en deçà de celle fixée par l'OMS qui est de 5 NTU.

## Conclusion

Le traitement des déchets verriers et leurs réutilisations dans le domaine de l'environnement et en particulier dans le traitement de l'eau est un apport de plus dans la préservation de notre écosystème.

L'objectif du présent travail se veut une étude sur la substitution du matériau filtrant le sable par du verre. Le sable étant une matière première à préserver. La valorisation des déchets verriers et son utilisation dans la filtration de l'eau s'avèrent un créneau intéressant.

L'étude que nous avons effectuée sur la filtration de l'eau sur verre à différentes granulométries, nous a permis de constater que la diminution de la turbidité et des matières en suspension est très satisfaisante.

Les résultats obtenus sont très encourageants et offre une perspective d'avenir intéressante. Une étude plus approfondie sur les granulats de verre et traitement d'eau usée reste à prévoir.

## Références bibliographiques

[1] : [http://www.industrie du verre.fr/vol%206-6/tackels](http://www.industrie%20du%20verre.fr/vol%206-6/tackels)

[2] : Projet de fin d'étude « Etablissement d'une fiche technique de contrôle du qualité du verre fabriqué à NOVER », M<sup>r</sup> Latatef et M<sup>r</sup> BenHalima , promotion 1999, BOUMERDES.

[3] : <http://fr.Wikipedia.org/Wiki/histoireduverre>

[4] : G : \Quid 2006-Principaux Secteurs Economiques-verre.fr

[5] : Mémoire d'ingénieur « Etude de l'influence de l'oxyde de bore sur les propriétés du verre », M<sup>elle</sup> Ali Hadji et M<sup>elle</sup> Bouzar, promotion 2003 CHLEF.

[6] : <http://www.glassway.org/vetro/index.cfm?glass=2>

[7] : <http://www.infvitrail.com/glossaire/UV.php#verre>

[8] : Norme internationale « Récipients en verre – Fabrication- Vocabulaire », iso 7348

[9] : VERGZE « Le verre », Verrerie de Languedoc, France 1992

[10] : <http://www.institutduverre.fr/dossiers.htm>

[11] : Prévention et réduction intégrées de la pollution: document de référence sur les meilleures techniques disponibles dans l'industrie du verre

[12] : Manuel sur l'environnement « Documentation pour l'étude et évaluation des effets sur l'environnement », volume II

# Recommandations

# RECOMMANDATIONS

Pour répondre aux préoccupations actuelles de la communauté scientifique et des acteurs socioéconomiques concernant la gestion et la maîtrise de l'eau pour un développement durable. Le présent séminaire a été organisé pour permettre l'échange de nouvelles données scientifiques et techniques acquises en matière de protection de l'environnement et de contribuer à une meilleure gestion de l'eau et des déchets.

Conscients de l'anxiété des populations face à la dégradation croissante des ressources en eau en quantité mais surtout en qualité dans tous les pays, l'Algérie étant très concernée,

Les participants du séminaire national de Chlef soumettent aux décideurs institutionnels et acteurs économiques les recommandations suivantes issues de leur réflexion collective.

## I. Recommandation scientifiques

### *Ressources humaines*

- 1.- Favoriser la mobilité interne des chercheurs et des universitaires et demander la création d'un cadre officiel pour cela.
- 2.- Créer une commission interministérielle de l'eau veillant à la coordination des actions et des décisions de tous les ministères concernant l'utilisation durable et la préservation des ressources en eau. Au niveau des wilayas et des collectivités locales, il sera créé des commissions ayant des responsabilités semblables. Toutes ces commissions étant dotées d'un pouvoir d'action suffisant.
- 3.- Créer des commissions indépendantes des pouvoirs institutionnels, contrôlant et faisant respecter les normes et/ou règles nationales de protection et d'utilisation intégrée durable des ressources en eau.
- 4.- Créer un réseau national pluridisciplinaire d'experts de l'eau.

### *Données*

- 5.- Concernant les données caractéristiques des ressources hydriques :
  - Réactualiser ou compléter les données existantes, politique indispensable pour formalisation de rapports,
  - Constituer une banque de données consultables par les organismes accrédités
  - Faire annuellement un bilan officiel, l'éditer et le diffuser auprès de tous les ministères
- 6.- Définir et mettre en œuvre des normes de pénalisation en matière de rejets industriels (pollution chimique, élévation de températures, variation de pH, ...) et contrôler systématiquement leur applicabilité.
- 7.- Instaurer des dispositifs d'analyse et de contrôle de contamination de l'eau ou de sa consommation par secteur d'activités industrielles et agricoles.

### *Études*

- 8.- Effectuer des études spécifiques pour chaque bassin versant pour mieux maîtriser le processus d'érosion, de transport solide et de sédimentation pour mieux protéger les retenues de barrages, pour réduire l'envasement, pour minimiser les pertes de terres arables, pour éviter le déséquilibre écologique
- 9.- Prendre des mesures concertées sur le plan technique comme sur le plan environnemental pour la gestion des déchets produits par les unités de dessalement des eaux saumâtres.

10.- Faire des études concernant les barrages visant la végétalisation du bassin versant par des espèces adéquates, l'aménagement des abords et leur entretien pour limiter l'envasement

## II. Recommandation générales

- 11.- Rechercher et mettre en œuvre des stratégies assurant la protection des ressources superficielles et des nappes contre toutes formes de pollution mais aussi pour réduire le niveau des pollutions de toutes origines.
- 12.- Contrôler régulièrement toutes les caractéristiques (techniques, économiques, sanitaires,...) du réseau national de distribution de l'eau de la source à l'utilisateur.
- 13.- Privilégier les rencontres scientifiques sur des thèmes ciblés et orientés vers des actions concrètes, suivies et évaluées.
- 14.- Engager une réflexion universitaire devant conduire à des programmes de recherche et d'enseignements universitaires pluridisciplinaires sur la problématique générale de l'Eau. Le domaine d'éducation concerné prendra en compte à la fois :
  - La sensibilisation à une "culture de l'eau" pour les étudiants de toutes les disciplines,
  - La formation de l'expertise pluridisciplinaire nécessaire,
  - Des formations visant la double compétence (Hydrologie et Droit, Hydrologie et économie, ...),
  - Le recyclage de l'expertise existante.
- 15.- Elaborer des spots publicitaires omniprésents, persuasifs et adaptés à toute la population les invitant à mieux à économiser l'eau, à préserver les sources d'eau et stimuler leur vigilance.

Les participants du Séminaire national chargent les organisateurs de procéder à la diffusion la plus large de ces recommandations sur les plans institutionnels et scientifiques.

### COMITE DE REDACTION

Pr . OUAGED Abdellah  
Pr. HARTANI Tarek  
Dr. DOUAOUI Abdelkader  
Dr. SAIDI Djamel  
Dr. LABBACI Abdellah  
Dr ROUABHIA Abdelkader  
Mr. ZEMOURI Aziz  
Melle. MADANI CHERIF Hayat.

Fait à Chlef, le 10 décembre 2009

Président du Séminaire  
Pr. A. OUAGUED

