

JOURNAL INTERNATIONAL

Sciences et Techniques de l'Eau et de l'Environnement

ISSN (electronic): 1737-9350

ISSN (printed): 1737-6688

Volume III - Numéro 2 - Août 2018

Eau-Environnement-Climat'2018



Sciences de l'Environnement
Environmental Earth Sciences

Rédacteur en Chef : Pr Nouredine Gaaloul

Publié par :

*l'Association Scientifique et Technique pour l'Eau et
l'Environnement en Tunisie (ASTEE.Tunisie)*

"وَجَعَلْنَا مِنَ الْمَاءِ كُلَّ شَيْءٍ حَيٍّ"

سورة الأنبياء آية 30

Et fait de l'eau toute chose vivante

(Al-Anbiya 30)

Comité Scientifique International

<i>Noureddine Gaaloul</i>	<i>Université de Carthage -IRESA- INRGREF (Tunisie)</i>
<i>Hamadi Habaieb</i>	<i>Université de Carthage -IRESA- INRGREF (Tunisie)</i>
<i>Zouhaier Nasr</i>	<i>Université de Carthage -IRESA- INRGREF (Tunisie)</i>
<i>Taoufik Hermassi</i>	<i>Université de Carthage -IRESA- INRGREF (Tunisie)</i>
<i>Mohamed Hachicha</i>	<i>Université de Carthage -IRESA- INRGREF (Tunisie)</i>
<i>Zohra Lilli</i>	<i>Université de Carthage -IRESA- INAT (Tunisie)</i>
<i>Mohamed Mechergui</i>	<i>Université de Carthage -IRESA- INAT (Tunisie)</i>
<i>Jamila Tarhouni</i>	<i>Université de Carthage -IRESA- INAT (Tunisie)</i>
<i>Bouhamdi Samia</i>	<i>Université Tunis El Manar – IRVT (Tunisie)</i>
<i>Sihem Benabdallah</i>	<i>Université de Carthage - CERTE (Tunisie)</i>
<i>Sonia Dhaouadi</i>	<i>Université de Carthage - FSBizerte (Tunisie)</i>
<i>Mohamed Habib Sellami</i>	<i>Université de Jendouba -IRESA- ESIER (Tunisie)</i>
<i>Hechmi Belaid</i>	<i>Université de Jendouba -IRESA- ESIER (Tunisie)</i>
<i>Béchrir Hamrouni</i>	<i>Université d'El Manar - FSTunis (Tunisie)</i>
<i>Adel Kharroubi</i>	<i>Université de Gabès - ISSTEG (Tunisie)</i>
<i>Ahmed Kettab</i>	<i>ENP, (Algérie)</i>
<i>Azzedine Hani</i>	<i>Université de Annaba (Algérie)</i>
<i>Larbi Djabri</i>	<i>Université de Annaba (Algérie)</i>
<i>Saadane Djorfi</i>	<i>Université de Annaba (Algérie)</i>
<i>Beloulou Laroussi</i>	<i>Université Badji Mokhtar, Annaba (Algérie)</i>
<i>Foufou Amar</i>	<i>Université Skikda (Algérie)</i>
<i>Mohammed Achite</i>	<i>Université de Chlef (Algérie)</i>
<i>Abdelhalim Yahiaoui</i>	<i>Université de Bechar (Algérie)</i>
<i>Mohamed Bessenasse</i>	<i>Université de Saad Dahlab- Blida (Algérie)</i>
<i>Abdessamad Merzouk</i>	<i>Université de Tlemcen (Algérie)</i>
<i>Benabadji Noury</i>	<i>Université de Tlemcen (Algérie)</i>
<i>Belkacem Bekkoussa</i>	<i>Université Mustapha Stambouli de Mascara (Algérie)</i>
<i>Guendouz Abdelhamid</i>	<i>Université de Blida I (Algérie)</i>
<i>Guergazi Saâdia</i>	<i>Université de Biskra (Algérie)</i>
<i>Nadia Machouri</i>	<i>Univ. Mohammed V (Maroc)</i>
<i>Ali Essahlaoui</i>	<i>Université Moulay Ismail Meknes (Maroc)</i>
<i>El Ouali Abdelhadi</i>	<i>Université Moulay Ismail Meknes (Maroc)</i>
<i>Abdelmajid Moumen</i>	<i>Université Nadour (Maroc)</i>
<i>Mhamed Amyay</i>	<i>Université de Fès (Maroc)</i>
<i>Abdelaziz Abdallaoui</i>	<i>Université Moulay Ismail (Maroc)</i>
<i>Saeid Eslaman</i>	<i>Université de Isfahan (Iran)</i>
<i>Diop Ngom Fatou</i>	<i>UCAD FST (Sénégal)</i>
<i>Sousou Sambou</i>	<i>Univ. Cheikh Diop (Sénégal)</i>
<i>Gnamba Franck Maxime</i>	<i>UFR STRM (Cote d'Ivoire)</i>
<i>Soro Nagnin</i>	<i>UFR STRM (Cote d'Ivoire)</i>
<i>Koussouhon A. Leonard</i>	<i>FLLAC/ UAC (Congo)</i>
<i>Moumtaz Razack</i>	<i>Université de Poitiers (France)</i>
<i>Martin Philippe</i>	<i>Université d'Avignon (France)</i>

Préface



L'eau est un aliment, un bien économique, un facteur de production et un espace vital. Elle est à ce titre un élément essentiel de tout développement. L'accroissement de la population mondiale s'accompagne notamment d'une demande accrue d'aliments, d'énergie et d'eau. Les conflits d'usage de l'eau sont exacerbés par le gaspillage et la contamination de cette ressource. La pénurie, mais aussi les crues et la pollution croissante de l'eau, posent de plus en plus de problèmes majeurs au développement économique et social d'un grand nombre de pays.

La gestion intégrée et durable de l'eau dans ce contexte de changement climatique est l'un des principaux défis à relever dès à présent. Le dérèglement climatique introduit de nouvelles contraintes et exacerbe celles auxquelles sont déjà confrontés les gouvernements et les sociétés dans le domaine de l'eau. Ces contraintes concernent aussi bien la disponibilité de l'eau, les variations et les phénomènes climatiques extrêmes, que l'incertitude sur la ressource qui ira en augmentant.

D'ici 2050, plus de 40% de la population mondiale sera soumise à un stress hydrique prononcé, et près de 20% exposée aux inondations. D'un point de vue économique, les actifs menacés par les inondations représenteraient près de 45 000 milliards USD en 2050. D'un autre côté, la consommation en eau va augmenter de façon exponentielle dans les 30 prochaines années, ce qui entraînera une situation plus difficile à l'avenir vu notre mode actuel de consommation et d'utilisation de l'eau. L'augmentation de la demande en eau et en aliments se situerait entre 40 à 50% pour alimenter et nourrir les 2 milliards de personnes supplémentaires dans le monde.

Il est généralement admis que notre climat est en train de changer et que le processus pourrait s'accélérer au cours du 21ème siècle. Le terme changement climatique ne signifie pas seulement «réchauffement climatique»; il est également probable que les événements climatiques extrêmes se multiplient à l'avenir.

Le réchauffement de la planète est aujourd'hui une certitude entraînant un dérèglement du climat affectant le cycle de l'eau et les ressources en eau. Le changement climatique impacte quatre secteurs particuliers : l'eau ; les écosystèmes, aussi bien en eau douce qu'en milieu marin ; les rendements des cultures ; la santé par l'accroissement des risques de maladies hydriques. Un secteur de l'eau performant garantit l'accès à de l'eau potable salubre et à des installations sanitaires appropriées, des services d'assainissement durables et efficaces, l'endigement des maladies hydriques et la préservation des ressources en eau pour les générations futures. C'est pourquoi la recherche de solutions pour une gestion durable des ressources en eau est prioritaire pour un grand nombre de gouvernements et d'entreprises du secteur privé ainsi que pour la population civile.

L'effet du changement climatique est mis en évidence sur les paramètres hydroclimatiques, notamment les pluies, les températures et les débits des cours d'eau : baisse des précipitations, baisse des débits et tendance des températures vers les extrêmes. Au-delà, les actions anthropiques ont aussi contribué à ce changement : déboisement, mauvaise exploitation des sols et de l'eau, augmentation démographique, etc. mais leurs impacts hydrologiques, dans certains cas, n'ont pas été précisément mesurés.

Le changement climatique est un des problèmes globaux majeurs de notre temps, et les scientifiques ont solidement établi la réalité du phénomène, ses origines anthropiques et la nécessité de prendre des mesures d'atténuation et d'adaptation. C'est parce que le climat, et plus largement les écosystèmes naturels, dépendent amplement de l'organisation des activités sociales que les scientifiques du climat se doivent d'échanger avec les sciences sociales tant en amont, pour penser l'agenda de leurs recherches, qu'en aval pour comprendre les usages publics dont leurs résultats font l'objet.

La réutilisation des eaux usées est aujourd'hui un levier sous-exploité face aux enjeux de déficit en eau et de dégradation des milieux et des conditions sanitaires. Le débat est concentré sur les questions importantes qui sont débattues actuellement au niveau international sur l'utilisation des eaux usées traitées. L'intérêt analytique réside dans le fait de confronter l'idéal d'une approche intégrée de la gestion de l'eau avec les conditions pratiques locales et d'examiner les motifs d'action des acteurs dans le secteur de l'eau. L'agriculture est un secteur qui depuis longtemps valorise les eaux usées brutes, en dehors de toute planification. Aujourd'hui, au Nord comme au Sud, la réutilisation des eaux usées pour l'agriculture intéressent les politiques et décideurs locaux. Des projets de traitement des eaux incluent un volet réutilisation agricole émergent et le besoin de faire évoluer les cadres légaux, réglementaires et institutionnels se font ressentir en même temps que la nécessité d'accompagner et renforcer les capacités de l'ensemble des acteurs. Les expériences en réutilisation des eaux usées montrent que des efforts supplémentaires doivent également être réalisés en matière d'éducation et de participation des communautés locales et des usagers finaux des eaux usées.

La bonne gestion des ressources en eau nécessite d'impliquer tous les acteurs intéressés par une approche participative. Si la connaissance de la ressource est importante, l'exploitation (construction des différents ouvrages au sein d'un Etat ou un bassin versant transfrontalier, etc.) doit être contrôlée. Ailleurs, la baisse pluviométrique entraîne une surexploitation des nappes souterraines, ce qui n'est guère sécurisant pour la ressource, voire son potentiel

Nouredine Gaaloul
Professeur de l'Enseignement Supérieur Agricole (INRGRF)
Président de l'ASTEE ~~Fondée~~
Président et Coordinateur E²C-2018

Sommaire

Science de l'environnement		8
Analyse biostatistique des halophytes dans l'Ouest algérien		9
Pr.Merzouk Abdessamad, Dr.Hassaine Chahrazed et Dr.Aboura Reda		
Aptitude des eaux épurées de la step de Khenchela à l'irrigation		21
Halimi Samia, Zeghdani Zouhir, Allaoui Ayman		
Gestion des espaces forestiers et péri-forestiers et possibilités du développement durable		33
Nadia Machouri		
Suivi de la déforestation par télédétection Haute-résolution dans le département de Médina Yoro Foulah (Haute-Casamance, Sénégal)		39
Boubacar Solly, El Hadji Balla DIEYE, Oumar SY, Boubacar BARRY		
Évaluation du risque d'érosion des sols à l'aide du modèle SWAT		43
Narjes Chaabane Ben Salah ; Habib Abida		
Adaptation écologique des groupements de pistachier de l'atlas (<i>Pistacia atlantica</i> Desf.) dans la région aride (cas du Sud-Ouest algérien)		48
Benaradj Abdelkrim, Boucherit Hafidha , Hasnaoui Foued & Samai Ibtissem		
Phyto-diversité de la steppe à <i>Hammada scoparia</i> (Pomel.) dans la région aride de Naâma (Algérie)		52
Boucherit Hafidha , Benaradj Abdelkrim , Boughalem Mostafia et Benabdeli Khéloufi		
Biodiversité et bio-surveillance du lac artificiel de Lala Setti (Tlemcen- Algérie)		56
Senouci Nassira, Abdellaoui Hassaïne Karima		
Répartition modélistique des quantités de déchets solides dans l'environnement urbains du District d'Abidjan / Côte d'Ivoire		61
Z.C. Lagobo, M.A. SEKA, T. BALLE, V. MAMBO, G. DROCHIOU		
Évaluation de la contamination mercurielle des eaux de surface Cas du barrage de Zit-Emba, wilaya de Skikda, nord-est algérien.		70
Mohamed Zine Belhadj, Abderrahmane BOUDOUKHA		
Équilibres et études cinétiques de l'adsorption du plomb sur la montmorillonite Soufiane Boudjema, Hamoudi MEKHALFI, Saci NACEF		76
Approche à l'étude physico chimique des eaux de surface dans une région aride (Nord-est Algérien)		89
Nawel Boussaada I, Nabila HAMMADI		
Diversité éco-édaphiques des peuplements pré-forestiers exposées aux fluctuations bioclimatiques dans l'Ouest algérien.		98
Mezouar Khadidja , BENABDELMOUMEN Fatna et BENABADJI Noury		
Stress environnemental et instabilité du développement de l'émyde lépreuse <i>Mauremys leprosa</i> (Schweigger, 1812) dans des environnements contrastés en termes de pollution dans le bassin du Tensift, Centre Ouest du Maroc		105
Soumia Loulida, Mohamed Naimi , Mohammed Znari		
Evaluation de la rémanence de l'herbicide Glyphosate dans les cultures maraîchères de la wilaya de Jijel		110
Fatima Naili, Mostapha Benlaribi		
Contribution de l'analyse environnementale et socio-économique à la mise en œuvre d'une approche de développement durable pour un bassin versant (Rif, Maroc)		115
Lamiaa Machouri, Nadia Machour, Youssef Four Rachida Nafaet Mohamed Saber		
Mise en place d'un modèle SIG pour la gestion du risque d'incendies de forêts au Moyen Atlas Oriental		125
El Houcine Lakhouaja, Ali Faleh, Jamal Chaaouan		
Dégradation spontanée du bleu de méthylène par le dioxyde de manganèse synthétisé par voie électrochimique		129
Nabila Cherchour, Zahra Benboudjema, Katia Nedjma		
Contraintes de mise en valeur des parcelles rizicoles dans le village de Colomba (département de Bignona), Sud du Sénégal		135
Yancouba Sane, Boubacar Demba Ba, aidara Chérif Amadou Lamine Fall, Boubou Aldiouma Sy, Luc Descroix		
Evaluation du transfert Sol-Plante du Cr (VI) dans l'Armoise blanche de la région steppique d'Ain Oussera		142
Rebhi Abdelghani El Mahdaoui, Lounici Hakim, Lahrech Mokhtar Boualem, Morel Jean Louis		

Etude de l'élimination d'un produit émergent (paracetamol) par procédé oxydation fenton en eau distillée	146
Lahiouel salih, ounoki samira, achour samia	
Caractérisation électrochimique et électrique de couches minces d'oxyde de cuivre électrodéposés pour des applications aux cellules solaires	150
Kahina Aoudia, N. Brinis, L. Chaal et B. Saidani	
Evaluation de la performance de la station d'épuration d'Oued Souf (Algérie)	156
Guergazi Saâdia , Achour Samia	
Commande floue d'un système photovoltaïque	161
Guergazi Aicha, Debilou Abderrazak	
Adaptation bioclimatique de l'espèce <i>Withaniafrutescens</i>(Solanacée) dans l'Algérie Occidentale	168
Bouayed Ibtissem Sarra., Hassani F., Ghalem S	
Pollution des eaux souterraines par les nitrates (Etude de cas sur un bac d'essai)	172
Deguig Djilali	
Réduction du chrome hexavalent dans l'eau avec un nouveau hétéro-système $\text{La}_2\text{NiO}_4/\text{ZnO}$ sous la lumière solaire	178
Hicham Lahmar, M. Benamira, F.Z Akika, M. Boussbia, M.Bellah et M. Trari	
Analyse spatio-temporelle de la dynamique d'eutrophisation dans un lac peu profond (cas du lac Oubéira nord est algérien) par l'utilisation de la télédétection	185
Abd Eldjalil Zahal, Mohamed Faouzi Samar , Mohamed Fethi Hadjadj	
Analyse des membranes liquides émulsionnées par la technique de réseaux de neurones : Application à l'extraction du phénol dans les eaux de rejets	191
Nabil Messikh, Nabil Bougdah, Salim Bousba	
Elimination de l'ammonium et du phosphore présents dans les eaux usées domestique par un filtre planté de <i>Typha latifolia</i>	197
Naoual Guerrouf, Nora. Seghairi, Sarah. Badaache	
Etude de l'efficacité du charbon actif en poudre pour la rétention de la guanine en eau distillée	201
Ounoki Samira, Lahiouel Salih, Guegazi Saadia, Achour Samia	
L'analyse du risque environnemental sur la santé humaine	207
Rachida Imekhelaf, Djoher Abderrahmane	
L'abattement des nitrates et de l'ammonium présents dans les eaux usées domestiques par un filtre planté de papyrus	215
Nora Seghairi, Sara Badache, Nawel Guerrouf	
Evolution de la biodiversité végétale dans la région de Tlemcen entre 2001 et 2018	220
Amina Siba, Rédda Aboura et Abdessamadmerzouk	
Niveau de la contamination des poissons (<i>chrysichthys nigrodigitatus</i>) par les éléments traces (Pb, Cu, Zn, Fe, Cd et Hg) dans le système lagunaire d'Aghien-Potou (Sud-Est de la Côte d'Ivoire)	224
Abou Traore, Richard Kouassi M'br, Yolande Ake-Assi, Gbombele Soroet Nagnin Soro	

A photograph of a rusty metal pipe lying on its side in a grassy field. The pipe is discharging a stream of water that flows down a slight slope, creating white foam and splashing. The surrounding area is covered in green grass, with some patches of dry, brown grass. The lighting is bright, suggesting a sunny day.

*Science de
L'Environnement*

Analyse biostatistique des halophytes dans l'Ouest algérien

Pr.Merzouk Abdessamad, Dr.Hassaine Chahrazed et Dr.Abourea Reda
Laboratoire d'Ecologie et Gestion des Ecosystèmes Naturels Université de Tlemcen Algérie
lecgcn2014@gmail.com, chahrazed_hassaine@yahoo.com, aredda78@yahoo.fr

Résumé

L'analyse numérique de la végétation a révélé que les relevées floristiques et les taxons recensés sont inféodés à deux régions : la Sebkhha et le littoral (Beidar, Moscarda, Béni-Saf, Rachgoun). Le premier montre une texture fine avec une salinité très apparente en surface, le second une texture limono-sableuse et une diminution de la salinité.

L'étude de la végétation, réalisée à travers la composition floristique des 100 relevés nous a montré l'importance et la présence des espèces indicatrices d'halophitisation telles qu'Atriplex halimus, Anabasis prostrata Tamarix gallica, Arthrocnemum glaucum, Salicornia fruticosa, accompagnées par une nette dominance des thérophytes.

L'approche comparative nous a permis de ressortir les différences morphométriques entre les peuplements halophytes de la zone d'étude ; nous avons pu comprendre à travers ça l'impact de nombreux facteurs écologiques sur l'évolution de ces groupements et leur biodiversité. L'interprétation des mesures biométriques a montré que ces espèces offrent une diversité floristique par une meilleure stratégie adaptative.

Dans le but d'étudier la structure des communautés végétales au sein de la végétation halophile, une analyse statistique de l'ACP a été réalisée.

Mots clés: Halophytes – Transect linéaire – Morphométrie – Inventaire floristique – Ouest algérien

Biostatistical analysis of halophytes in western Algeria

Abstract

The numerical analysis of the vegetation revealed that the floristic records and taxa are subservient into two regions: the (Sebkhha) and the littoral (Beidar, Moscarda, Béni-Saf, Rachgoun). The first indicates a fine texture with very apparent salinity on the surface; the second shows a sandy-loamy texture and a decreased salinity.

The study of the vegetation, carried out through the floristic composition of the 800 surveys, designated us the importance and the presence of the halophitization indicator species such as Atriplex halimus, Anabasis prostrata Tamarix gallica, Arthrocnemum glaucum, Salicornia fruticosa, accompanied by a clear dominance of therophytes.

The comparative approach allowed us to highlight on the morphometric differences between the halophyte populations of the area studied, from which we could understand the impact of many ecological factors on the evolution of these groups and their biodiversity. The interpretation of the Biommetric measurements demonstrated that these species offer a floristic diversity through a better adaptive strategy. In the study of the structure of plant communities within the halophytic vegetation, an analysis of the AFC was carried.

Key words: Halophytes - Linear Transect - Morphometry - Floristic Inventory – Western Algeria

I. INTRODUCTION

L'Oranie se caractérise par une extension particulièrement importante des milieux salés Djebaili (1970) [1]. La salinité joue un rôle important dans l'existence et la distribution des plantes , à la différence des glycophytes qui ne sont pas capables de supporter la présence de sels, les halophytes poussent mieux sur un sol riche en sels Calu, (2006) [2]. La forte concentration en sels dans l'environnement induit des comportements nouveaux chez la plante. Deux problèmes se posent: d'une part le sel contrarie son approvisionnement en eau et d'autre part elle doit contrôler son contenu en sel qui ne peut dépasser un seuil toxique variable d'une halophyte à l'autre. Selon Benadaanoun (1981) [3], la diversité des différents types de peuplements halophytes est spécialement liée aux conditions écologiques des biotopes qu'ils colonisent (salinités érosion, vent, sécheresse, sol peu profond ou mobiles).

Les halophytes sont des plantes résistantes à la salinité et capables d'accomplir leur cycle vital dans un milieu riche en sels Flowers et Trochep, (1977) [4]. Par conséquent la morphologie et la structure des halophytes sont adaptées dans le sens d'une économie d'eau permettant à ces plantes de vivre

dans des conditions d'alimentation hydrique difficiles. Le problème est d'avoir de l'eau en quantité suffisante, assez longtemps, et de l'utiliser au mieux.

Actuellement on appelle halophyte toute plante en contact par une partie quelconque de son organisme avec des concentrations fortes de sels : végétation marine, plantes de bords de mer, de déserts, marais ou lacs salés. Les halophytes comprennent en réalité des espèces manifestant un meilleur développement dans les milieux enrichis en sels solubles et des espèces dites halo-résistantes, ce sont en fait les plus nombreuses, qui tolèrent plus ou moins ces mêmes éléments.

La famille des Chenopodiacees fournit le contingent majoritaire dans ces types de peuplements ; beaucoup de ces halophytes ont une apparence de plantes grasses à rameaux articulés, comme les salicornes formant le fond de la végétation de la Sebkh. Certaines espèces, peu nombreuses d'ailleurs, supportent des teneurs de 1 à 3 pour 100 de sel dans le sol, mais le caractère halophile de la végétation apparaît déjà pour des teneurs inférieures à 1 pour 100.

La connaissance, la classification, la caractérisation et la conservation des différents taxons est une priorité scientifique mondiale pour l'évaluation et la gestion de la biodiversité. Les efforts consentis pour l'étude de la flore sont très importants pour connaître les grands traits biologiques des plantes et leur répartition biogéographique.

Les composantes naturelles de ces écosystèmes sont définies comme étant les éléments physiques, biologiques ou chimiques, tels que : le sol, la flore, l'eau, la topographie, les éléments nutritifs ainsi que les interactions qui peuvent exister entre ces derniers.

Notre zone d'étude se caractérise par une végétation halophyte, qui s'étend sur le littoral, qui sera comparée à ceux des alentours de la Sabkha d'Oran, présentant des conditions écologiques souvent différentes.

Les travaux consacrés à la connaissance de la biodiversité floristique des halophytes de la région sont nombreux. Parmi les chercheurs qui ont étudié la phytoécologie, on peut citer quelques uns d'entre eux: Simonneau, (1961) [5], Djebaili, (1970) [1], Le-Houerou et al, (1975) [6], Gauchet et Burdin, (1974) [7], Billard et Binet, (1975) [8], Bendaanoun, (1981) [9] Aime, (1991) [10], Benabadji, (1999) [11], Bouazza, (1995) [12], Benchaabane, (1996) [13], et Merzouk et al., (2009) [14].

Les relations sol-végétation ont été abordées par plusieurs auteurs, à savoir : Killian (1954) [15], Halitim, (1985) [16], Pouget (1973), [17], Boukhris et Loussaint, (1975) [18], Servant, (1975) [19].

Tous ces travaux pourront-ils compléter les connaissances de la diversité et l'hétérogénéité des formations végétales des halophytes ? l'impact de la pression humaine existant aura-t-il un effet sur ces populations ?

Afin de répondre aux questions précédentes ce travail va porter sur l'étude éco pédologique et morphométrique des groupements halophytes dans l'Oranie (Algérie occidentale).

L'objectif de cette étude consiste en premier lieu à aboutir à une description visant à étudier :

- Minutieusement la dynamique des groupements des halophytes par une approche phytoécologique qui consiste à quantifier les données floristiques et écologiques de ces groupements en relation avec les conditions climatiques et édaphiques.

- En second lieu à permettre une compréhension des structures avec les distributions spatiales des halophytes ainsi que leurs signification écologique.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2-1 Situation géographique

Notre région d'étude se localise dans la partie occidentale du Nord Ouest Algérien. Le milieu que nous nous proposons d'étudier est partagé entre la wilaya de Tlemcen, d'Ain Témouchent et Oran, elle est située entre 0°32' et 02° de longitude Ouest et 34°30' et 35°49' latitude du Nord.

Elle est limitée naturellement par les monts des Traras au Nord Ouest et les monts du Mardjadjou au Nord Est et au Sud par les monts de Tessala (Fig1).

2-2 Description des stations

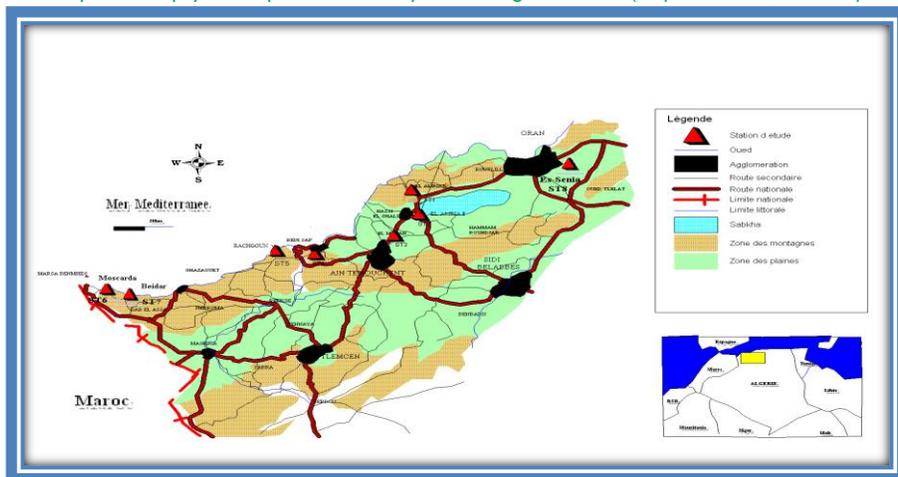
Tableau n° I : Stations d'étude

Stations	Altitude (m)	Latitude Nord	Longitude Ouest	Taux de recouvrement%	Espèces dominantes
Béni Saf	78	35°14'	1°25'	60	<i>Tamarix gallica</i> , <i>Atriplex halimus</i>
Rachgoun	45	35°16'	1°26'	75	<i>Atriplex halimus</i> , <i>Arthrocnemum glaucum</i>
El-Malah	208	35°24'	1°05'	55	<i>Atriplex halimus</i> , <i>Tamarix gallica</i> ,
El-Amria	300	35°31'	1°00'	65	<i>Arthrocnemum glaucum</i> , <i>Salicornia fruticosa</i>
Moscarda	20	35°05'	2°11'	25	<i>Anabasis prostrata</i> , <i>Suaeda maritima</i> ,
Beidar	25	35°06'	2°10'	35	<i>Atriplex halimus</i> , <i>Suaeda maritima</i>
Es Sénia	90	35°62'	0°60'	50	<i>Atriplex halimus</i> , <i>Frankenia thymifolia</i>

Figure N° I : Carte de situation géographique de la zone d'étude Zone Nord (Source Hassaine 2014)

2-3 Méthodologie

L'étude comportera une synthèse bioclimatique de notre zone ainsi qu'une analyse pédologique de quelques facteurs physique du sol de la dite zone et enfin une biomorphométrie, menée sur les espèces halophytes les plus caractéristique de la région d'étude (*Atriplex halimus*, *Anabasis prostrata*,



Arthrocnemum glaucum, *Salsola longifolia*, *Suaeda fruticosa*) est effectuée sur 8 (huit) stations allant du littorale (station de Moscarda) jusqu'à la sebkha d'Oran (station d'El Amria).

L'analyse de l'état de développement des halophytes assimilés des 10 touffes dans les huit stations, est basée sur les paramètres suivants :

- Hauteur moyenne des touffes (**H**),
- Diamètre moyen des touffes (**DT**),
- Nombre moyen de rameaux (**NR**),
- Nombre moyen de feuille (**NF**).

Afin d'affirmer les relations possibles entre les variables étudiées, nous avons réalisé des analyses et des tests statistiques à l'aide du logiciel « Minitab 16 » pour le traitement et le calcul des coefficients de corrélation et l'ACP (analyse en composantes principales), ou nous avons intégré les données pédologiques obtenues Merzouk *et al*, (2009) [14].

Les coefficients de corrélation (*r*) entre les différents paramètres morpho métriques ont été calculés à l'aide de l'analyse des corrélations qui nous permet de relever la valeur ou le degré d'interaction entre les différentes variables.

Après avoir procédé aux différentes mesures, nous avons entrepris une analyse statistique. Les valeurs obtenues ont été corrélées par couple, nous avons pu tracer les droites de régression pour

chacune des cinq espèces dans les huit stations en se basant sur les équations de régression du type: $[Y = ax + b]$.

3. Résultats et synthèse :

Les données météorologiques provenant des quatre stations représentatives nous montrent : Selon le climagramme d'Emberger, nos stations appartiennent à l'étage bioclimatique de type semi-aride supérieur ou inférieur.

Nous relevons une durée de sécheresse plus longue elle est de 6 à 7 mois et une amplitude thermique (M-m), qui ne dépasse pas les 27°C enregistrée à la station d'Es Sénia.

- La tendance du climat à l'aridité qui est plus accentuée dans la région d'étude (Oranie) peut avoir des influences sur le cortège floristique des halophytes, Une minorité d'espèces végétales peuvent s'adapter à ces conditions, On trouve des espèces halophytes annuelles qui germent à la saison sèche, lorsque l'eau redescend au-dessous de la surface du sol et notamment les salicornes, *Salicornia*, *Arthrocnemum* et les graminées des marais salants qui résistent aussi bien aux inondations hivernales qu'à un pâturage, *Atriplex halimus* s'adapte aux différentes conditions climatiques, cette même espèce se trouve presque sur tous les étages bioclimatiques, étage méditerranéen, subhumide, humide selon quelques chercheurs.

Les peuplements Halophytes occupent des zones remarquablement variées tant par la localisation topographique que par la texture et propriétés du sol.

La texture du sol règle dans une large mesure l'infiltration et la rétention de l'eau dont dépendent l'humidité du profil et valeur de l'évaporation. La texture présente un taux de sable élevé par rapport aux limons et l'argile, ce dernier se trouve en quantité importante au niveau de la station d'El - Amria2. (Tab 2)

Le PH n'agit pas directement, il est une résultante des divers facteurs ionique présents dans un sol, il est dans l'ensemble de la zone d'étude constamment alcalin entre les deux valeurs (7,4 à 9,07) à l'exception de la station de Moscarda qui présente un PH de sol acide qui varie entre (6,2 à 6,5).

Dans notre périmètre d'étude, le calcaire totale varie d'une station à une autre, il est moyen dans majorité des stations d'étude, mais devient très élevé au niveau de la station de Beider

Le taux de la matière organique est moyennement important dans la région d'étude (littorale et Sebkh), ce qui explique par la proximité des nos stations aux champs cultivés (Béni-saf, El-Malah et El'Amria et2).

La teneur en sels solubles des différents prélèvements est très variable, elle diffère d'une station à une autre et également mentionnée dans les différents horizons du profil d'un sol salin. Le Na CL étant l'élément le plus dominant.

La conductivité électrique est importante dans les stations qui sont à proximité de la Sebkh (Es Sénia et El'Amria). Les sols salés et sodiques se rencontrent autour des grandes dépressions salées, la Sebkh et les Chotts en Afrique du Nord Benabadji (1999) [11] .

Enfin les facteurs édaphiques ont une influence déterminante et constituent un apport à la connaissance des sols favorables au développement des différentes halophytes de la région d'étude.

Le traitement des données par l'ACP nous a fourni la matrice des coefficients de corrélation entre les différents caractères morpho métriques et pédologiques. (fig.2) et (tab3)

Les stations se différencient par l'ordre de grandeur des paramètres pédologiques et morpho-métriques mesurés sur les touffes (d'*Atriplex halimus*, *Suaeda fruticosa*, *Salsola logifolia*, *Arthrocnemum glaucum*, *Anabasis prostrata* et *Frankinia timyfolia*)

Sur le côté positif de cet axe l'*Atriplex halimus* qui caractérise les stations de Rachgoun et Béni Saf, se trouve dans un bon état avec des touffes qui peuvent atteindre 2 mètres de hauteur. A l'opposé, la station Es-Sénia qui s'individualise au côté négatif de cet axe avec une contribution de 52,63% est en état de dégradation. La station El Malah est moyennement bien venante où la croissance ne souffre pas trop des conditions de pâturage. La croissance en hauteur est un caractère plus fortement soumis à l'environnement qu'à la génétique et peut être utilisé comme un indicateur de fertilité du milieu

La projection des stations sur le plan défini par les axes 1 et 2 (Fig. 2) met en évidence, selon l'axe 1, la formation de deux groupes de populations d'halophytes. Le groupe 1, situé du côté positif de cet axe, est constitué de quatre halophytes (*Atriplex halimus*, *soeda fruticosa* et *Salsola longifolia*) qui proviennent des régions littorales (Rachgoun et Béni-saf et El-Malah) et qui s'installe sur un sol moyennement salé avec la présence d'un taux élevé de sable. Ces halophytes à valeurs moyennes élevées pour des caractères qui se rapportent bien à l'appareil végétatif (hauteur, diamètre nombre de rameaux) Elles se caractérisent également par l'adaptation très spécialisée.

Le groupe 2 situé du côté négatif de cet axe regroupe les halophytes (*Arthrocnemum glaucum*, *Anabasis prostrata*, *Frankinia timyfolia*) originaires des régions fortement salées (alentours de la Sabkha). Ces espèces végétales se distinguent par un allongement plus faible des rameaux aériens et se sont naturellement adaptées aux sols salins et humides. Les salicornes (*Arthrocnemum glaucum*, *Anabasis prostrata*) observées sont vertes sur leur partie basale alors que le sommet des épis est souvent rougeâtre formant une concentration de soude. D'autres processus d'adaptation dont les principaux sont :

- L'absence de feuilles diminuant l'évapotranspiration, la formation d'un duvet blanchâtre augmentant la réflexion de la lumière (c'est notamment le cas de *Frankenia thymifolia*),
- L'augmentation du rapport partie racinaire/partie aérienne.

Tableau n° 2 : résultats pédologiques

Stations	N° Ech	Granulométrie%					pH	CaCO3%	CE mS/cm	MO %	Couleur Munsell
		Gr	Sab	Lim	Arg	Texture					
Es - Sénia	1	19	57	17	6	Limon-sableuse	7,8,1	8	2,81	0,2	10Y R 5/3
	2	56	32	11	3	Limon-sableuse	7,95	8	2,47	0,1	10Y R 7/6
	3	49	34	10	6	Limon-sableuse	7,75	10	3,40	0,2	10Y R 5/6

Ei-Ame-ria1	1	15,5	60	33	7	Limo no-sableu-se	7,5	36,65	2,6	0,482	10Y R3/4
	2	9,5	40,5	30	20	Limo-neuse	7,4	38,46	2,8	0,431	10Y R4/4
	3	2,5	74	13	10,5	Limo no-sableu-se	7,6	16,4	3,3	0,275	10Y R4/4
Ei-Ame-ria2	1	2	33	35	30	Limo-no-argile-use	7,8	25	4,6	0,258	5YR 4/6
	2	2,1	53	20	27	Limo-no-argilo-sableu-se	7,8	15,37	1,7	0,482	7,5Y R3/3
	3	2,8	34,2	21	42	Argile-use	7,9	24,6	4,8	0,241	5YR 4/6
Béni-saf	1	9	61,9	27,2	1,9	Limo no-sableu-se	8,77	19,21	0,9	1,107	7,5 YR5/4
	2	8	66,87	24,63	0,5	Limo no-sableu-se	9,07	16,72	1,15	0,928	7,5 YR5/4
	3	11	65,09	23,11	0,8	Limo no-sableu-se	8,68	17,63	1,13	1,100	7,5 YR5/4

Rech goun	1	7	71, 93	20, 67	0, 40	Limo no- sableu se	9, 07	16,72	1,15	0,5	10Y R 4/4
	2	11	61, 9	25, 40	1, 7	Limo no- sableu se	8, 77	19,21	0,9	0,3	10Y R 3/6
	3	10 ,3	65, 11	22, 80	1, 80	Limo no- sableu se	8, 68	36,65	0,3	0,7	10Y R 3/6
EL- Male h	1	2	59	23	16	Limo no- sableu se	7, 76	23	3,08	0,8	7,5Y R 3/3
	2	2	60	12	26	Limo no- argile ux- sableu se	7, 64	25	1,49	0,7	7,5Y R 4/6
	3	4	55	23	18	Limo no- argile ux- sableu se	6, 99	22	1,06	0,2	7,5Y R 4/6
Beide r	1	33	60	2	5	Sable use	8, 4	61	1,54	1,1	10Y R 7/1
	2	11	68	17	14	Limo neux sableu x	7, 91	60	0,90	0,5	10Y R 4/ 6
	3	7	83	13	7	Sablo- limon euse	7, 89	54	1,67	0,3	10Y R 7/1

Moscarda	1	2	48	38	14	Limo neuse	6,3	10,52	2,78	0,45	2,5Y R 7/3
	2	1,5	59	38,44	2,56	Limo neux sableux	6,2	17,26	1,2	0,42	10Y R 7/3
	3	1,5	65	32,5	2,5	Limo neux sableux	6,5	14,76	1,9	0,24	10Y R 7/2

Tableau N°3 : Les paramètres mesurés (Hauteur. Diamètre. Nombre de rameaux.

Les paramètres mesurées (Hauteur, Diamètre, Nombre de rameaux, Nombre de feuilles) des touffes d'halophytes dans les 08 stations:Tableau N°21

Espèces	Stations	Paramètres mesurés	Numéro des échantillons									
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
étudiées <i>Atriplex halimus</i> L.	Station de Rachgoun	Hauteur (cm)	180	120	200	140	130	190	150	190	250	116
		Diamètre (cm)	660	420	900	600	460	800	710	900	990	430
		Nombre de rameaux	200	252	400	280	500	770	135	720	870	130
		Nombre de feuilles	4600	14744	30000	45200	26400	96200	51300	110400	90000	93600
	Station de Sénia	Hauteur (cm)	110	160	110	90	130	95	140	120	100	190
		Diamètre (cm)	300	600	620	500	700	490	560	510	500	780
		Nombre de rameaux	150	300	220	125	250	120	230	220	200	220
		Nombre de feuilles	33000	45000	45400	10100	58950	25000	23000	147500	193800	80000
	Station d'El Malah	Hauteur (cm)	129	120	100	120	124	100	110	120	130	90
		Diamètre (cm)	520	763	365	410	580	360	395	340	675	566
		Nombre de rameaux	190	250	195	190	220	100	210	225	200	150
		Nombre de feuilles	39050	12780	10430	9650	23800	47640	26500	26300	71700	102578
Station Béni-saf	Hauteur (cm)	120	110	140	175	170	180	165	120	190	90	
	Diamètre (cm)	480	360	680	760	800	880	600	440	480	620	
	Nombre de rameaux	300	200	240	330	500	550	400	150	200	210	
	Nombre de feuilles	6000	22000	28800	69300	30000	149400	79200	75000	90000	21000	

<i>Arthrocnemum glaucum</i>	Station Beidar	deHauteur (cm)	99	100	110	90	130	92	89	100	85	80
		Diamètre (cm)	200	350	360	250	190	120	120	250	100	170
		Nombre rameaux	de120	300	320	225	150	110	130	145	140	200
	Station Moscarda	deHauteur (cm)	de124	134	1230	120	1000	1400	145	1257	280	930
		Nombre feuilles	00	00	0	0			0		0	0
		deHauteur (cm)	97	100	89	90	95	92	89	96	85	80
	Station Rachgoun	Diamètre (cm)	100	250	90	98	100	96	91	100	98	170
		Nombre rameaux	de122	190	100	110	112	111	99	105	100	98
		Nombre feuilles	de120	900	1200	101	1000	1300	110	1500	120	990
<i>Anabasis prostrata</i> Pomel	Station Ameria1	deHauteur (cm)	55	50	24	40	48	45	48	47	34	60
		Diamètre (cm)	230	300	125	188	140	160	180	200	100	110
		Nombre rameaux	de100	90	60	70	88	70	120	125	60	90
	Station Ameria2	d'ElHauteur (cm)	22	31	19	20	18	23	24	43	18	21
		Diamètre (cm)	170	210	265	275	250	300	178	230	290	270
		Nombre rameaux	de53	98	89	97	77	99	63	41	68	83
	Station Moscarda	d'ElHauteur (cm)	20	30	18	21	17	24	25	40	19	22
		Diamètre (cm)	160	220	260	280	260	330	160	240	380	260
		Nombre rameaux	de50	96	90	95	75	98	60	40	67	80
<i>Salsola longifolia</i>	Station Beidar	deHauteur (cm)	20	28	19	50	27	50	30	19	10	35
		Diamètre (cm)	150	195	139	250	160	275	260	147	100	290
		Nombre rameaux	de20	30	45	100	19	89	60	38	19	120
	Station Beidar	deHauteur (cm)	50	80	30	60	30	60	40	130	50	40
		Diamètre (cm)	430	460	300	450	220	330	210	900	410	270
		Nombre rameaux	de50	90	25	80	15	30	25	200	110	20
	Station Beidar	deHauteur	100	150	140	74	130	46	190	100	76	80
		Diamètre	250	290	160	190	240	100	300	155	120	350
		Nombre rameaux	de210	282	108	97	150	70	305	120	75	90
Station Moscarda	deHauteur (cm)	70	150	140	74	130	46	190	100	76	80	
	Diamètre (cm)	480	850	600	390	880	190	100	120	430	350	
	Nombre rameaux	de200	280	100	90	150	40	300	110	70	90	
Station Béni-saf	deHauteur (cm)	150	159	155	130	140	165	180	140	143	136	
	Diamètre (cm)	800	700	500	500	420	600	560	680	180	690	
	Nombre rameaux	de80	40	50	30	19	25	100	50	42	90	

<i>Suaeda fruticosa</i>	LStation Rachgoun	deHauteur (cm)	110	100	80	60	90	95	85	45	70	68
		Diamètre (cm)	490	300	350	220	400	360	290	230	250	200
		Nombre rameaux	de90	88	95	85	100	110	98	70	60	50
Station Malah	d' EI	Hauteur (cm)	90	120	100	87	50	68	80	95	110	75
		Diamètre (cm)	350	370	320	230	200	260	100	110	150	95
		Nombre rameaux	de100	110	90	80	57	70	80	95	100	83

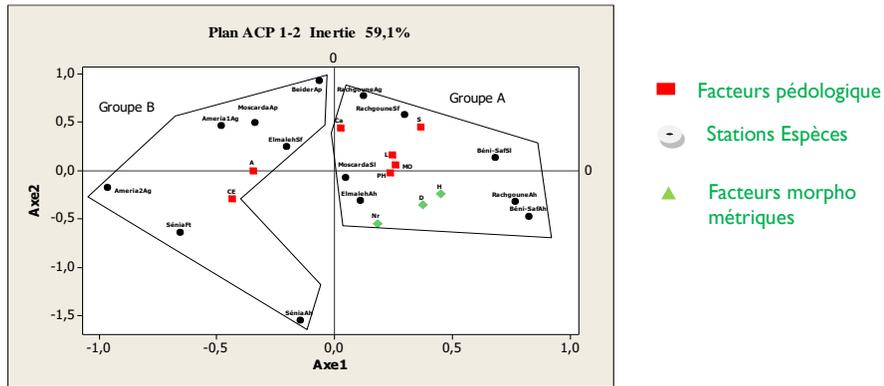


Figure N°2: Plan factoriel des données morpho métriques et pédologiques des halophytes dans la zone d'étude

(Axe1/Axe2).

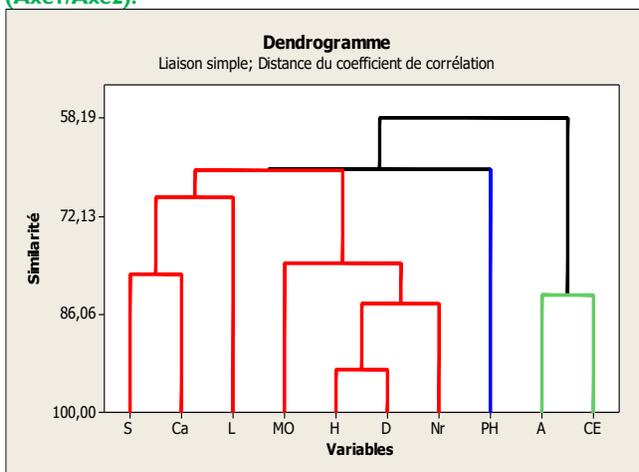


Figure N°3: Dendrogramme de la CHA sur les coordonnées des espèces sur les deux premiers axes de l'ACP

CONCLUSION

L'approche morpho métrique réalisée sur les cinq halophytes (*Atriplex halimus*, *Anabasis prostrata*, *Arthrocnemum glaucum*, *Salsola longifolia*, *Suaeda fruticosa*) montre que les corrélations pour chaque

espèce peuvent être significatives comme elle peuvent être non significatives et hautement significatives notamment pour l'*Anabasis prostrata* (Fig. 2)

Les variabilités entre les paramètres étudiés nous permettent de constater la différence entre les formes d'adaptations morphologiques d'une station à une autre, vis-à-vis des conditions défavorables du milieu afin d'assurer la pérennité de l'espèce. Selon Boucaud et Ungar (1978) [20], la distinction inter génétique des différents degrés de l'halophilie est rendue plus complexe encore car elle porte sur des espèces dont la morphologie, les rythmes biologiques et l'environnement (phytosociologique, édaphique et climatique) sont très difficilement comparables. Les caractères appartenant aux plantes d'une même famille ou d'un même genre peuvent changer selon le milieu où elles se trouvent, un fait à notre avis signalé déjà par des botanistes.

Nous avons tenté de mettre en évidence la variabilité de certains caractères morphologiques d'une même espèce halophyte d'une station d'étude à l'autre, ces différences au sein d'une même espèce pourraient s'expliquer par la différence de biotopes mais aussi par l'action anthropozogène exercée qui empêche le développement régulier et uniforme des espèces halophytes étudiées de toutes les stations d'étude.

A l'issue de l'analyse par la méthode numérique (ACP), la zone d'étude présente une différence entre les populations halophytes étudiées. En effet, le long de cette étude et à travers toutes les stations, il a été mis en évidence un certain nombre de gradients qui sont gérés par différents facteurs écologiques, édaphiques et morpho métriques. Ces gradients sont positifs ou négatifs par rapport aux pôles et sont de différentes natures (anthropique, salinité, dégradation, sable, matière organique...). La projection des classes sur la répartition des stations nous a permis de

Caractériser deux groupes (Fig.3)

- Le premier groupe est constitué de tous les paramètres morpho métriques d'une part et quelque paramètres pédologiques (sable, limon, calcaire totale).

- Le deuxième groupe comprend les variables pédologiques surtout la salinité, argile et le

pH

À partir de ces représentations, on obtient la répartition suivante :

- Toutes les stations du premier groupe rassemblent les espèces halophytes facultatives

- Toutes les stations du deuxième groupe sont des stations qui rassemblent les espèces halophytes obligatoires dites salicornes.

Ceci démontre que la salinité des substrats est le facteur clé dans la détermination de ces groupes.

Les halophytes dominantes et rencontrées dans la zone d'études (*Arthrocnemum glaucum*, *Suaeda fruticosa*, *Anabasis prostrata*, *Frankenia thymifolia* et *Atriplex halimus*) présentent différents seuils de tolérance vis-à-vis de la salinité. En effet, c'est en fonction des valeurs de cette dernière que ces halophytes s'installent et se répartissent dans les milieux salés (littoral et Sebkhass).

Références

1. S. Djebaili, Etude des phytoécologie des parcours de Tadmit (Algérie). Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord. 61. Alger. 1970 pp : 175-226
2. G. Calu, Effet du stress salin sur les plantes. Comparaison entre deux plantes modèles *Arabidopsis thaliana* et *Thellungiella* 2006 *halophila*. [http : // pagesperso-orange.fr](http://pagesperso-orange.fr)
3. M. Bendaanoun, Etude synécologique et syndynamique de la végétation halophile et hygro-halophile de l'estuaire de Bou-Regreg (littoral atlantique du Maroc). Applications et perspectives d'aménagement. Thèse. Doct-Ing. Univ Aix Marseille 1981 III. 221p +annexes
4. T. J. Flowers, P. Troche, A. R. and Yeo, The mechanism of salt tolerance in halophytes. Annual Review of Plant physiology and Molecular Biology 28, (1977) – pp89-121.
5. P. Simonneau, Essai sur la végétation halophile : Les problèmes de la salinité dans les régions arides. Actes Coll. U.N.E.S.C.O. Téhéran. 1961 pp : 135-138.
6. H.N.Le-Houerou, J. Claudin, M. Haywood, P. Donadieu, Etude phytoécologique du Hodna (Algérie). 14 Fig. 22 Tab. et 1 Carte Coul. 1/200000 (3 feuilles). AGS : DP/Alg/66/509. 1975 F.A.O. Rome 154 p.
7. F. Gauchet et S., Burdin 1974 – Géologie, géomorphologie et hydrologie des terrains salés. Pres. Univ. Paris : 234p
8. J.P. Billard et P. Binet, 1975 – Physio-écologie des *Atriplex* des milieux sableux littoraux. Soc. Bot. France.
9. M., Bendaanoun 1981 – Etude synécologique et syndynamique de la végétation halophile et hygro-halophile de l'estuaire de Bou-Regreg (littoral atlantique du Maroc). Applications et perspectives d'aménagement. Thèse. Doct-Ing. Univ Aix Marseille III. 221p +annexes

10. S. Aime, Etude écologique de la transition entre les bioclimats sub-humides et semi-arides et arides dans l'étage thermo-méditerranéen du tell Oranais (Algérie Nord occidentale). Thèse. Doct. Es-Sci. Univ. Aix-Marseille III. 1991 185p + annexes.
11. N. Benabadi, Physiologie, organisation et composition floristique d'Atriplex au Sud de Tlemcen, Chott El Gharbi (Algérie). Atriplex in vivo. n° 25. (1999).
12. M. Bouazza, Etude phytoécologique des steppes à *Stipa tenacissima* L. et à *Lygeum spartum* L. au Sud de Sebdo (Oranie, Algérie). Thèse. Doct. Es-Sci. Univ. Tlemcen. 1995 153 p + annexes
13. A. Benchaabane, Organisation et utilisation des Atriplexiaes à *Atriplex halimus* dans la région de Marrakech (Maroc). Rev. Atriplex in vivo N°5. Rés. Int. Orsay. Paris XI. 1996
14. A. Merzouk, N. Benabadi, D. Benmansour, M. Thinon, Quelques aspects édapho-floristiques des peuplements halophiles de l'Algérie occidentale, 1ère partie ; Aspect édaphique. Bull. Soc. Linn. T60 : (2009) –260-241.
15. C.H. Killian, Plantes fourragères types des hautes plaines algériennes, leur rôle particulier en période sèche. Ann. Amél. Plan Paris, 4 : 1954 505-527.
16. A. Halitim, Contribution de l'étude des sols des zones arides (hautes plaines steppiques de l'Algérie). Morphologie, distribution et rôle des sols dans la genèse et le comportement des sols. Thèse. Doct. Univ. Rennes 1985 pp : 1-183
17. M. Pouget, Une manifestation particulière et méconnue de la salure dans les steppes du Sud Algérois : Les plages de salures sur les glaciés quaternaires à croûte calcaire. Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord 1973 1-2. pp : 15-24
18. M. Boukhris, P. Loussaint, Aspects écologiques de la nutrition minérale des plantes gypsicoles de Tunisie. Ecologie et biologie des sols. (1975) Vol. 12 (1)
19. J. Servant, Contribution à l'étude pédologique des terrains halomorphes. Thèse. Doct. Montpellier 1975. 2 tomes. I. 194p. + annexes
20. J. Boucaud, I. Ungar, Halophilie et résistance au sel dans le genre *Suaeda* Forsk, Bulletin de la Société Botanique de France. Actualités Botaniques, 1978 125:3-4, 23-35,

Aptitude des eaux épurées de la step de Khenchela à l'irrigation

Halimi Samia^{1,2}, Zeghdani Zouhir², Allaoui Ayman²

¹Département de Géologie, Université d'Annaba 23000, Algérie. Email: samia_l_halimi@yahoo.fr;
Téléphone: (+213) 551 852 506

²Département d'Ecologie et Environnement, Université de Khenchela 40000, Algérie

Résumé

L'irrigation par les eaux usées épurées présente des effets positifs sur la richesse du sol en éléments fertilisants ainsi que des effets négatifs à savoir la salinisation des horizons de surface de sol et l'influence sur les propriétés physico-chimiques du sol.

Ce travail a été réalisé dans le but d'établir un diagnostic de l'état physicochimique des eaux usées épurées de la STEP de Khenchela, de déduire la performance de cette station et d'étudier si la qualité de ces eaux et sa conformité aux normes locales et internationales d'irrigation ou non.

La comparaison entre les valeurs des différents paramètres physicochimiques des eaux usées dépolluées de la station d'épuration de Khenchela (pH, T, CE, DCO, DBO₅, NO₂, NO₃,Etc.) avec les normes d'irrigations fixées par l'OMS et le journal national montrent que toutes les valeurs sont inférieures aux limites reflète le degré d'efficacité du traitement des eaux résiduaires de Khenchela qui a un rendement pouvant atteindre 98 %.

Selon les résultats du SAR, l'aptitude de ces eaux à l'irrigation sans impacts négatifs majeurs sur l'environnement à condition que la salinité doit être contrôlée avec et les cultures convenables sont les cultures tolérables aux sels sur des sols bien drainés

Mots clés : Eaux usées, Agriculture, STEP Khenchela, Algérie, eaux épurées.

Suitability of the uncluttered waters of the khenchela station for irrigation

Abstract This work was carried out in order to establish a diagnosis of the physicochemical state of the treated wastewater of the Khenchela STEP, to deduce the performance of this station and study the waters quality for irrigation or not, the treated wastewater has positive effects on the soil nutrient richness as well as negative, effects, namely salinization of soil surface horizons and influence on the physicochemical properties of the soil.

The comparison between the values of the different physicochemical parameters (pH, T, EC, DCO, DBO₅, NO₂, NO₃,Etc.) of the treated wastewater from the Khenchela wastewater treatment plant with the irrigation standards set by OMS show that all the values are below the limits, this reflects the degree of efficiency of the Khenchela wastewater treatment that has a yield of up to 90 %. According to SAR results, these waters are suitable for irrigation of agricultural land without major negative impacts.

Key Words: Wastewater; Agriculture; Khenchela STEP; Algeria; clean water

1. INTRODUCTION

En plus de la raréfaction des ressources hydriques et de la production croissante d'eaux usées, qui peut entraîner la dégradation de l'environnement ; il y a aussi le problème sanitaire relié à la réutilisation des eaux usées brutes. En effet, au Maroc, les eaux usées domestiques sont souvent réutilisées sans traitement préalable, engendrant des effets majeurs de santé publique tels que les épidémies de typhoïde et de choléra, constituant, de ce fait, un réel problème sanitaire. La protection de la santé publique et de l'environnement sont aujourd'hui la préoccupation première du pays [1] [2]. Ainsi, le traitement des eaux usées est devenu, de nos jours, une priorité ; aussi bien pour préserver la santé humaine et l'environnement, que pour produire une eau qui pourrait être utilisée en agriculture, en industrie et en d'autres activités sociales.

La réutilisation des eaux usées traitées se présente comme un enjeu politique et socio-économique pour le développement futur des services d'eau potable et d'assainissement. Elle présente l'avantage d'assurer une ressource alternative, de mieux préserver les ressources naturelles et de contribuer à la gestion intégrée de l'eau [3]. La réutilisation des eaux usées dans l'objectif de valorisation se positionne comme l'une des voies les plus adaptées à la situation qui prévaut, elle permettrait de lutter contre la dégradation des écosystèmes mais aussi et surtout de prémunir la santé humaine. Elle est particulièrement stratégique dans les pays où la croissance démographique et le développement économique exercent une pression sur les ressources en eau, notamment dans les régions aride et semi aride [4] qui connaissent des situations de concurrence entre les différents usages de l'eau [5]. Dans cette étude, nous allons présenter nos observations et interprétations des mesures de terrain, pour essayer de répondre à plusieurs questions, dont les principales sont :

- Quel est l'état actuel de la qualité des eaux usées épurées de la STEP de la ville de Khenchela?

- Est-ce que si possible de réutiliser ces eaux à l'irrigation des terres agricoles ?

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1 Situation, présentation, Description et fonctionnement de la Step

La station d'épuration des eaux usées de la ville de Khenchela situé à 02 km au Nord de la ville de Khenchela [6] dont les coordonnées de localisation géographique sont :

- Latitude : 35°27'37.3"N
- Longitude : 7°08'55.1"E

Elle a été mise en service en janvier 2009 sa capacité est de 440 m³/j pour 192000 eq/hab., le principal système d'épuration de cette station est le traitement par Boues activées à faible charge et le milieu récepteur est l'oued de Baghai (Fig.01).

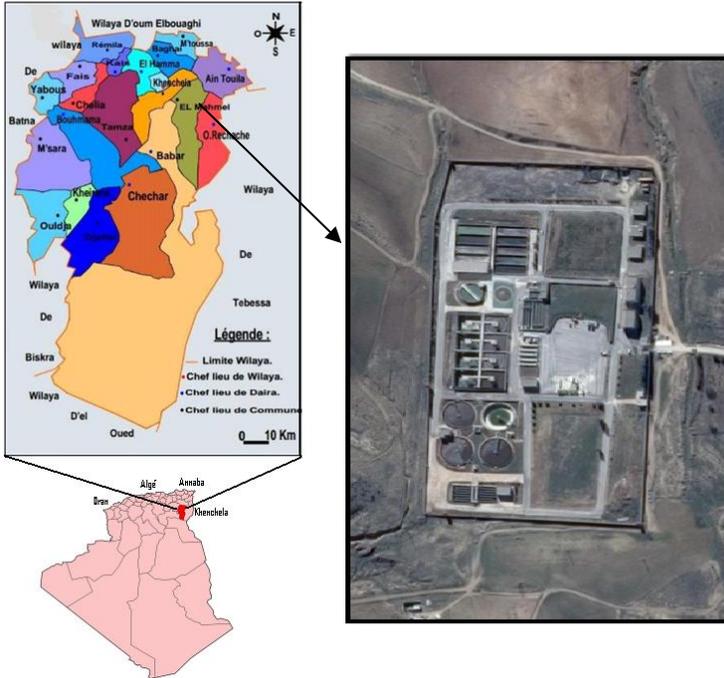


Fig.01- Situation géographique de la STEP de KhenchelaTab : Données spécifique de la STEP de Khenchela (Hydro projet EST, 2005)

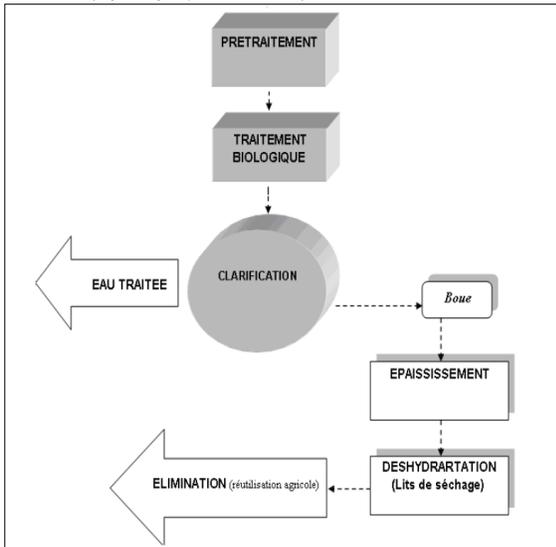


Fig.02- Schéma général de la filière de traitement des eaux usées de la STEP de Khenchela (Djeddou ,2014)



Fig.03- Photos de la filière de traitement des eaux usées de la STEP de Khenchela

Table.01- Données spécifique de la STEP de Khenchela (Hydro-projet EST, 2005)

	Unités	Horizon 2015
Equivalent habitant	E.H	192000
Volume journalier	M ³ /j	23000
Débit moyen de temps sec	M ³ /h	959
Débit de pointe de temps sec	M ³ /h	1516
Débit maximal en temps pluvieux	M ³ /h	4446,5

2.2 Mode de prélèvement

Dans ce travail, on va évaluer la qualité des eaux épurées sortantes de la station d'épuration de Khenchela. Afin de déterminer l'aptitude des eaux usées épurées à l'irrigation, pour atteindre cet objectif nous avons effectué des analyses de différents paramètres de pollution. Les analyses ont été effectuées du mois de juillet jusqu'au mois de décembre 2015 pour des analyses journalières. Pour cela, deux points de prélèvement ont été choisis : un prélèvement d'eau brute après l'étape de dégrillage. Un deuxième prélèvement de l'eau épurée à la sortie du décanteur.

Les paramètres physicochimiques étudiés sont la température (T°C), la conductivité électrique (CE), le pH, les matières en suspension (MES), l'oxygène dissout (OD), la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène (DBO5), les nitrates et les nitrites et les ortho phosphates.

Table.02 – Méthodologies de mesure des paramètres physico-chimiques au niveau de laboratoire de STEP Khenchela

Paramètres	Méthodes de mesures
Température	Le multiparamètre
pH	Le multiparamètre (électrode de pH)
CE	Le multiparamètre (électrode de CE)
Oxygène Dissout	Le multiparamètre (électrode d'OD)
NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , NH ₄ ⁺ , PO ₄ ³⁻	Dosage colorimétrique par spectrophotomètre de masse
MES	DBO mètre
DBO5	Colorimétrie
DCO	

3. RESULTS AND DISCUSSIONS

3.1 Variation des paramètres physicochimiques des eaux

3.1.1 Le pH

C'est l'un des paramètres les plus importants pour évaluer la qualité de l'eau. Il doit être étroitement surveillé au cours de toutes opérations de traitement [7].

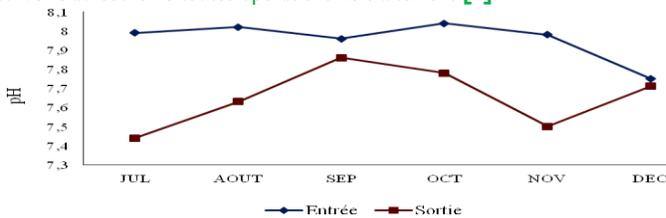


Fig.04- Variation du pH des eaux brutes et épurées

Les résultats montrent des valeurs de pH entre 7,44 et 7,86 pour les eaux épurées et entre 7,75 et 8,04 pour les eaux brutes (Fig.04), les valeurs moyennes de la sortie sont parfaitement en accord avec les normes Algériennes des rejets vers la nature et pour des usages agricoles (6,5 à 8,5)

3.1.2. La température

La température est un paramètre qui fluctue en fonction des saisons, de l'horaire de mesure ; de la position topographique (abritée/exposée). La STEP de Khenchela, montre des températures légèrement plus élevées particulièrement en période estivale.

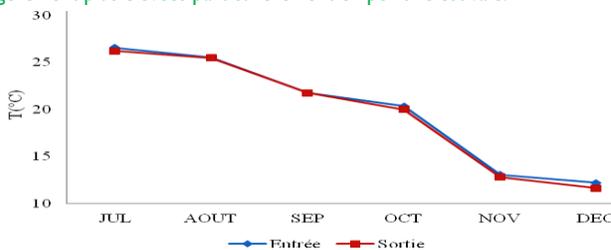


Fig.05- Variation mensuelles de la température des eaux brutes et épurées

Les variations de la température de la STEP ont des effets importants car elles influencent le développement des colonies de micro-organismes [8].

A l'entrée de la STEP, la température de l'eau en moyenne est de 19,92 °C à la sortie de la STEP, la température de l'eau en moyenne est de 19,65 °C (Fig.05).

3.1.3 La conductivité électrique

La conductivité est probablement l'une des plus simples et des plus importantes mesures pour le contrôle de la qualité des eaux usées. Elle traduit le degré de minéralisation globale de l'eau et renseigne sur le taux de salinité des eaux brutes entrant à la STEP. Les eaux brutes ont une conductivité supérieure à celle des eaux épurées sauf dans le mois de juillet et le mois d'août (Fig.06).

Alors que la diminution marquée au niveau des autres mois est liée à l'effet de dilution dû aux précipitations enregistrées durant ce mois. Ces valeurs enregistrées à la sortie permettent de constater qu'elles sont dans les normes des rejets vers l'irrigation selon le JORAD et aussi l'OMS (3 ms/cm)
 La valeur moyenne de la conductivité électrique des eaux brutes et épurées de la STEP sont respectivement de l'ordre de 1662 et 323 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

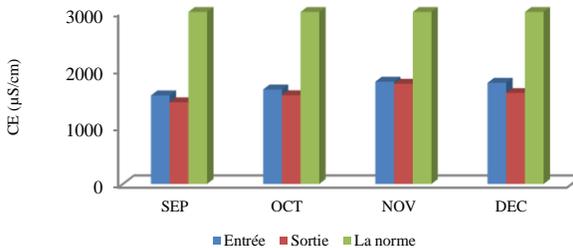


Fig.06- Variation mensuelle de la conductivité des eaux usées brutes et épurées

3.1.4 Les matières en suspensions (MES)

Les valeurs des MES à l'entrée varient entre 150,21 et 193,5 mg/l. A la sortie de du traitement, on enregistre des valeurs des MES généralement en accord avec les normes fixées à un maximum de 30 mg/l (Fig.07), la valeur moyenne des MES des eaux épurées est 26,86 mg/l cette valeur est inférieure à 30mg/l qui est la valeur exigée par le JORAD qui cite les normes fixées sur la REUE à l'irrigation, mais elle est supérieure à celle de l'OMS (10 mg/l).

3.1.5 La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La figure suivante représente la variation de la DBO₅ des eaux usées à l'entrée et à la sortie de la STEP, notons que l'eau à l'entrée présente une DBO₅ qui varie entre 238.67 et 340 mg d'O₂/l .

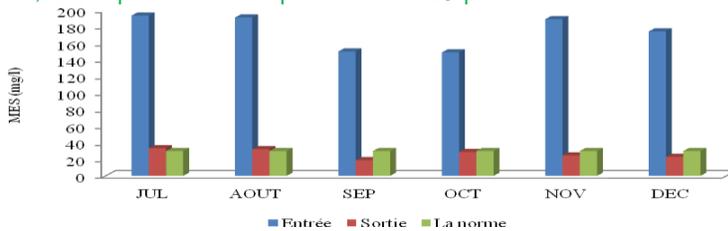


Fig.07- Variation mensuelles des MES des eaux brutes et épurées

Par contre, la DBO₅ présente une diminution importante de l'affluent de sortie avec des valeurs inférieures à la limite optimale de la sortie durant les mois de septembre et novembre, pour les autres mois la concentration en DBO₅ dépasse cette limite avec des quantités faibles, la DBO₅ en moyenne est de 30,38 mg/l, selon le JORAD la valeur limite pour la REUE en irrigation est 30 mg/l, concernant les normes des rejets vers le milieu naturel la limite est la même (Fig.08).

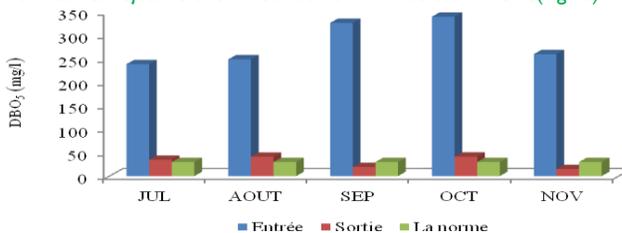


Fig.08- Variation mensuelles de la DBO₅ des eaux brutes et épurées

3.1.6 La demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO permet d'évaluer la concentration en matières organiques ou minérales, dissoutes ou en suspension dans l'eau. La valeur minimale est celle du mois d'août et elle est de l'ordre de 261,75 mg

O₂/l, tandis que la valeur maximale (357 mg O₂/l) est enregistrée au mois de décembre (Fig.09), les valeurs sont inférieures à la concentration maximale admissible des EUE destinées à l'irrigation selon le JORAD (90 mg/l), sauf la valeur du mois de juillet.

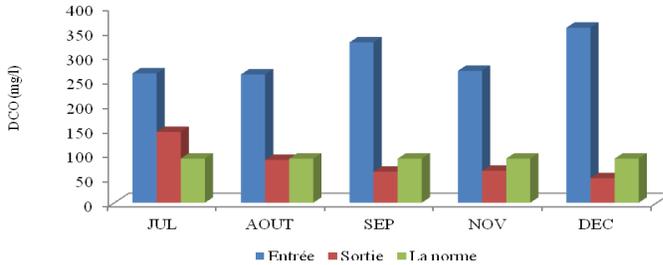


Fig.09- Variations mensuelles de la DCO des eaux brutes et épurées

3.1.7 Les Nitrates (NO₃⁻)

Les nitrates représentent la forme la plus oxygénée de l'azote et la plus soluble. Ils sont le résultat de la deuxième étape de la nitrification.

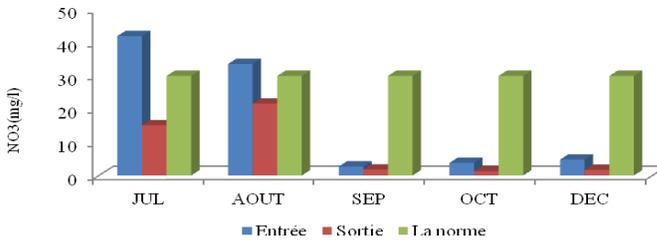


Fig.10- Evolution mensuelle des concentrations en NO₃ des eaux brutes et épurées

À l'entrée, les concentrations des eaux en NO₃⁻ sont faibles. Les valeurs ne dépassent pas 42 mg/l. Les eaux sortant du traitement montrent des valeurs très faibles dont la valeur maximale est de l'ordre de 21,64 mg/l enregistrée en mois d'Août (Fig.10). Les fortes concentrations de nitrates à la sortie restent très conformes aux normes de l'OMS (50 mg/l) et aux normes de JORAD (30 mg/l).

3.1.8 Les Nitrites (NO₂⁻)

Les concentrations en nitrites des eaux à la sortie secondaire sont très faibles et elles varient entre 0,26 mg/l et 1,22 mg/l (Fig.11).

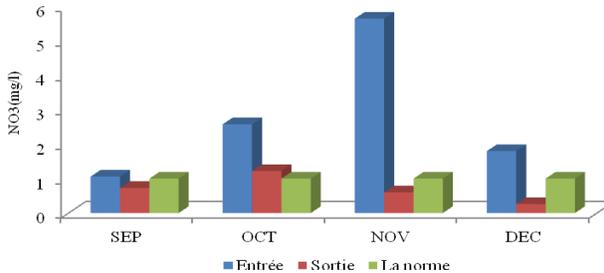


Fig.11- Variation mensuelle de la concentration en NO₂ des eaux brutes et épurées

Les faibles concentrations en nitrites de l'affluent à la sortie du traitement secondaire, pourraient être expliquées par le fait que l'ion nitrite (NO₂⁻) ce dernier est un composé intermédiaire, instable en présence de l'oxygène, dont la concentration est généralement très inférieure à celle des deux formes qui lui sont liées, les ions nitrates et ammonium. La moyenne des résultats est de 0,70 mg/l, cette valeur est conforme aux normes de l'OMS (Fig.11).

3.1.9 Les phosphates (PO₄³⁻)

La variation de la concentration des eaux en PO_4^{3-} à l'entrée et à la sortie du traitement révèle que la valeur maximale est enregistrée au mois d'octobre elle est de l'ordre de 62 mg/l.

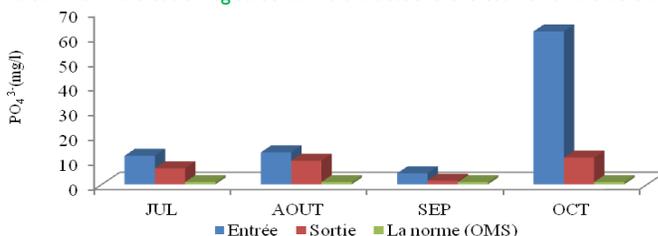


Fig.12- Variation mensuelle de la concentration en ortho des eaux brutes et épurées

Tandis que le mois de septembre a connu la valeur minimale qui est égale à 4,5 mg/l (l'OMS à fixer la norme limite à 0.94 mg/l). Les valeurs des EUE (Fig.12) dépassent la norme de l'OMS autorisée pour la réutilisation en agriculture (0.94 mg/l).

3.1.10 Les métaux lourds ou d'éléments toxiques

La présence de métaux lourds ou d'éléments toxiques dans l'effluent de la station de traitement des eaux usées par boues activées affecte les mécanismes biologiques et biochimiques responsables de la dégradation de la matière polluante. En effet, l'arrivée d'une concentration importante de métaux lourds dans le réacteur risque de perturber le développement de la biomasse présente. L'efficacité du procédé s'en trouve ainsi diminuée [8].

Pour les eaux épurées de la station de Khenchela, les valeurs de concentration en ETM restent inférieures aux normes admissibles (Table.03).

Table.03- Comparaison entre les valeurs des ETM des eaux épurées de la STEP

Les Paramètres	Eau épurée (mg/l)	Normes JORAD (mg/l)	Normes OMS (mg/l)
Chrome	0,2	1,0	0,1
Nickel	0,04	2,0	-
Cuivre	0,01	5,0	-
Cadmium	0,01	0,05	0,01
Plomb	<0,4	10,0	0,05
Zinc	0,1	10,0	2,0
Cobalt	<0,01	5,0	-
Fer	0,3	20	-

3.2 Identification des faciès chimiques des eaux épurées

Pour une meilleure vision de l'aspect qualitatif des eaux souterraines ainsi que l'évolution, la représentation graphique des résultats d'analyse reste un outil incontournable.

3.2.1 Diagramme de PIPER :

Ce diagramme est un autre mode de représentation graphique et de classification d'une eau analysée. De forme triangulaire, il est subdivisé en trois zones de faciès (Fig.13). Sur le diagramme de Piper nous allons interpréter les résultats d'analyses hydrochimiques pour avoir une idée sur le faciès chimique des eaux usées épurées. D'après le diagramme de Piper, le faciès dominant pour les deux périodes (2012, 2016) est chloruré et sulfaté calcique et magnésienne.

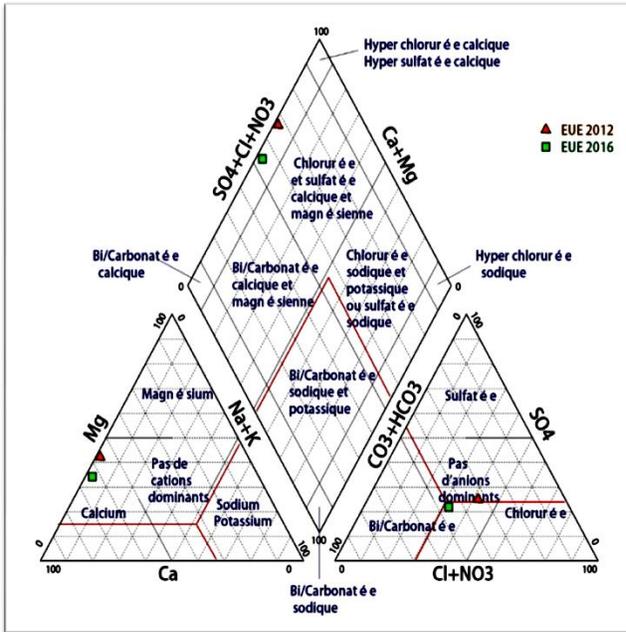


Fig.13- Diagramme de Piper des eaux épurées de la STEP de Khenchela

3.2.2 Diagramme de Schoeller Berkalflof

Ce type de représentation Schoeller est repris par Berkalflof, consiste à reporter sur les axes logarithmiques les éléments chimiques (anions et cations). Le diagramme de Schoeller Berkalflof confirme le faciès chloruré des deux échantillons (Fig.14)

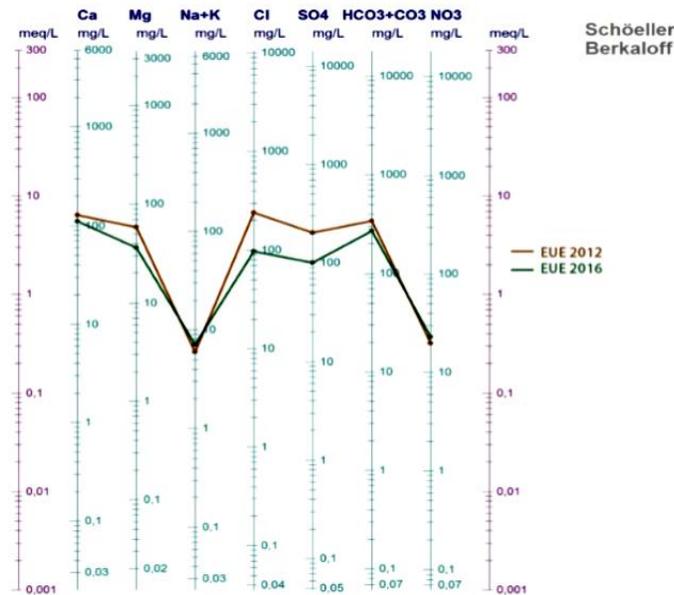


Fig.14- Diagramme de Schoeller Berkalflof des eaux épurées de la STEP (Khenchela)

4. Aptitude des eaux épurées de la STEP de Khenchela à l'irrigation

Cette étude a été menée afin de contrôler l'état actuel de la chimie des eaux, en fonction de la variation des paramètres physico-chimiques. Un plan de travail a été adopté, il consiste à réaliser un prélèvement des eaux usées à la sortie de la STEP de Khenchela avec une analyse complète des paramètres physico-chimiques pour : voir l'état actuel des eaux de la station d'épuration et leur aptitude à l'irrigation et le rendement de la STEP.

4.1 Calcul des paramètres des eaux à usage agricole :

Les principaux facteurs qui peuvent dégrader la qualité des eaux pour l'irrigation se résument donc à la concentration en sels dissous exprimée par le résidu sec ou la conductivité électrique, la salinité potentielle, la concentration relative en sodium et la quantité des éléments toxiques (Bore et Chlore) présents dans l'eau [9]. Cet effet est interprété par différents auteurs en calculant plusieurs paramètres tels que le SAR déjà signalé [10]

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

Le pourcentage en sodium est donné par

$$\%Na = \frac{(Na^+ + K)}{(Ca + Mg + Na + K)} \times 100$$

Concernant le pourcentage de sodium et la conductivité électrique, le schéma (Fig.15), montre que les deux échantillons d'eau épurée tombent dans la catégorie de la bonne qualité des eaux pour l'irrigation. Les valeurs de conductivité et du SAR reportées sur un diagramme US salinité (Fig.16), montre que les classes d'eau ont été trouvés principalement dans la classe de type de l'eau: C3S1 (salinité élevée et alcalinité faible). Cette classe est considérée comme appropriée à des fins agricoles mais la salinité doit être contrôlée et l'irrigation des cultures tolérables aux sels sera sur des sols bien drainés [11] [12].

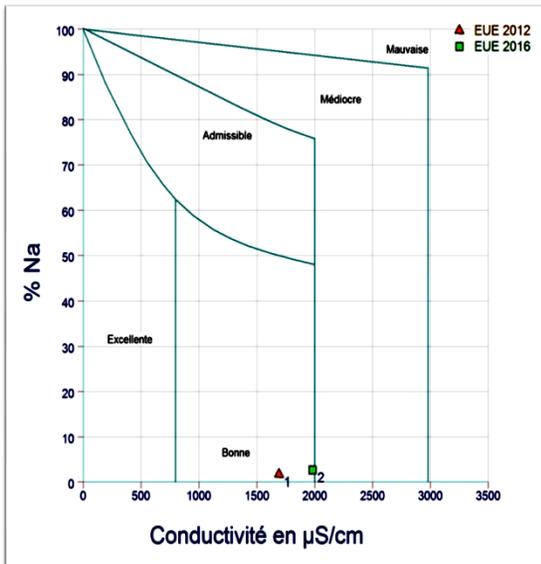


Fig.15- Diagramme de Wilcox des eaux épurées (STEP, Khenchela)

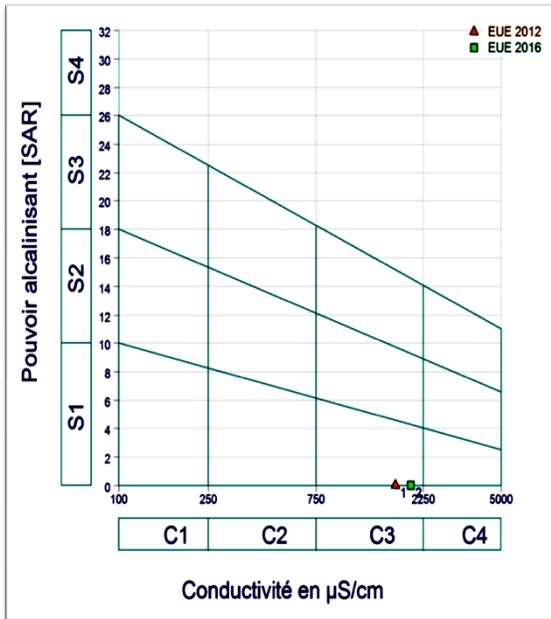


Fig.16- Diagramme du SAR des eaux épurées (STEP, Khenchela).

Conclusion

Ce travail a été réalisé dans le but d'établir un diagnostic de l'état physicochimique des eaux usées épurées de la STEP de Khenchela, de déduire la performance de cette station et d'étudier si la qualité de ces eaux sont conformes aux normes locales et internationales d'irrigation ou non.

D'après les résultats d'analyse, nous remarquons la grande différence entre les valeurs des eaux traitées et celles des eaux brutes, cela reflète le degré d'efficacité du traitement des eaux résiduaires de Khenchela qui a un rendement pouvant atteindre 98 %.

La comparaison entre les valeurs des différents paramètres physicochimiques (pH, température, CE, DCO, DBO₅, NO₂, NO₃,Etc.) des eaux usées épurées de la station d'épuration de Khenchela avec les normes d'irrigations fixées par l'OMS et le journal national montrent que toutes les valeurs sont inférieures aux limites.

Selon les résultats du SAR, l'aptitude de ces eaux à l'irrigation sans impacts négatifs majeurs sur l'environnement à condition que la salinité doit être contrôlée avec et les cultures convenables sont les cultures tolérables aux sels sur des sols bien drainés

Références

1. N. ZAIM, S. SOUABI, A.ABOULHASSAN, S.ABOULAM et B. MORVAN Compostage des boues produites à la station d'épuration d'une huilerie, en mélange avec des déchets de jardin, 2007 - N°48
2. Jupsin Het Vassel JL: Modelisation of the contribution of sediments in the treatment process case of aerated lagoons. Water Sci Technol. 2007; 55(11):21-7.
3. Catherine Boutin, Alain Héduit, Jean-Michel Helmer: Technologies d'épuration en vue d'une réutilisation des eaux usées traitées (REUT) Convention de partenariat ONEMA-Cemagref. Domaine : Ecotechnologies et pollutions, 2008 .
4. FAO: Agriculture et rareté de l'eau, une approche programmatique pour l'efficacité de l'utilisation de l'eau et la productivité agricole. Rome, (2007) 15 pp.
5. Nicolas Condom, Bruno Molle, Séverine Tomas, Yves Olivie, Matthieu Audouard Jaques Grannier : La réutilisation maîtrisée des eaux usées : approfondir les connaissances pour lever les freins et relever les défis. Sciences Eaux & Territoires, 2013/2 (Numéro 11)
6. Hydro-projet EST: Etude de la STEP de Khenchela (phase I), 100 pp (2005) .
7. Rodier j., Bazin c., Broutin j. P., Chambon p., Champsaur h., Rodi l., L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, chimie, physico-chimie, microbiologie, biologie, interprétation des résultats. Ed. Dunod, Paris, (2005) 1384 p.

8. Microbiological Study of a Bleached Kraft Pulp Mill Aerated Lagoon Journal of Pulp and Paper Science 18(6) 1992
9. Djeddou: prévision du taux d'échec avec les réseaux neurones artificiels d'une station de traitement des eaux réséduaires. These doct, université Biscra Algérie (2014).
10. Couillard: Microbiological study of a bleached kraft pulp mill aerated lagoon, journal of pulp and paper science: vol. 18 no. 6 November (1992).
11. Todd K. Groundwater hydrology, Wiley J. and Sons, Seconde Edition, New York, USA, 510 p. 1980.
12. Rouabhia A.K : Vulnerabilite et risques de pollution des eaux souterraines de la nappe des sables miocenes de la plaine d'El Ma el Abiod nord-est Algerien, thèse de doctorat, université annaba (2006).
13. Wilcox LV., (1955). Classification and use of irrigation waters. U.S. Department of Agriculture, Circular 696, Washington, DC, 16 p.
14. Wilcox L.V.The quality of water for agricultural use. US Dept Agriculture Tech. Bull.(1962)Washington DC,19 p.

Gestion des espaces forestiers et péri-forestiers et possibilités du développement durable

Nadia Machouri

Université Mohammed V, Faculté des Lettres et des Sciences Humaines.

Département de Géographie. Centre des études et de recherche géographique. Rabat, Maroc.

Email : nadiamachouri@gmail.com

Résumé

Cet article a pour objectif principal d'esquisser l'ébauche d'une stratégie de développement durable, pour une subéraie marocaine et son espace péri-forestier. Afin d'élaborer cette stratégie, on a utilisé toute la masse de données rassemblées pendant 17 années d'étude (de 2001 à 2018). Les résultats de l'inventaire et de l'exploitation des types de peuplement ainsi que ceux de l'étude des potentialités pastorales, du bilan fourrager et de l'étude socio-économique (indicateurs socio-économiques), combinés aux discussions avec les différents acteurs (diagnostic participatif), nous ont permis d'analyser les vrais problèmes structurels, les entraves au développement de la zone d'étude et enfin d'émettre un avis sur une stratégie générale conçue dans un cadre global de développement rural participatif durable, ayant comme finalité le développement humain dans le but de diminuer la pression qui s'exerce sur la forêt et en la situant dans son cadre global.

Mots clés : Subéraie marocaine, Dégradation, Etude pastorale et socio-économique, diagnostic participatif, Stratégie de développement durable.

Forest management and possibilities of sustainable development

Abstract

The main objective of this article to outline a draw of a sustainable development strategy for a Moroccan Cork Oak forest. To develop this strategy, we used the mass of data collected during 17 years of study (from 2001 to 2018). The results of the forest and pastoral potentialities studies and the socio-economic study (socio-economic indicators), combined with the discussions with the various actors (participatory diagnosis), enabled us to analyze truths structural problems, the obstacles with the development of the study area and finally to give an opinion on a general strategy conceived within a total framework of sustainable participatory rural development, having as finality human development with an aim of decreasing the pressure which is exerted on the forest.

Keywords: Moroccan cork oak forest, Degradation, pastoral and socio-economic studies, participatory diagnosis, sustainable development strategy

1- INTRODUCTION

A l'instar de la majorité des forêts marocaines, les forêts de chêne liège (16% de la superficie totale des subéraies mondiale), ont subi des dommages considérables dont les plus spectaculaires sont ceux qu'ont connu les subéraies atlantiques; ces dernières couvrent 128404ha soit 40% de la superficie totale des subéraies marocaines. Elles présentent de nombreux atouts en rapport avec leur grande diversité biologique et leur impact sur l'équilibre socio-économique. Leurs valeurs biologiques, écologiques, biogéographiques, et socio-économiques leur confèrent un intérêt régional important.

Le changement de mode de vie de la population, l'aridité du climat, la rareté de l'eau et la médiocrité des sols dans les zones limitrophes des subéraies, font de ces dernières, la principale ressource naturelle dont disposent les habitants de la région. Elles se trouvent par conséquent, soumises en permanence à des pressions humaines, caractérisées par un surpâturage, des prélèvements excessifs de bois de feu, écimage et ébranchage, déliègeage. Ces facteurs et autres (maladies, parasites...) ont fortement perturbé la stabilité de l'écosystème et l'évolution progressive des groupements végétaux [1]. Pour éviter cette tendance progressive de la dégradation des ressources naturelles dont les répercussions sur le plan local, régional et national, seraient désastreuses; des actions durables de réhabilitation et de conservation devraient être envisagées d'urgence [2]. C'est dans ce contexte qui s'articule le thème de cet article qui a pour objectif principal, d'esquisser l'ébauche d'une stratégie de développement durable pour trois subéraies atlantiques marocaines et leurs espaces périforestiers. Cette stratégie n'est autre que les solutions proposées en concertation avec la population locale, et tous les acteurs concernés par le développement durable [2]. Ainsi, l'objectif assigné à cette stratégie est d'assurer la conservation et la réhabilitation de la forêt, et de promouvoir un développement rural durable et participatif. Ce dernier se traduit par l'implication et la participation de tous les acteurs

concernés par la question du développement durable pour assurer la réalisation et le suivi des actions proposées par la population.

2- MATERIELS ET METHODES

Nous avons étudié trois forêts de chêne liège, qui font partie de la région géographique des subérais atlantiques marocaines; la subéraie de Oued Tifsassine, la subéraie de Benslimane et la subéraie de Sehoul (Fig.1).

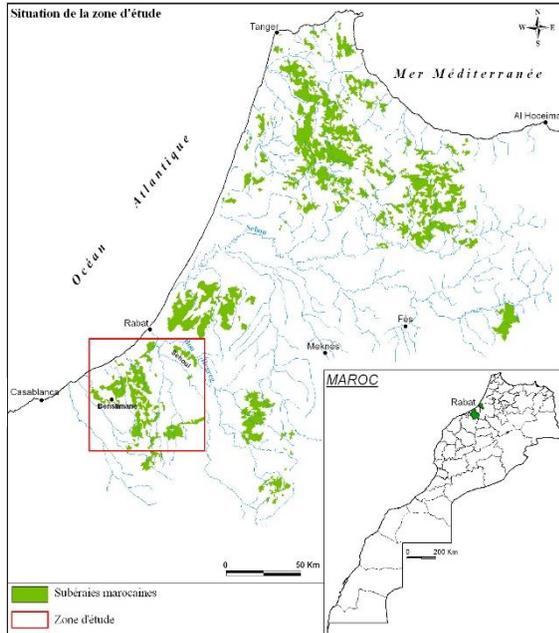


Fig.1 : Situation de la zone d'étude [3]

La méthodologie adoptée est pluridisciplinaire, elle est comme suit:

- **L'étude des potentialités écologiques de la zone** (analyse géomorphologique et pédologique; étude des conditions topographiques : hypsométrie, pente, exposition des versants; étude bioclimatique; étude des types de peuplements...).

- **L'étude des potentialités pastorales de la forêt et des terres agricoles**, par l'analyse quantitative des paramètres pastoraux, notamment la mesure du recouvrement et de la phytomasse aérienne des strates herbacées, arbustives et arborées, mesures de la diversité floristique; l'analyse qualitative des paramètres pastoraux grâce à la réalisation des analyses chimiques des matières minérale, organique, cellulose brute, matière azotée..., et la détermination de la digestibilité in vitro de la matière organique, aboutissant à l'évaluation du bilan fourrager global de la zone.

- **La réalisation d'une étude socio-économique approfondie par le biais des enquêtes douar et des enquêtes ménage**; et La réalisation d'un diagnostic participatif, nous avons opté pour l'utilisation des entretiens semi-structurés. Deux principaux niveaux d'analyse ont été considérés. Le premier niveau est relatif aux discussions avec toutes les catégories de la population locale (hommes, femmes, jeunes, adultes et vieux). Il s'agit de discuter les principaux problèmes de la zone et formuler des propositions de solutions. Le deuxième niveau est relatif aux discussions avec les différents services concernés par le développement rural (la commune rurale, centre des travaux agricoles, centre de développement forestier, service d'élevage, la direction provinciale d'agriculture, associations,...). A ce niveau, on a visé l'analyse des problèmes de la zone et les possibilités de développement, et d'autre part la confrontation des perspectives de ces services en matière de développement de la zone avec les propositions de la population, pour évaluer leur degré de faisabilité et ceci, pour bien cerner toute action de développement.

3. RESULTATS ET DISCUSSIONS

3.1. Analyse participative

La démarche poursuivie d'analyse des problèmes est basée sur l'idée que pour solutionner un problème, il faut en traiter les causes. Elle commence donc par identifier ce que la population estime comme étant leur problème essentiel (problème central) et par la suite les aider à en analyser les causes afin de parvenir finalement, soit aux problèmes les plus élémentaires qu'il faudra, d'abord résoudre pour solutionner, de proche en proche, les problèmes qui mènent au problème central; soit à des solutions pour lesquelles les avis du groupe divergent et qui deviendraient alors une source de difficultés. Ainsi, à partir de l'analyse participative, on a pu constater que les principaux problèmes au niveau de la zone qui sont comme suit [1]:

-Le changement climatique et l'agressivité des pluies

La population locale, considèrent que le problème majeur dont ils souffrent est le changement climatique et l'agressivité des pluies, ils expliquent que avant, les pluies étaient fines et bien répartie durant l'année, de façon que le mulch dure jusqu'à que les herbes annuelles arrivent. Actuellement, les pluies sont agressives, fortes et concentrées dans une période de l'année, surtout en automne. Ces pluies automnales trouvent la terre dénudée, ce qui provoque sa dégradation (présences des tâches blanchâtres au niveau des sols, diminution de la fertilité des sols, diminution des rendements, augmentation du ruissellement et aggravation des ravins).

-Conditions naturelles défavorables du milieu et la déficience des infrastructures de base
Ces changements climatiques, conjugués à une topographie accidentée, à la médiocrité des sols, la rareté de l'eau, l'existence des structures foncières défavorables (inégale répartition de la terre) et la dominance de la micro-exploitation; constituent des contraintes majeures pour la modernisation et le développement du système de production agricole et contribuent à figer l'agriculture dans un système traditionnel [4]. Cette situation s'aggrave davantage avec la déficience des infrastructures de base, l'extrême modestie des interventions étatiques (faible équipement en matériel agricole pour le travail du sol, accès difficile au crédit, carence des services d'encadrement et de vulgarisation...) et le problème d'analphabétisme et le faible taux de scolarisation qui constituent à leur tour un handicap pour une meilleure gestion de l'exploitation agricole.

-La croissance démographique

Dans le système traditionnel, les superficies de terre laissées en jachère étaient très importantes. La jachère avait double rôles, elle permet au sol de se reposer et améliore sa fertilité et elle peut être utilisé comme parcours durant une partie de l'année. Mais avec l'augmentation de la population il y a une régression des jachères [4]. La population locale déclare que la forte croissance démographique, accompagnée du morcellement des exploitations du fait de l'héritage, constitue un obstacle pour l'investissement, la modernisation des techniques et l'amélioration des méthodes culturales. Ce qui diminue les capacités des systèmes d'exploitation en place qui deviennent défectueux pour satisfaire les besoins des familles.

-Dégradation de la forêt

Le faible revenu tiré de l'élevage et de l'agriculture pousse la population à diversifier ses sources de revenus par la pratique d'autres activités complémentaires (travaux occasionnels...). Cependant, ces activités restent peu valorisées et n'assurent pas souvent un revenu stable. Cela incite les usagers à développer d'autres activités beaucoup plus rémunératrices que le travail hors exploitation, afin d'assurer leurs besoins familiaux au détriment des ressources forestières : délits de coupe de bois, déliègeage, charbonnières, surpâturage, association avec les citadins... Ainsi, la forêt se trouve compactée par l'action destructive de l'homme et de son cheptel.

La multiplicité des problèmes a entraîné une dégradation sévère de la forêt, la situation s'est accentuée durant cette dernière décennie à cause de la sécheresse, période durant laquelle les formations végétales forestières ont subi une pression importante. Pour assurer le développement et la conservation des ressources forestières de la zone, tout en respectant les intérêts de la population locale, il est indispensable de mettre en œuvre un certain nombre d'actions viables écologiquement et socio-économiquement. Ces mesures doivent s'intégrer dans une stratégie de développement durable participative basée sur le développement et la conservation du patrimoine forestier et la promotion du développement humain local [2].

3.2. Elaboration d'une stratégie de développement durable participatif

Cette étape est la plus importante, car elle permet de tirer profit de toute la masse de données rassemblées pendant dix sept ans d'étude. Ce qui nous a permis d'analyser les vrais problèmes structurels, les entraves au développement de la zone d'étude et enfin d'émettre un avis sur une stratégie générale conçue dans un cadre global de développement durable participatif, ayant comme finalité le développement humain dans le but de diminuer la pression qui s'exerce sur la forêt et en la situant dans son cadre global.

La particularité de cette stratégie réside dans son processus d'implication de tous les acteurs concernés par la question du développement durable. Trois principaux objectifs sont assignés à cette stratégie ; le principal objectif écologique consiste en la conservation et la réhabilitation de la forêt et les terres agricoles; le principal objectif social est d'assurer l'amélioration du niveau de vie de la population usagère, par l'intermédiaire d'une augmentation de leur revenu; et le principal objectif économique peut être formulé comme le développement du contexte économique local et régional, en assurant l'efficacité maximale de la production agricole.

3.2.1. Actions pour la conservation et réhabilitation de la forêt

Tenant compte des conditions écologiques du milieu, des potentialités forestières et pastorales de la forêt et des conditions socio-économiques de la population usagère, la mise en œuvre d'un aménagement forestier visant la conservation et le développement des peuplements forestiers est impératif. Les objectifs à court terme assignés à cet aménagement peuvent se résumer comme suit : Reconstituer les peuplements de chêne liège par voie de régénération assistée; conserver et améliorer les peuplements forestiers; et enfin développer et améliorer la production fourragère de la forêt [5]. La préoccupation majeure de cet aménagement se manifeste dans la reconstitution de la forêt par le biais de la régénération assistée du chêne liège. Il est indispensable aussi de développer et introduire des espèces arbustives locales ou adaptées dans les parcours en fonction des caractéristiques écologiques. La strate herbacée est caractérisée par une dominance des annuelles, les espèces pérennes sont quasiment rares, et aussi par une dominance des autres herbacées, autre que les légumineuses et les graminées, de faible valeur fourragère. Il est donc nécessaire pour augmenter la durée d'utilisation et la qualité de ces parcours, d'améliorer la strate herbacée par le développement des espèces pastorales vivaces, de très bonne qualité fourragère, locales et adaptées à ces milieux. La mise en défens est une intervention essentielle qui doit accompagner toute action de régénération et d'amélioration sylvopastorale. C'est une technique qui permet la reconstitution des peuplements forestiers, la valorisation et la restauration des potentialités pastorales herbacées et arbustives. Une fois la mise en défens est installée, on prévoit d'une part, de faire respecter l'interdiction et d'autre part de réussir les travaux protégés; cependant le respect de la mise en défens dépend plus du consentement de la population que de l'effet gendarme.

3.2.2. Actions pour la conservation des terres agricoles et développement des activités de production

Selon les souhaits et les attentes de la population locale, et en accord avec les orientations des services concernés, les actions suivantes devraient être envisagées :

-Techniques de conservation des terres agricoles

Sur la base des critères, économiques (coûts et frais de production, rendements agricoles; production animale; revenus), écologiques (rétention de l'eau dans le sol; densité du couvert végétal; fertilisation; réduction de la perte en sol) et socioculturels (cohésion sociale/organisation de la population; création d'emplois; valorisation du foncier; réduction du temps de travail et disponibilité pour d'autres activités.), les techniques proposées sont, le système céréalier amélioré avec rotation et utilisation des bandes enherbées ; le système céréalier amélioré avec rotation céréales/légumineuses fourragères ; le système céréales/légumineuses avec olivier en ligne Le système céréalier amélioré avec traitement des rigoles et ravins Le système céréalier amélioré avec rotation céréales/légumineuses alimentaires

-Développement des actions agro-forestières

Dans le but d'atténuer la pression sur la forêt, en réduisant les prélèvements du bois de feu, bois de service et du fourrage, d'augmenter le revenu de la population usagère, et aussi afin de restaurer et de fixer les sols dégradés, il est nécessaire de développer des plantations sylvopastorales et des plantations fruitières autour des douars, au niveau des exploitations agricoles, et à proximité des habitations. Les plantations sylvopastorales (fourrage, bois de feu, bois de service, fixation du sol), peuvent être réalisées à base de : *Opuntia ficus indica*, *Acacia cyanophylla*, *Eucalyptus*. Alors que les plantations fruitières peuvent être réalisées à base d'olivier.

-Valorisation des systèmes de culture

Les facteurs de production (semences sélectionnées, les engrais, les produits phytosanitaires) sont peu utilisés par la population usagère, car l'augmentation de leurs prix (surtout quand les premiers signes d'une sécheresse s'annoncent) réduit énormément leur utilisation déjà médiocre. Ceci aura des conséquences négatives sur le développement de l'agriculture. Par conséquent pour une mise à niveau de ce secteur il faudrait, subventionner les intrants agricoles; accorder des prix préférentiels pour les exploitants les plus démunis; régulariser et contrôler le marché des intrants; et l'organisation de la population en coopérative de production.

-Amélioration de l'élevage

Un certain nombre d'actions pourront être réalisées en vue d'améliorer la productivité de l'élevage dans la zone. Ces actions, qui relèvent pour l'essentiel de la compétence du service de l'élevage, peuvent comprendre, un meilleur encadrement de la population par un suivi régulier du cheptel ; amélioration des conditions d'hygiène du troupeau et plus généralement de la santé animale, et ceci par l'intensification des campagnes de vaccination des maladies contagieuses et de traitement contre les parasites externes et internes; et par la réalisation des campagnes de sensibilisation et de vulgarisation pour les éleveurs; et la mise en place d'un programme d'amélioration génétique permettant d'améliorer progressivement la productivité du cheptel.

3.2.3. Actions d'accompagnement

La réussite d'une stratégie de développement durable est subordonnée à la mise en œuvre d'un ensemble de mesures d'accompagnement destinées à rendre réalisables les actions d'aménagement proposées. Ces mesures d'accompagnement concernent :

-Amélioration de la situation de la femme

Malgré leur contribution à la sécurité alimentaire, les femmes restent en général des acteurs invisibles du développement [6]. Leur implication, au même titre que les hommes dans les processus de décision apparaît alors parmi les composantes essentielles du développement durable des ressources naturelles. L'intégration de la femme dans une stratégie participative de conservation et développement s'avère donc impérative, non seulement du fait du rôle économique et social qu'elle joue, mais aussi pour le savoir et savoir-faire qu'elle transmet de génération en génération, de son engagement et de sa motivation à préserver l'équilibre de l'environnement dans lequel elle évolue. Dans cette optique, nous envisageons plusieurs actions. L'amélioration de l'encadrement sanitaire par la réalisation des séances de sensibilisation en matière d'hygiène et de planification familiale; la mise à la disposition des femmes des moyens contraceptifs et par les soins contre les maladies des enfants (fièvre, diarrhée...); encourager la scolarisation des filles; organisation des cours d'analphabétisme pour les femmes; et encourager la création d'une coopérative féminine pour l'artisanat ou le petit élevage (aviculture, cuniculture), afin d'améliorer le revenu des femmes.

-Organisation de la population

L'organisation de la population est une condition indispensable pour gérer de manière durable les ressources naturelles en général et forestières en particulier. En effet, les actions suivantes devront être envisagées: organisation de la population en groupements d'usagers et organisation de la population selon des coopératives.

-Education et sensibilisation

Pour garantir la réussite de toutes actions de conservation et de développement, il est très utile de développer une prise de conscience chez les différentes catégories de la population pour l'intérêt des ressources naturelles. Pour ce faire, des actions d'éducation et de sensibilisation devraient être envisagées et viser la population usagère, les écoliers et les lycéens, les enseignants, les décideurs et gestionnaires locaux. En effet, pour chaque groupe cible, il faudrait prévoir des activités précises pour atteindre l'objectif visé. Le concours des Médias, de la communauté scientifique, des services administratifs et des ONG est primordial pour atteindre cette finalité.

3.2.4. Actions d'appui

Les principales actions nécessaires pour l'appui de la réussite du programme de la stratégie de développement concernent principalement le développement des infrastructures socio-économiques et assurer des bonnes conditions d'investissement privé dans la zone.

Infrastructures socio-économiques

Le développement du monde rural est lié étroitement au développement de ces infrastructures socio-économiques. De ce fait, il y a lieu de prévoir la construction des écoles supplémentaires, œuvrer pour la création des internats pour les filles et les garçons, ainsi que le développement du transport commun liant les douars aux villes et centres urbains proches. Les pistes qui desservent la majorité des douars demandent des aménagements qui permettent aux habitants d'accéder à leurs habitations en tout temps. Dans ce sens, l'état doit mobiliser les fonds nécessaires pour mettre en place l'infrastructure routière adéquate permettant de désenclaver plusieurs douars, ce qui va faciliter le déplacement des personnes et l'écoulement des produits vers l'extérieur et l'intérieur. La généralisation de l'électricité, de l'eau potable et les services de santé sont les principales revendications de la population locale. En effet, ce genre d'investissement va réduire l'écart entre les opportunités offertes par les milieux ruraux et urbains et aussi réduire l'exode rural.

CONCLUSION

L'approche dans laquelle s'inscrit cette stratégie de développement durable participatif, suppose que le développement des zones forestières et péri-forestières est l'affaire de tous. En effet, tous les acteurs sont impliqués dans le processus de mise en œuvre des mesures et d'utilisation durable des

ressources naturelles. En effet, la faisabilité de la stratégie proposée et la réussite de l'ensemble des actions citées ci-dessus, nécessite des efforts continus et à long terme émanant d'une volonté politique et d'une mobilisation de tous les acteurs de développement (administrations publiques, usagers, communes rurales, professionnels, promoteurs, chercheurs, ONGs...), qui devraient travailler en harmonie dans une démarche cohérente pour la promotion du développement durable des ressources forestières et péri-forestières de la zone, moyennant la valorisation des capacités humaines, la protection et la sauvegarde des ressources naturelles.

Références

[1] N. Machouri, Potentialités pastorales et systèmes d'exploitation des zones forestières et périforestières. Evaluation en vue de l'élaboration d'une stratégie de développement durable participatif. Thèse de doctorat, Option : Gestion de l'Environnement et Développement Durable. UFR. Chaire UNESCO-GN. Université M^{ed} V, Faculté des Lettres et Sciences Humaines. Rabat et Université de Ca' Foscari. Venise. Italie. (2005) pp. 444.

[2] N. Machouri, Élaboration d'une stratégie participative de développement durable pour les subéraies atlantiques marocaine et leurs espaces péri-forestiers. Actes du colloque international francophone «Eau, Déchets et Développement Durable», Egypte. Publication de l'université de Senghor. Volume développement durable (2010), 175-184.

[3] N.Machouri, La dégradation des subéraies atlantiques marocaines: entre fragilité naturelle, actions anthropique et techniques de gestion forestière (Le cas de quatre subéraies atlantiques). Revue de Géographie du Maroc (RGM), Nouvelle série, Volume 27, N°1-2, (2012), 61-78.

[4] N. Machouri, Changement de mode de vie de la population et conséquences sur la durabilité des ressources forestières, le cas des communes rurales de sidi Bettache et Bir Ennasr (province de Benslimane). Revue de Géographie du Maroc (RGM), Nouvelle série, Volume 25, N°1-2. (2009), 131-146.

[5] A. Laouina, M. Aderghal, J. Al Karkouri, M. Antari, M. Chaker, Y. Laghazi, I. Machmachi, N. Machouri, R. Nafaa, K. Naïmi, A. Noura, M. Sfa , The efforts for cork oak forest management and their effects on soil conservation. Forest Systems (2010) 19(2), 263-277.

[6] N. Machouri, M. Sabir, Rôle socio-économique de la femme rifaine dans la gestion des ressources naturelles. Cas de deux terroirs du Rif Occidental (Bettara et Ifkirene). Bulletin du Réseau Erosion. IRD. N° 21, Montpellier, France. (2002), 384-398

Suivi de la déforestation par télédétection Haute-résolution dans le département de Médina Yoro Foulah (Haute-Casamance, Sénégal)

Boubacar SOLL¹, El Hadji Balla DIEYE^{#1}, Oumar SY^{###1}, Boubacar BARRY^{####1}

¹ Laboratoire de Géomatique et d'Environnement, Département de Géographie, UFR des Sciences et Technologies, Université Assane Seck de Ziguinchor (Sénégal)

[#]b.solly1087@zig.univ.sn, [#]edieye@univ-zig.sn, ^{###}youmarsy@gmail.com, ^{####}b.barry1062@zig.univ.sn

Résumé

En Haute-Casamance, particulièrement dans le département de Médina Yoro Foulah, frontalier avec la Gambie, la végétation est aujourd'hui profondément altérée par les variations de la pluviométrie combinées aux actions de l'homme. Chaque année, plusieurs hectares de forêt disparaissent. L'objectif de cette étude est d'analyser les modifications de la couverture végétale à partir d'une cartographie diachronique des changements de l'occupation du sol. La méthodologie adoptée se base sur le traitement et l'analyse des images du satellite Landsat (TM 1987, ETM+ 2003 et OLI_TIRS 2018), et sur la collecte et l'analyse de données socioéconomiques. Les résultats mettent en évidence une couverture végétale qui a profondément diminué entre 1987 et 2018. En effet, les forêts et les savanes qui étaient prédominantes avant 1987 ont connu une régression de 8,3 % entre 1987-2003, soit 39 120,8 ha, contre une augmentation des surfaces agricoles de 5,6 % soit 26 318,3 ha. Ces dernières se sont d'ailleurs renforcées de 51 734,5 ha soit une augmentation de 11 % de leurs surfaces entre 2003-2018. Les principaux facteurs à l'origine de cette déforestation sont les défrichements agricoles, les feux de brousse, les coupes non contrôlées de bois, l'augmentation de la population et les variations pluviométriques.

Mots clés : Déforestation, Télédétection, Coupe de bois, Médina Yoro Foulah, Sénégal

Monitoring of deforestation by high resolution remote sensing in Medina Yoro Foulah department (Haute-Casamance, Senegal)

Abstract

In Haute-Casamance, particularly in the department of Medina Yoro Foulah, bordering with The Gambia, the vegetation is today deeply altered by the variations of the rainfall combined with the actions of the man. Each year, several hectares of forest disappear. The objective of this study is to analyze changes in vegetation cover from a diachronic mapping of land cover. The methodology adopted is based on the processing and analysis of Landsat satellite imagery (TM 1987, ETM + 2003 and OLI_TIRS 2018), and the collection and analysis of socio-economic data. The results show a vegetation cover that declined significantly between 1987 and 2018. In fact, the forests and savannahs that were predominant before 1987 fell by 8.3% between 1987 and 2003 whether 39,120.8 ha, compared with an increase in agricultural area of 5.6% or 26,318.3 ha. The latter also increased by 51,734.5 ha, representing an 11% increase in surface area between 2003 and 2018. The main factors causing this deforestation are agricultural clearing, bush fires, uncontrolled logging, population growth and rainfall variations.

Key Words: Deforestation, Remote sensing, wood cutting, Médina Yoro Foulah, Senegal

3. INTRODUCTION

Dans la plupart des régions d'Afrique, la végétation a été profondément altérée par les actions anthropiques [1]. Les coupes abusives et l'expansion agricole représentent les deux principales causes directes de déboisement [2]. Le département de Médina Yoro Foulah, situé dans la région administrative de Kolda, à la frontière avec la Gambie (fig. 1), n'échappe pas à cette situation.

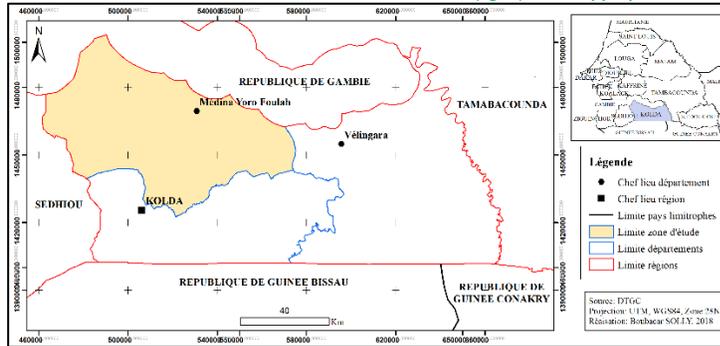


Figure 1 : Localisation de la zone d'étude

En effet, chaque année, plusieurs hectares de forêt disparaissent sous le coup puissant des facteurs naturels et anthropiques. Face à l'ampleur de la déforestation dans ce département, la connaissance de l'état des surfaces forestières s'avère plus que nécessaire pour une meilleure gestion. Les données et méthodes de télédétection, utilisées dans cette étude, sont devenues aujourd'hui incontournables pour la cartographie et l'analyse des changements dans le temps et dans l'espace. Elles permettent de couvrir une zone donnée en relativement peu de temps, de réduire les coûts de sondage, de décrire visuellement une situation donnée et son évolution, mais aussi d'évaluer rétrospectivement les changements [3-4-5-6]. Elles sont aujourd'hui suggérées comme un des principaux outils méthodologiques de mesure de la déforestation [3]. L'objectif de cette étude est ainsi d'analyser les modifications de la couverture végétale à partir d'une cartographie diachronique des changements de l'occupation du sol dans le département de Médina Yoro Foulah.

2. DONNÉES ET MÉTHODES

La cartographie diachronique de l'occupation du sol est basée sur l'utilisation d'images satellitaires Landsat acquises entre 1987 et 2018 (TM 1987, ETM+ 2003 et OLI_TIRS 2018) associées à des images Google Earth (2004) et Sentinel 2 (2018). Pour une bonne superposition des pixels, ces différentes images ont subi au préalable une correction géométrique [7]. La méthode de classification non supervisée par emboîtement adoptée a permis de regrouper les pixels similaires des images dans des classes spectrales. Elle s'appuie sur l'élaboration de masque successif sur les différentes classes spectrales obtenues et leur classification emboîtée jusqu'à ce qu'il ne soit plus possible de détecter des pixels n'appartenant pas au masque. L'interprétation des images Landsat (compositions colorées infra rouge fausses couleurs) et des données Sentinel 2 et Google earth, le calcul de néocanaux (ACP et NDVI) et les relevés de terrain ont permis la définition des classes thématiques et la validation des résultats de la classification non supervisée.

Les données socioéconomiques ont été collectées sur le terrain dans cinq (5) localités par le biais d'un questionnaire et d'un guide d'entretien. La méthode d'échantillonnage utilisée est de type aléatoire simple. L'unité d'échantillonnage est le ménage, et l'unité de sondage le chef de ménage. Le taux de sondage des ménages par localité est de 20 %. Au total, 111 chefs de ménages ont été interrogés.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

3.1. Évolution de l'occupation des sols en 1987, 2003 et 2018 dans le département de Médina Yoro Foulah

La carte de l'occupation du sol révèle une réduction importante de la forêt et de la savane entre 1987 et 2018, en faveur des zones de culture (fig. 2). Cette réduction se fait suivant un gradient nord-sud.

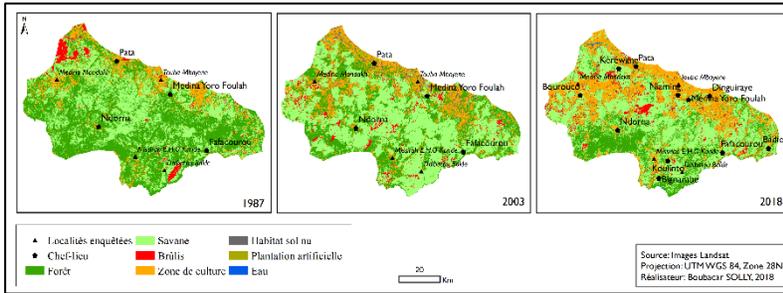


Figure 2 : Cartes d'occupation des sols en 1987, 2003 et 2018
 En termes de superficie, les résultats indiquent une perte importante de la couverture forestière (tabl. I).

Tableau I : État de l'occupation du sol (en hectare et en pourcentage) en 1987, 2003 et 2018

Classes	1987		2003		2018	
	Ha	%	Ha	%	Ha	%
Forêt	224 940,7	47,8	125 521	26,7	94 115,9	20
Savane	177 507,5	37,7	237 806,4	50,6	215 597,9	45,8
Brûlis	13 486,8	2,9	13 621,8	2,9	12 705,1	2,7
Zone de culture	52 021,8	11,1	78 340,1	16,7	130 074,7	27,7
Habitat et sol nu	2 159,2	0,5	14 688,2	3,1	17 217,4	3,7
Plantation artificielle	34,3	0	189	0	183,6	0
Eau	116,1	0	99,8	0	371,8	0,1
Total	470 266,3	100	470 266,3	100	470 266,3	100

En 1987 la forêt et la savane occupaient plus de 85 % du sol. Entre 1987 et 2003, elles ont perdu 39 120,8 ha contre une augmentation des zones de culture de 26 318,3 ha. Les surfaces brûlées ont connu une légère augmentation en passant de 13 486,8 ha en 1987 à 13 621,8 ha en 2003. En 2018, la couverture végétale couvre 65,8 % de l'occupation du sol. Elle a perdu 53 613,6 ha de sa superficie entre 2003 et 2018. Les zones de culture ont augmenté de 51 734,5 ha. Au total, les zones de cultures ont augmenté de 16,6 % entre 1987 et 2018, contre une perte de 19,7 % des formations forestières.

3.2. Changements d'occupation des sols entre 1987-2018 dans le département de Médina Yoro Foulah

La figure 3 indique les changements survenus entre 1987 et 2018 en termes de progression, régression et stabilité (fig. 3).

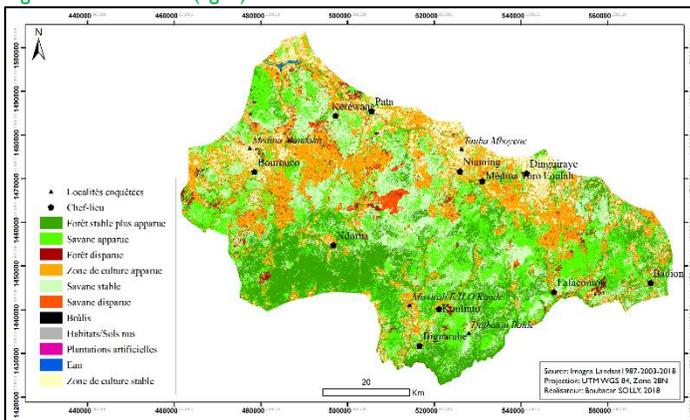


Figure 3 : Changement d'occupation des sols entre 1987 et 2018

D'une manière générale, la forêt a régressé en faveur de la savane, et les zones de cultures ont progressé sur les surfaces initialement occupées par la forêt et la savane. En termes de superficie, les résultats indiquent une régression importante de la forêt de 130 824,5 ha, une timide progression de la savane de 38 090,2 ha contre une progression importante des zones de culture de 78 052,9 ha. Les zones d'habitat associées aux sols nus ont connu elles aussi une progression de 15 058,2 ha. Quant aux surfaces affectées par le feu, elles ont connu une régression de 781,7 ha.

3.3. Facteurs à l'origine de la déforestation dans le département de Médina Yoro Foulah

La cartographie spatio-temporelle des changements de l'occupation du sol a montré que l'extension des terres agricoles et les feux de brousse sont les causes principales de la déforestation dans le département de Médina Yoro Foulah. Cette extension s'explique par l'arrivée des migrants de l'arachide du Saloum [8], à la recherche de nouvelles terres agricoles [9]. Ce facteur a entraîné avec la coupe du bois, la disparition de 92 734,4 ha de la couverture végétale en 30 ans. Ce déboisement se conjugue avec l'augmentation de la population passée de 99 875 hbts à 138 084 hbts entre 2002 et 2013 et de l'éclatement de l'habitat (le nombre de localités passe de 327 à 558 durant la même période) [10]. Quant aux feux de brousse, la répartition des surfaces brûlées sur les différentes cartes indique leur importance et leur étalement. Il est le principal agent de la constitution des savanes boisées [11]. Il empêche la régénération naturelle de la strate arbustive et la repousse des rejets. Outre les actions anthropiques, la variation pluviométrique est aussi un facteur déterminant de la modification de la couverture végétale [12]. Selon les populations, les conséquences sont la mortalité des arbres, le stress hydrique, le raccourcissement du cycle végétatif, la diminution de la taille de certaines espèces et la rareté de certains produits forestiers. De même, elle a amplifié les feux de brousse et accéléré la décadence de certaines activités agro-sylvo-pastorales.

CONCLUSION

L'utilisation des données de télédétection a permis de cartographier et de quantifier l'étendue de la déforestation dans le département de Médina Yoro Foulah. Les résultats montrent que la couverture végétale a fortement diminué entre 1987 et 2018. Au total, 92 734,4 ha de cette couverture ont disparu à cause des défrichements agricoles, des feux de brousse, des coupes abusives et illicites du bois, et la variabilité des conditions pluviométriques. Les conséquences sont sans précédent sur les activités agro-sylvo-pastorales, la faune et sur la flore.

Références

- [1] F. WHITE, La végétation de l'Afrique, ORSTOM, UNESCO, Paris, 1986, 384 p.
- [2] S.L. ARIORI, P. OZER, Évolution des ressources forestières en Afrique de l'Ouest soudano-sahélienne au cours des 50 dernières années, *Revue Geo-Eco-Trop*, 29, 2005, 61-68.
- [3] M. Tsayem Demaze, La télédétection en tant qu'outil de mesure de la réduction de la déforestation (REDD). *Revue télédétection, Recherche et application*, volume 9 (3-4), 2011, 245-257.
- [4] FAO, Évaluation des ressources forestières mondiales 2010 : Rapport principal. Etude FAO forêt 163, Rome, 2010 b, 348 p.
- [5] M. Pain-Orcet, D. LO Seen, N. Fauvet, J-F. Trebuchon, B. Dipapoundji, Les cartes, la télédétection et les SIG, des outils pour la gestion et l'aménagement des forêts tropicales d'Afrique Centrale. Rapport CIRAD-Forêt, Campus International de Baillarguet, Montpellier, 1998, 27 p.
- [6] ANONYME, Cartographie et télédétection des ressources de la République du Sénégal. Etude de la géologie, de l'hydrogéologie, des sols, de la végétation et des potentiels d'utilisation des sols, Rapport, DAT/USAID/RSI, 1986, 653 p.
- [7] M.C. GIRARD, C. M. GIRARD, Traitement des données de télédétection : Environnement et ressources naturelles. Dunod, Paris, 2e édition, 2010, 553 p.
- [8] M. SIDIBE, Migrants de l'arachide. La conquête de la forêt classée de Pata. Casamance, Sénégal, IRD éditions, Paris, 2005, 301 p.
- [9] S. FANCHETTE, Colonisation des terres sylvo-pastorales et conflits fonciers en Haute-Casamance, *Collection Tenures foncières pastorales*, n° 13, 1999, 41.
- [10] RGPHAE, Recensement Général de la Population, de l'Habitat, de l'Agriculture et de l'Elevage de 2013. Rapport final, 2014, 417 p.
- [11] A. AUBREVILLE, *Climats, forêts et désertification de l'Afrique tropicale*. Société d'éditions géographiques, maritimes et coloniales, Paris, 1949, 351 p.
- [12] T. SANE, La variabilité climatique et ses conséquences sur l'environnement et les activités humaines en Haute-Casamance (Sud Sénégal). Thèse de Doctorat de 3ème Cycle, FLSH, UCAD, Dakar, 2003, 370 p

Évaluation du risque d'érosion des sols à l'aide du modèle SWAT

Narjes Chaabane Ben Salah ⁽¹⁾ ; Habib Abida ⁽²⁾

⁽¹⁾ Institut Supérieur des Etudes Technologiques de Sfax narjes.chaabane@isetsf.rnu.tn,

⁽²⁾ Faculté des Sciences de Sfax habib.abida@fss.rnu.tn

⁽¹⁾ et ⁽²⁾ Laboratoire de Recherche Modélisation des Systèmes Géologiques et Hydrologiques « GEOMODELE » ; Faculté des Sciences de Sfax

Résumé :

Cette étude s'intéresse à la modélisation de l'érosion hydrique du bassin versant d'Oued Hatab (2200 km²) situé en Tunisie Centrale. Ce bassin, à relief accidenté, est soumis à un climat semi-aride caractérisé par une pluviométrie irrégulière à fort potentiel érosif. Suite à ces conditions climatiques et topographiques, la zone d'étude souffre d'une insuffisance des ressources en eau et gravement affecté par l'érosion hydrique ce qui a nécessité des interventions de conservation des eaux et du sol.

L'objectif de ce travail est la simulation de l'érosion hydrique et sa répartition spatiale dans le Bassin Versant d'Oued Hatab. L'outil utilisé est le modèle SWAT (Soil and Water Assessment Tool). Le calage et la validation du modèle ont été assurés sur la base d'une comparaison des débits simulés aux débits observés à l'exutoire du bassin, durant les périodes 1987-1988 et 1988-1990 respectivement. En termes d'érosion, le modèle a donné des valeurs de production de sédiment de 1,15 t/ha/an et 5,37 t/ha/an pendant les périodes de calage et de validation respectivement. Dans l'analyse de la variabilité spatiale de l'érosion, 6 parmi les 47 sous bassins ont été montrés très vulnérables à l'érosion et sont par conséquent prioritaires en termes des aménagements anti-érosifs.

Mots-clés : Modélisation de l'érosion, le modèle SWAT, Tunisie Centrale, BV Oued Hatab.

Assessment of soil erosion risk using SWAT model

Abstract:

This study is interested in the modeling of water erosion in the Wadi Hatab Watershed (2200 km²) located in Central Tunisia. This mountainous basin is subject to a semi-arid climate characterized by erratic rainfall with high erosive potential. As a result of these climatic and topographic conditions, the study basin suffers from a lack of surface water resources and is severely affected by water erosion, which has necessitated water and soil conservation works.

The objective of this study is to simulate water erosion and its spatial distribution in the Wadi Hatab Basin. The tool used is SWAT model (Soil and Water Assessment Tool). Calibration and validation of the model were performed on the basis of a comparison of simulated flow rates to discharges observed at the outlet of the basin, during the periods (1987-1988) and (1988-1990). In terms of erosion, the model yielded sediment production values of 1.15t/ha/yr and 5.37t/ha/yr during the calibration and validation periods respectively. In the analysis of the spatial variability of erosion, 6 of the 47 sub-basins were shown to be highly vulnerable to erosion and are therefore prioritized in terms of erosion control.

Keywords: Modeling of erosion, SWAT, Central Tunisia, Wadi Hatab Watershed

Introduction

Les ressources en sol de la région de Kasserine, site du bassin d'étude, sont menacées par l'érosion hydrique. En effet, le relief accidenté, les pluies intenses, la nature du sol, le surpâturage et les pratiques agricoles ont favorisé le processus de l'érosion dans cette région. Selon la carte d'érosion [1], 53% de la superficie de la région sont touchés par l'érosion hydrique dont environ 19 % sont gravement menacés et nécessitent des interventions urgentes. Dans ce cadre, cette étude vise à appliquer le modèle SWAT pour évaluer l'érosion hydrique, analyser sa répartition spatiale et l'identification des sous bassins les plus vulnérables à l'érosion. Le modèle a été mis en œuvre durant la période 1985 à 1990, dont les deux premières années ont été utilisées pour l'échauffement du modèle. Le calage et la validation du modèle ont été effectués à pas de temps journalier et mensuel, par comparaison du débit observé à l'exutoire du bassin sur les périodes (1987-1988) et (1989-1990) respectivement, La période 1990-2010 a été utilisée pour étudier l'impact des aménagements anti-érosifs.

I. Matériels et méthodes

I.1. Description du bassin d'étude

Cette étude est réalisée au niveau du bassin versant de l'Oued Hatab (Figure 1) situé en Tunisie Centrale. Ce bassin, appartenant à la branche sud d'oued Zeroud, couvre approximativement une superficie de 2200 km², dont 90 km² se trouvent en Algérie, [2] et [3]. Le relief du bassin est assez accidenté. Environ 11% de la superficie du bassin est caractérisé par des pentes supérieures à 10 %. Le bassin d'étude est soumis à un climat semi-aride caractérisé par une pluviométrie irrégulière dans le temps et dans l'espace. Sur ce bassin, des aménagements anti-érosifs sont réalisés selon la stratégie nationale de conservation des eaux et du sol qui a été échelonnés en deux décennies 1990-2001 et 2002-2010.

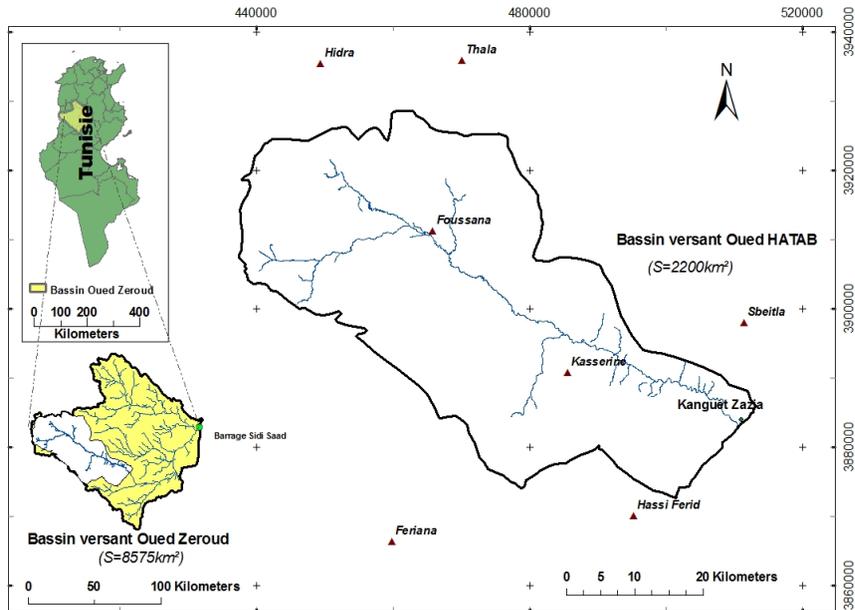


Figure 1: Situation géographique du bassin versant d'Oued Hatab

I.2. Présentation du modèle SWAT

Le modèle SWAT a été développé par l'USDA, Service de recherche du Ministère de l'Agriculture des Etats-Unis, [4] et [5]. Ce modèle, à base physique semi distribué à pas de temps journalier, permet de simuler l'impact du changement d'occupation des sols sur l'eau, les sédiments et les rendements des apports agricoles sur des bassins versants caractérisés par des hétérogénéités spatiales du sol, des usages et de pratiques sur de longues périodes [6]. L'unité de calcul de SWAT est l'unité de réponse hydrologique « HRU », qui est le résultat d'une combinaison spatiale de l'occupation du sol, de la pédologie et de sous bassins versants ; chaque HRU est supposée présenter un comportement hydrologique homogène. Le modèle SWAT divise l'hydrologie d'un bassin versant en deux grandes phases. Une phase terrestre qui regroupe l'ensemble des échanges verticaux : l'évapotranspiration, l'infiltration et la percolation ; et horizontaux : Écoulement de surface et hypodermique. La deuxième

phase est la phase fluviale qui assure le cheminement des apports en eau de chacun des URHs jusqu'à l'exutoire principal du bassin versant, par le réseau hydrographique.

1.3. Création de base de données et mise en œuvre du modèle

SWAT est un modèle qui nécessite un grand nombre de données. Avant sa mise en œuvre, nous avons préparé un nombre important de paramètres d'entrée sous différents formats. Ces données concernent notamment, la topographie (Modèle Numérique de Terrain MNT), le réseau hydrographique, la carte pédologique et les propriétés physiques du sol, la carte d'occupation du sol et la végétation, le climat et les aménagements antiérosifs.

Le Modèle Numérique de Terrain (MNT) est issu de la digitalisation et de l'interpolation des courbes de niveau, espacées de 10 m, des cartes topographiques au 1/50000 couvrant tout le secteur d'étude. La carte pédologique, [7], est réalisée à partir de la carte du sol fournie par le Commissariat Régional au Développement Agricole (CRDA) de Kasserine. Cette carte classe les sols en différentes entités pédologiques, dont les trois types les plus dominants sont : unités complexes de sol (34,8 %), les sols bruns calcaires (26,3 %) et les sols peu évolués d'apport (17,3 %). Les caractéristiques requises par le modèle, pour chaque type de sols, ont été recueillies par les différents profils réalisés dans les études antérieures [8] et [9], ainsi que des profils réalisés au CRDA de Kasserine. La classification de l'utilisation du sol a été effectuée à partir de la carte d'occupation [10] fournie par le CRDA. L'occupation du sol est majoritairement caractérisée par les végétations naturelles herbacées (34,7 %), les forêts (33,2 %), les céréales (11,2 %), Halfa (8,1 %), les oliviers (4,9 %) et les cactus (4,6 %). Le reste est formé d'occupations diverses (sol nu, Culture maraîchère, Culture fourragère, zone urbaine et les arbres fruitiers). Les précipitations journalières, de 31 stations, et les débits d'écoulement journalier, enregistrés au niveau de la station hydrométrique Khanguet Zazia, ont été fournies par la Direction Générale des Ressources en Eau (DGRE) pour la période comprise entre 1985 et 2010. Les données climatiques journalières (températures maximale et minimale, vitesse moyenne du vent et humidité relative) ont été fournies par l'Institut National de Météorologie (INM) pour les trois stations : Thela, Kasserine et Sidi Bouzid.

Cette étude a été réalisée en utilisant la version SWAT 2005 (AVSWATX). Le bassin versant a été délimité en utilisant le modèle numérique du terrain, la configuration du réseau hydrographique et le seuil de drainage en 47 sous bassins. Après avoir intégré la carte d'occupation du sol et la carte pédologique, les sous-bassins ont été divisés en 374 unités de réponses hydrologiques. Le modèle a été mis en œuvre durant la période 1985 à 1990, dont les deux premières années ont été utilisées pour l'échauffement du modèle. Le modèle a été calibré à pas de temps journalier et mensuel par comparaison des débits simulés aux débits observés à l'exutoire du bassin versant, station hydrométrique Khanguet Zazia de 1986 à 1987. La validation du modèle a été réalisée sur une durée de deux ans (1989-1990). L'efficacité du modèle a été testée en utilisant des indicateurs statistiques et graphiques. La période 1990-2010 a été utilisée pour étudier l'impact des aménagements antiérosifs [11].

II. Résultats et discussions

Les résultats de calage et de validation du débit d'écoulement à l'exutoire ont été satisfaits à l'échelle journalière et mensuelle, [12]. L'analyse de la variation de la pluviométrie de la période (1987-1990) indique que l'année 1990 est une année assez pluvieuse produisant un écoulement important à l'exutoire au mois de janvier engendrant une perte de sol élevée.

La moyenne de perte de sol, durant la période de simulation (1987-1990), correspond à 3,26 t/ha/an. Cette valeur varie d'un sous bassin à autre et d'une période à autre en fonction de l'interaction de plusieurs facteurs. Dans la période de calage (1987-1988), la perte moyenne de sol est de 1,15 t/ha/an, avec une érosion maximale sur le sous bassin (1) d'une valeur de 12,36 t/ha/an et presque nulle sur les bassins (47), (9) et (14), dont les sous bassins (9) et (14) ont de très faibles superficies. La répartition du rendement de sédiments sur les différents sous bassins est présentée à la Figure 2.a.

Pour la période de validation, 1989-1990, l'apport annuel de sédiment est de 1,13 Millions de tonnes avec une valeur moyenne de perte spécifique de sol de 5,37 t/ha/an. Cette valeur est très élevée par rapport à celle trouvée pendant la période de calage, cela est dû à l'effet des pluies intenses et érosives de l'année 1990. La répartition de perte de sol sur les différents sous bassins présente une valeur maximale sur le sous bassin (1) et minimale sur le sous bassin (14). La Figure 2.b illustre cette variation de perte de sol par sous bassin de la période de validation.

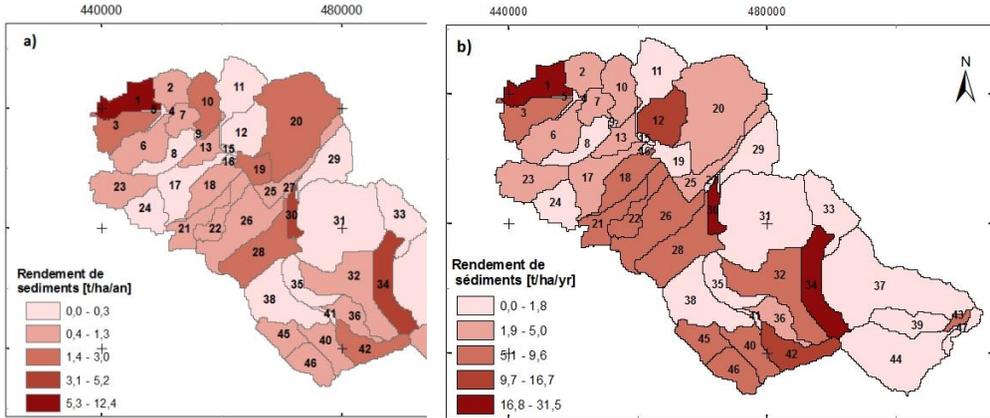


Figure 2 : Simulation de la distribution spatiale de transport de sédiment durant les périodes a) de calage (1987-1988), b) période de validation (1989-1990)

Pour évaluer le niveau de risque à l'érosion sur les différents sous bassins et identifier les sous bassins les plus vulnérables à l'érosion de notre bassin d'étude, nous avons pris les résultats de simulation de la période de validation étant donné que cette période est pluvieuse par rapport à celle de calage et de l'année humide 1990. Le Tableau 1 et la Figure 3 représentent la répartition de perte de sol et le niveau de risque du bassin versant d'Oued Hatab. Les résultats de simulation de l'érosion de l'année 1990 révèlent la gravité du problème de l'érosion sur le bassin d'étude. Environ 34 % des terres sont fortement affectées par l'érosion hydrique dont 10 % sont gravement touchées.

Tableau 1 : Classes du risque érosif [13] ;

Erosion spécifique (t/ha/an)	Classe du risque érosif
0-5	Faible
5-10	Tolérable
10-20	Forte
>20	Très forte

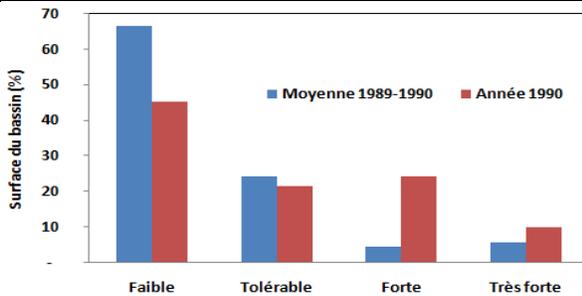


Figure 3 : Histogramme de la perte de sol des périodes de validation et l'année 1990

L'étude de la répartition spatiale de l'érosion sur les différents sous bassins a pour but d'identifier les sous bassins ayant des valeurs de perte de sol élevées afin de prendre des décisions nécessaires de conservation de sol. Les résultats de simulation de l'année 1990 (année humide) indiquent que la perte de sol varie de 60,54 t/ha/an au sous bassin (1) à 0,004 t/ha au sous bassin (14), dont 34 % des terres sont fortement touchées par l'érosion hydrique (valeurs supérieures à 10 t/ha/an).

Selon les résultats des simulations durant la période de calage (relativement sèche) et de validation (période humide), parmi les 47 sous bassins du bassin versant d'Oued Hatab, les sous bassins les plus vulnérables à l'érosion sont les sous bassins (1, 34, 30, 42, 28 et 45). Ces six sous bassins sont majoritairement caractérisés par des pentes supérieures à 4 % et un couvert végétal constitué principalement de forêt, de végétations naturelles herbacées et de céréales. Quant à la pédologie, ces sous bassins sont formés principalement des sols peu évolués d'apport, des sols bruns calcaires et des unités de sols complexes. Les sous-bassins (1, 34, 30, 42, 28 et 45) sont classés comme prioritaires pour le traitement avec les mesures appropriées de conservation des eaux et du sol.

Conclusion

Dans cette étude on a évalué l'érosion hydrique du bassin versant d'Oued Hatab avec le modèle SWAT durant la période (1985-1990). La valeur moyenne du taux d'érosion est de 3,26 t/ha/an ; elle est de 1,51 t/ha/an et 5,37 t/ha/an pour la période de calage et de validation respectivement. En plus, nous avons identifié les sous bassins les plus sensibles à l'érosion et qui demandent des interventions urgentes en matière de conservation des eaux et des sols. Les sous bassins (1, 34, 30, 42, 28 et 45) sont les plus affectés par l'érosion hydrique et nécessitent des interventions de conservation de sol. Les résultats obtenus reflètent une bonne aptitude du modèle SWAT à évaluer l'érosion hydrique, étudier la répartition spatiale de l'érosion, ainsi que l'identification des sous bassins les plus vulnérables à l'érosion. Cette étude démontre que les résultats de modélisation peuvent être utilisés comme outils d'aide à prise de décision en matière de gestion des risques d'érosion.

Références bibliographiques

1. MEDD, Ministère de l'Environnement et du Développement Durable, Mise en œuvre du programme d'action nationale contre la désertification, Programme d'action régional de lutte contre la désertification du Gouvernorat de Kasserine, PALCD (2006).
2. N.R. Kallel, S. Bouzaiane, A. Ghorbel, J.M. Eoche-Duval, J. Claude, Gouyet, R., J.M. Lamachere, Etude hydrologique préliminaire des Oueds Zeroud et Merguellil, (1975). Direction des Ressources en Eau, 6 Tomes, Tunis, Tunisie.
3. S. Bouzaiane, A. Lafforgue, Monographie hydrologique des oueds Zeroud et Merguellil. DGRE – ORSTOM. Tunis, Tunisie, (1986). 1058p.
4. J.G. Arnold, R. Srinivasan, R.S. Muttiah, J.R. Williams, Large area hydrologic modeling and assessment, Part I: Model Development. Journal of the American Water Resources Association 34(1) , (1998), pp 73-89.
5. Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Williams JR, Soil and water assessment tool, theoretical documentation version 2005 Agricultural Research Service Blackland research center (2005). Temple, TEXAS, USA.
6. S.L. Neitsch, J.G. Arnold, J.R. Kiniry, R. Srinivasan, J.R. Williams, Soil and water assessment tool, user's manual. Blackland Research Center; (2002). USDA-ARS, Temple.
7. J. Bernard, Gaddas, R., J. Le floch, A. Le Gall, carte pédologique de Kasserine au 1/50000 (FAO 1965).
8. J. Le Floch, Etude pédologique de la zone focale de Kasserine- Feriana. Etude n° 323, Direction des Sols, Ministère de l'Agriculture, Tunisie (1967), 42 pages et 2 cartes.
9. J. Bernard, Gaddas, R., J. Le floch, A. Le Gall, Etude pédologique de la zone focale de Thala, Foussana, Sbiba , étude N°322 1966, Direction des Sols, Ministère de l'Agriculture, Tunisie, 1/50000)
10. Ministère d'agriculture carte agricole de Kasserine 2004, Tunisie
11. N.Chaabane Ben Salah, H. Abida, Runoff and sediment yield modeling using SWAT model: case of Wadi Hatab basin, central Tunisia. Arabian Journal of Geosciences (2016) 9:579 12p DOI 10.1007/s12517-016-2607-3
12. N. Chaabane Ben Salah, Simulation des flux d'eau et de sédiments dans un bassin aménagé moyennant le modèle agro-hydrologique SWAT: Cas du bassin d'Oued El Hatab (Tunisie Centrale), Thèse de doctorat, ENIT, Tunisie, (2017), 221 p
13. M. Mosbahi, Étude de l'érosion par le modèle hydrologique SWAT: Cas du bassin versant de l'oued Sarrath, thèse de doctorat, Université El Manar Faculté des Sciences de Tunis, (2015), 270p.

Adaptation écologique des groupements de pistachier de l'atlas (*Pistacia atlantica* Desf.) dans la région aride (cas du Sud-Ouest algérien)

Benaradj Abdelkrim¹, Boucherit Hafidha², Hasnaoui Foued³ & Samai Ibtissem⁴

¹Centre Universitaire Salhi Ahmed de Naâma (Algérie), Email: kbenaradj@yahoo.fr

²Centre Universitaire Salhi Ahmed de Naâma (Algérie), Email: h.boucherit@yahoo.fr

³Institut Sylvopastoralisme de Tabarka (Tunisie), Email: fedfoud@gmail.com

⁴Université Badji Mokhtar d'Annaba (Algérie), Email: ibtissemecologie@yahoo.fr

Résumé

Dans le Sud-Oranais, les groupements à *Pistacia atlantica* constituent un patrimoine naturel particulier. Ils sont généralement disséminés entre les plaines steppiques et l'Atlas saharien. L'étude vise à quantifier la richesse et de la diversité floristique dans ces groupements en utilisant la technique des transects linéaires et des relevés floristiques. Les résultats montrent une hétérogénéité qualitative et quantitative selon les descripteurs utilisés (géomorphologie, hydrologique, pédologique et bioclimatique). 270 espèces végétales appartenant à 185 genres et 50 familles ont été recensées. Sur le plan biogéographique la diversité phytogénétique est dominée par les éléments méditerranéens sur les dépressions et les sommets des montagnes. A l'inverse, ce sont les éléments saharo-sindiens largement dominant au Thermo-saharien et au Thermo-méditerranéen. L'aire de répartition des groupements à *Pistacia atlantica* peut couvrir différents étages bioclimatiques selon Emberger (étage aride, semi-aride et saharien) à variante relativement large vers des bioclimats plus secs et plus chauds. Ces groupements montre une parfaite adaptation aux conditions extrêmes. De point de vue édaphique, le *Pistacia atlantica* pousse dans tous les types de sol plus ou moins humide relativement profond à texture (Limono-sableuse, Limono-argileuse) avec une teneur en calcaire. Une meilleure connaissance de *Pistacia atlantica* ; sa biologie, sa phénologie, son habitat et sa dynamique ; devrait permettre dans l'avenir son extension et son maintien dans le Sud-ouest algérien.

Mots clés : *Pistacia atlantica*, groupement, analyse statistique, écologie, Sud-ouest, Algérie

Ecological daptation the Grouping of Pistachio atlas (*Pistacia atlantica* Desf.) in the arid region (case of southwestern Algeria)

Abstract

In South-Oran, the groupings at *Pistacia atlantica* constitute a particular natural heritage. They are generally scattered between the steppe plains and the Saharan Atlas. The study aims to quantify the richness and floristic diversity in these groupings using the technique of linear transects and floristic surveys. The results show a qualitative and quantitative heterogeneity according to the descriptors used (geomorphology, hydrological, pedological and bioclimatic). 270 plant species belonging to 185 genera and 50 families have been identified. Biogeographically, plant genetic diversity is dominated by Mediterranean features on mountain depressions and tops. On the contrary, it is the Saharo-Sindian elements that are largely dominant in the Thermo-Saharan and the Thermo-Mediterranean. The range of *Pistacia atlantica* groupings can cover different bioclimatic stages according to Emberger (arid, semi-arid and Saharan stages) with a relatively wide variation towards drier and warmer bioclimates. These groups show a perfect adaptation to extreme conditions. From an edaphic point of view, *Pistacia atlantica* grows in all types of more or less moist soil relatively deep textured (sandy loam, loam-clay) with a limestone content. A better knowledge of *Pistacia atlantica*; its biology, phenology, habitat and dynamics; should allow in the future its extension and its maintenance in the South-West of Algeria.

Key Words: *Pistacia atlantica*, grouping, statistical analysis, ecology, Southwest, Algeria

4. INTRODUCTION

Le Sud-oranais recèle d'importantes ressources végétales réparties sur les plaines steppiques, les montagnes, les chotts et l'espace présaharien et saharien. Il est aussi considéré comme une région particulièrement riche en ressources naturelles et en diversité biologique. La biodiversité de ces écosystèmes est soumise à une dégradation souvent irréversible et se trouve confrontée à plusieurs altérations [1].

Les pistachiers de l'atlas (*Pistacia atlantica*) sont des essences caractéristiques de la région méditerranéenne, cette espèce, ligneuse et autochtone, xéro-thermophile de la famille des anacardiacées est un arbre par excellence des zones arides, semi-arides et sahariennes [2]. La majeure partie de l'aire de distribution se retrouve en Afrique du Nord (Maroc, Algérie, Tunisie), mais on le retrouve également aux Iles Canaries, en Libye (Cyrénaïque), à Chypre et au Proche-Orient [3]. Il est le plus ubiquiste des arbres du Nord de l'Afrique et du Proche-Orient [4]. Le pistachier de l'Atlas ou

Bétoum (*Pistacia atlantica*), est une espèce végétale la plus caractéristique de l'Atlas algérien comme son nom l'indique. Ainsi, c'est l'arbre le plus fréquent de la steppe et de l'Atlas saharien, à l'état spontané et très dispersé. On le retrouve aussi dans l'Atlas tellien (dans la Mitidja, par exemple), en petits peuplements au niveau des dayas et dans le Hoggar à l'état de pieds isolés ou en bosquets [5]. Monjaize [6] décrit comme une essence par excellence des hautes plaines centrales du Maghreb et des dayas du piémont méridional de l'Atlas Saharien. Il a été abondant ; aujourd'hui très éparse ; il ne se régénère plus que dans les touffes de jujubier dont il est l'hôte.

Le présent travail a pour but d'étudier les aspects écologiques des groupements à *Pistacia atlantica* dans le sud-oranais (Algérie occidentale).

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1. Localisation géographique de la zone d'étude

La zone d'étude s'étend de la frontière Algéro-Marocaine à l'Ouest, jusqu'à la limite de Laghouat (Djebel Amour) à l'Est. Il est délimité (Fig.1): au Nord, par les hautes plaines steppiques, au Sud, Plateforme Saharienne l'Erg Occidental, à l'Est, par Djebel Amour (Wilaya de Laghouat) et à l'Ouest, par la frontière Algéro-Marocaine.

Bio-géographiquement, elle fait partie du secteur de l'Atlas saharien (sous-secteur ASI) et steppique (Hautes Plaines Oranaise H.P.O) au sens de Quézel et Santa [7] ; c'est à dire dans la partie la plus occidentale de l'Algérie.

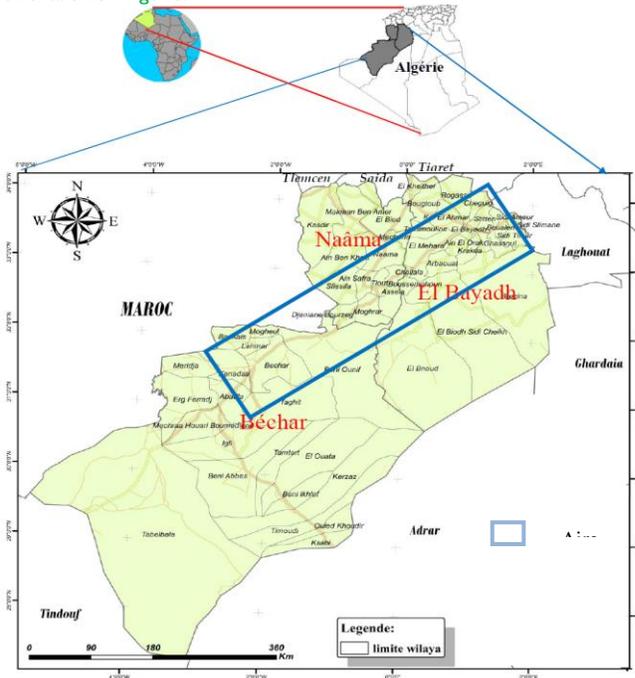


Fig. 1 - Localisation de la zone d'étude.

2.2. Approche méthodologique

La démarche méthodologique se fonde sur trois principales étapes, à savoir : la recherche bibliographique, la prospection et l'investigation sur le terrain et le traitement des données récoltées. Le choix des stations nous a été imposé naturellement par la dissémination du *Pistacia atlantica* dans les régions de l'étude d'El Bayadh, Naama et Béchar. Après avoir détecté une variabilité de la végétation, nous avons réalisé des transects. Leur nombre constitue un quadrillage qui permet de balayer toute la station. Ces transects implantés d'orientation différentes permettent de recouper plusieurs gradients altitudinaux et géomorphologiques (sommets, versants, terrains plats, bas-fonds).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Caractérisation climatique

Dans le sud-oranais, les groupements à *Pistacia atlantica* présentent une grande amplitude bioclimatique et sont soumises à un climat semi-aride, aride à saharien. Ils se contentent d'une faible pluviométrie, de l'ordre de 100 à 250 mm/an et parfois moins. Ce phénomène s'étend des hautes plaines steppiques jusqu'au piémont de l'atlas saharien dont les moyennes annuelles des précipitations oscillent entre 250 mm au Nord et 86 mm au Sud.

Dans la partie sud (cas du nord du Béchar), ces groupements sont localisés là où la pluviométrie à partir de 100 mm/an avec une température moyenne en été dépassant les 45°C [8,9]. Les données relatives à la température montrent des hivers froids ($-7,1 < m < 3,7^{\circ}\text{C}$), et des étés très chauds ($32,6^{\circ}\text{C} < M < 50,1^{\circ}\text{C}$). Ceci coïncide avec les étages de végétation du Méso et du thermo-méditerranéen. Elle est répartie dans le Sud-oranais où le quotient pluviométrique Q_2 (est supérieur à 7,45). Il en résulte que son meilleur développement atteint les altitudes comprises entre 700 et 1400 mètres considérées comme optimales pour cette espèce [1].

Le *Pistacia atlantica* est bien adapté à l'aridité, à la sécheresse et réputé également pour son efficacité dans la fixation du sol par son système racinaire puissant et la fixation des dunes en tant que brise-vent. Son adaptation et sa répartition spatiale lui permet de mieux résister à ce stress écologique permanent.

3.1. Caractérisation édaphique

Du point de vue édaphique, les groupements à *Pistacia atlantica* se sont développés et ont poussé dans tous les types de sol relativement profonds. Les groupements se cantonnent dans les dépressions (dayas), dans l'argile ou les sols limoneux, sol d'apport alluvial (bien que celui-ci puisse se développer aussi sur les roches calcaires) et les sols rocailleux et graveleux. Donc, le *Pistacia atlantica* exige une humidité édaphique associée à d'autres facteurs (texture limono-sableuse et limono-argileuse, pH alcalin et un taux considérables du taux de CaCO_3 [1].

3.2. Caractérisation floristique

L'inventaire floristique réalisé sur l'aire de répartition des groupements à *Pistacia atlantica*, permet de recenser 270 taxons, répartis en 50 familles et 185 genres, ce qui représente 38% des familles de la flore d'Algérie citée par Quézel et Santa [7]. Les groupements à *Pistacia atlantica* dans le sud-oranais présentent une importante diversité floristique sur le plan biologique, systématique et biogéographique (Fig.2). Les types biologiques et phytogéographiques permettent d'apprécier les différentes stratégies d'adaptation de vie et une large répartition géographique.



Fig. 2 - groupements à *Pistacia atlantica* (a- Région de Béchar, b- Région de Naâma, c- Région de El-Bayadh)

Sur le plan systématique, les espèces représentées sont variables, la répartition des familles est hétérogène. Les Asteraceae et les Poaceae Fabaceae et Brassicaceae sont les mieux représentées dans le cortège floristique avec un taux de 48% de la richesse floristique.

L'analyse biologique établie selon la liste floristique globale, montre l'importance et la prédominance des thérophytes sur les autres formes avec 131 espèces soit 48,51%, cette prédominance est caractéristique de la végétation des régions arides qui s'adaptent au milieu saharien et steppique.

De l'analyse biogéographique, il ressort la prédominance de l'élément méditerranéen (23,7%), élément endémique (20,74%) et Saharo-sindiens avec (16,3%), ces 3 éléments comptent un taux élevé de 61 % soit 164 espèces. Cette distribution biogéographique des espèces met en évidence les divers éléments phytochoriques, cette répartition est constituée par un ensemble hétérogène et confirme l'affinité méditerranéenne de la flore de la région qui s'agence entre 3 ensembles les hautes plaines steppiques, l'atlas saharien et la bordure saharienne au Sud.

Le cortège floristique au sein des groupements à *Pistaciaatlantica* cache une grande phytodiversité hétérogène sur plan quantitatif et qualitatif ; celle-ci est liée à la position géographique, à la structure édaphique, à l'histoire géologique, à l'altitude, aux types de végétation méditerranéens steppiques ou sahariennes, à l'orographie, à la diversité des climats, à la topographie, à la nature et à la profondeur des sols, et aux divers degrés de la pression anthropozoiq[ue [1].

CONCLUSION

Dans le Sud-oranais, les groupements à *Pistacia atlantica* ayant une aire botanique très étendue où ils couvrent des surfaces relativement appréciables par milliers d'hectares entre les plaines steppiques et région présaharienne de l'Atlas saharien. Ces pistachiers sont généralement à l'état dispersé (affleurements rocheux, thalwegs, ravins et lits d'oueds) ou regroupé, sous forme de bosquet, essentiellement dans les dépressions alluvionnaires (dayas).

Les groupements à *Pistaciaatlantica* dans le sud-oranais représentent également une importante diversité biologique, systématique et biogéographique. Les types biologiques et phytogéographiques permettent d'apprécier les différences de stratégies de vie et de répartition géographique.

Le *Pistaciaatlantica*, est une espèce d'avenir pour l'Algérie occidentale, sa résistance à tous les aléas écologiques lui confère un statut particulier par rapport aux espèces du Sud algérien. Cet arbre forestier, fruitier et fourrager, endémique du Nord d'Afrique, joue un rôle écologique et socio-économique important pour la population.

Sa conservation et sa multiplication sont donc une nécessité incontournable, les gestionnaires forestiers doivent se pencher sur le problème de la valorisation de cette ressource phytogénétique et lui accorder beaucoup plus d'importance.

Références

- [1] A. Benaradj. Étude phyto-écologique des groupements à *Pistacia atlantica* Desf. dans le sud Oranais (Sud-Ouest algérien. Thèse Doctorat en Foresterie. Département des Ressources Forestières. Faculté des Sciences de la nature de la vie et sciences de la terre et de l'univers. Université Abou Bakr Belkaid Tlemcen. (2017) 269p.
- [2] P. Boudy. Guide forestier en Afrique du Nord. Edition la Maison Rustique, Paris ; (1952) 509p.
- [3] P. Quézel et F. Médail. Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen. Ed. sci. Méd. Elsevier. SAS (2003).
- [4] A. Monjauze. Connaissance du Bétoum (*Pistacia atlantica*). Rev. For. Fr., 32 (4), (1980) 357- 363.
- [5] P. Quézel. L'endémisme dans la flore de l'Algérie. C.R. de la Soc. de Biogéogr. 361 : (1964) 137-149.
- [6] A. Monjauze. Répartition et écologie de *Pistacia atlantica* Desf. en Algérie. Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Du N. 56 (1968) 1–127
- [7] P. Quézel et S. Santa. Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales. Ed. CNRS, Paris, (1962) 1170 p.
- [8] A. Benaradj. Contribution à l'étude phyto-écologique du *Pistacia atlantica* Desf. *atlantica* dans la région de Béchar (Sud-Ouest algérien). Mémoire de Magistère, Faculté des Science de la Nature et de la Vie et Sciences de la Terre et de l'Univers, Université de Tlemcen. (2010) 147p.
- [9] A. Benaradj, H. Boucherit, O. Hasnaoui & M. Bouazza, M. Approach Phytoecological of *Pistacia atlantica* Desf. in the Saharan Atlas (Region of Bechar, Algeria). – Res. Rev. J. Bot. Sci. 2(4), (2013) 1-5.

Phyto-diversité de la steppe à *Hammada scoparia* (Pomel.) dans la région aride de Naâma (Algérie)

Boucherit Hafidha¹, Benaradj Abdelkrim², Boughalem Mostafia³ et Benabdeli Khéloufi⁴

¹ Centre Universitaire Salhi Ahmed de Naâma (Algérie), Email: h.boucherit@yahoo.fr

² Centre Universitaire Salhi Ahmed de Naâma (Algérie), Email: kbenaradj@yahoo.fr

³ Centre Universitaire Belhadj Bouchaib d'Ain Témouchent (Algérie), Email: boughalem_2000@yahoo.fr

⁴ Université de Mascara (Algérie), Email: benabdeli_k@yahoo.fr

Résumé

La steppe à *Hammada scoparia* occupe 3 millions d'ha et représente 15% de la steppe algérienne (20 millions ha). C'est une espèce steppique assez fréquente et caractéristique de l'Atlas Saharien de l'Algérie occidentale. L'objectif de la présente étude est de faire une caractérisation floristique de la steppe à *Hammada scoparia* dans la région de Naâma et contribuera, nous espérons à mieux connaître et à mieux valoriser cette espèce. Les résultats obtenus sur les 300 relevés réalisés a permis d'identifier 223 espèces, 46 familles et 151 genres avec une dominance des thérophytes (51.5%). La composante des plantes annuelles qui sont éphémères varie d'une année à l'autre selon les conditions édaphiques et surtout les précipitations.

Mots clés : *Hammada scoparia*, Amaranthaceae, Floristique, steppe, Naâma

Phyto-diversity of the steppe at *Hammada scoparia* (Pomel.) in the arid region of Naâma (Algeria)

Abstract

The steppe in *Hammada scoparia* occupies 3 million ha and represents 15% of the Algerian steppe (20 million ha). It is a steppe species quite common and characteristic of the Saharan Atlas of western Algeria. The objective of the present study is to make a floristic characterization of the steppe in *Hammada scoparia* in the region of Naâma and will contribute, we hope to know better and to better develop this species. The results obtained from the 300 surveys made it possible to identify 223 species, 46 families and 151 genera with a dominance of therophytes (51.5%). The component of annual plants that are ephemeral varies from one year to another depending on edaphic conditions and especially rainfall.

Key Words: *Hammada scoparia*, Amaranthaceae, Floristic, steppe, Naâma

5. INTRODUCTION

L'espace steppique en Algérie couvre, selon l'identification, entre 16 et 26 millions d'hectares et joue un rôle déterminant dans la lutte contre la désertification. L'équilibre de l'écosystème steppique dans ce territoire a été pour longtemps, assuré par une certaine maîtrise de son exploitation. La wilaya de Naâma, à l'instar des wilayas steppiennes, connaît la même situation d'autant plus que 74 % de son territoire relève des terrains de parcours. Elle se trouve exposée à une destruction inquiétante de la couverture végétale pérenne induisant et encourageant le phénomène de la désertification. Les surfaces végétales sont passées de 40% de la surface pastorale globale à 20%. Des espèces envahissantes telles que le remth (*Hammada scoparia*) et le methnane (*Thymelaea microphylla*). Plus adaptées aux nouveaux milieux très pauvres, apparaissent [1].

La steppe à remth (*Hammadascoparia*) qui fait l'objet du présent travail occupe les habitats caractérisés par des croûtes calcaires et les glacis d'érosion plats, pierreux encroûtés en surface, elle est limitée aux zones comprises entre 100 et 150 mm de précipitations annuelles et assure la transition entre, d'une part les steppes à alfa, sparte et armoise blanche, végétation typique des hautes plaines steppiennes où prédominent l'élément floristique méditerranéen et d'autre part la végétation du Sahara caractérisée par un mode de distribution spatiale contractée [2,3] et où les taxons saharo-arabiques deviennent majoritaires.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

Des travaux de terrain ont permis de vérifier et compléter l'information disponible et fournir des éléments complémentaires. Par souci de fiabilité, les investigations sur le terrain ont été menées à la période du printemps où les espèces végétales pérennes et annuelles sont en plein développement.

L'étude porte sur la partie méridionale de la wilaya de Naâma (Atlas saharien) à influence saharienne bien marquée sur le paysage et qui couvre environ un 1/4 de la surface totale (24%) de la wilaya soit 705 600 Hectares. Cette zone s'étend de 32° à 34° de latitude Nord et 1°14' à 0° de longitude Ouest. Notre choix a été porté sur les communes suivantes (Aïn Sefra, Sfissifa, Asla, Tiout, Moghrar, Djeniene) en raison du développement de l'espèce *Hammadascoparia* dans la zone d'étude.

La région d'étude est délimitée (fig.1) :

- au Nord, par les Hautes Plaines Steppiques,
- au Sud, par la Wilaya de Béchar,
- à l'Est, par la Wilaya d'El-Bayadh,
- à l'Ouest, par la frontière algéro-marocaine.

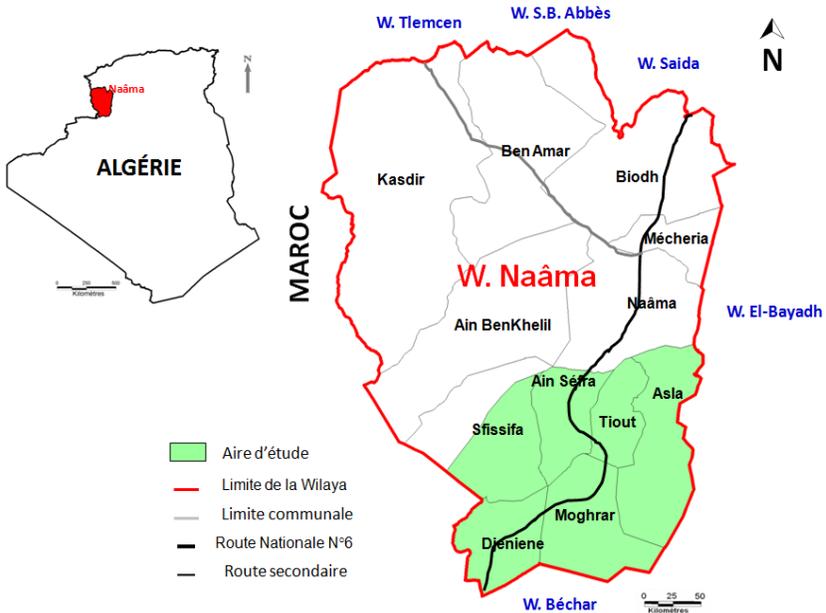


Fig. 1 - Situation géographique de la zone d'étude.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Recouvrement et Richesse floristique

En matière de recouvrement de la végétation et la richesse floristique, les informations, collectées et rassemblées dans le tableau 1 ci-dessous, révèlent un recouvrement moyen avoisinant 20% (Fig.2) et une richesse floristique par la présence de 223 espèces.

Tableau 1 - Recouvrement de la végétation et la richesse floristique dans les stations d'étude.

Parmètres	Nombre de Stations	Recouvrement (%)	Nombre d'espèce
Zone d'étude	24	15-20%	223 espèces

D'après le tableau 1, le taux de recouvrement moyen enregistré est de 20%. En effet, une nette différence du taux de recouvrement en végétation est à signaler sur les différentes stations d'étude. Au niveau de l'Atlas saharien, ces biotopes hébergent une flore riche à base de formations végétales steppiques diversifiées arbustives, arborées et herbacées comprenant des groupements à *Hammada scoparia*, *Stipa tenacissima*, *Artemisia herba-alba* et à *Lygeum spartum* et des formations pré-forestières (matorrals) composées par une strate arborescente claire de genévriers (*Juniperus phoenicea*, *Pistacia atlantica*) au niveau des djebels et versants des monts de l'Atlas saharien découpés par plusieurs oueds, dépressions, dayas, thalwegs. Les mêmes constatations sont signalées par Kaabèche [4] dans la région de Mergueb (Msila). La pluviométrie joue un rôle très important dans la reconstitution de la végétation par la germination des graines, car l'eau est un facteur important de déclenchement de la germination [5].



Fig. 2 – Etat du recouvrement dans la steppe à *Hammada scoparia* .

3.1. Composition floristique

La région présente un cortège floristique de 223 taxons de spermatophytes appartenant à 46 familles botaniques et 151 genres, marqués par une hétérogénéité entre les ligneux et les herbacées et entre les vivaces et les annuelles au sein de l'aire des groupements à *Hammada scoparia*. Le cortège floristique représente aussi une richesse et une diversité systématique, générique et spécifique au sein des groupements à *Hammada scoparia*.

Les familles sont nombreuses numériquement et accentuent donc la diversité floristique. Quézel et Santa (1962)[6] ont mentionné 131 familles botaniques de la flore de l'Algérie dont 46 familles recensées (soit 37 %) dans la région d'étude. Ces familles les plus représentatives en nombre d'espèces sont les suivantes: Asteraceae (49 espèces), Poaceae, Fabaceae et Brassicaceae avec 20 espèces chacune. A elles seules, ces 4 familles représentent 109 espèces sur les 223 espèces recensées. Les 4 familles les mieux représentées sur les plans génériques et spécifiques sont les Poaceae, les Asteraceae, les Amaranthaceae et les Fabaceae. Ces familles représentent à elles seules plus de 48% de la flore étudiée. Elles occupent d'ailleurs les trois premiers rangs si on considère la flore algérienne dans son ensemble. Ce sont globalement les mêmes qui ressortent de l'étude de la flore Sud-Oranaise [7,8, 9, 5,10] et du Tell oranais [11, 12, 13].

L'aridité du milieu a favorisé un net développement des thérophytes aux dépens d'autres types biologiques. Le processus de thérophytisation, qui est précédé par celui de la steppisation, a été amplement décrit par Quézel [14] et Quézel et Medail [15], particulièrement en Afrique du Nord. Selon Oliver et al. [16], une attention particulière est généralement accordée à la répartition des thérophytes dont la proportion en région méditerranéenne est de l'ordre de 50%. Les thérophytes sont par ailleurs le résultat de l'anthropisation et le pâturage qui contribuent à l'enrichissement du sol en nitrates et permet le développement des rudérales notamment les espèces annuelles [17, 18].

CONCLUSION

Dans la zone d'étude, il existe de nombreux types biologiques ce qui confirme l'hétérogénéité du tapis végétal selon les caractéristiques écologiques des milieux suite aux variations de l'ambiance climatique ainsi qu'aux facteurs anthropiques exercés du Nord au Sud de la région. Cette diversité accentuée sans doute une richesse floristique stationnelle favorisée par l'importance que les thérophytes peuvent apparaître en zone aride si certaines conditions favorables sont réunies.

La steppe à *Hammada scoparia* est caractérisée par leur situation, leur diversité floristique et leur capacité d'adaptation dans des milieux arides et sahariens, subissant une agression anthropique et climatique. Les résultats auxquels nous sommes arrivés constituent une base importante et non négligeable dans le but de la conservation de ces espaces naturels exposés à une régression continue et qui risque d'être irréversible

Références

- [10] A. Aidoud. Les changements écologiques dans l'espace steppique. Causes et implications pastorales. Stratégie de mise en œuvre du développement pastoral. 2^{ème} Semin. Internat. Réseau parcours. Ifran (Maroc), (1994) 9-14.
- [11] T. Monod. Les grandes divisions chorologiques de l'Afrique. 145 p., 2 pl., Conseil scientifique pour l'Afrique au sud du Sahara, Publ, N°24, Londres, (1957).
- [12] R. Maire. Etudes de la flore et de la végétation du Sahara Central III. In Mém. Soc. Hist. Nat de l'Afrique du nord n°3, Mission Scientifique au Hoggar (1940) 273-433.
- [13] M. Kaabeche. Conservation de la biodiversité et gestion durable des ressources naturelles : étude sur la réhabilitation de la flore locale au niveau de la réserve «El -Mergueb » (Wilaya De M'sila, Algérie). Projet DGF, ALG/00/G35/A/IG/99. (2003) 42p.

- [14] A. Benaradj. Étude phyto-écologique des groupements à *Pistacia atlantica* Desf. dans le sud Oranais (Sud-Ouest algérien). Thèse Doctorat en Foresterie. Département des Ressources Forestières. Faculté des Sciences de la nature de la vie et sciences de la terre et de l'univers. Université Abou Bakr Belkaid Tlemcen. (2017) 269.
- [15] P. Quézel et S. Santa. Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales. Ed. CNRS, Paris, (1962) 1170 p.
- [16] Bouzenoune A., 1984. Étude phytogéographique et phytosociologique des groupements végétaux du Sud oranais. (Wilaya de Saida). Thèse doct. 3ème cycle, Univ. Sc. Tech., Alger, 225 p. + annexes.
- [17] M. Bouallala. Contribution à l'étude phytoécologique des écosystèmes : cas du Djebel Aïssa (Monts des Ksours, Aïn Sefra, Nâama). Mémoire de magister, Faculté des Sciences, Département de Biologie. Université d'Oran Es-Sénia. (2006) 90 p.
- [18] A. Benaradj. Mise en défens et remontée biologique des parcours steppiques dans la région de Naâma : dissémination et multiplication de quelques espèces steppique. Mémoire de Magistère, Faculté des Science de la Nature et de la Vie, Université de Mascara, (2009) 229p.
- [19] H. Boucherit, K. Benabdeli et A. Benaradj. Biological recovery the steppe of *Hammada scoparia* after Enclosure in the region of Naama (Algeria). *Ekologia* (Bratislava), Vol. 36, No. 1, (2017) 52–59.
- [20] S. Aimé. Étude écologique de la transition entre les bioclimats sub-humides, semi-arides et arides dans l'étage thermo-méditerranéen du tell oranais (Algérie occidentale). Thèse Doctorat Université d'Aix-Marseille III : (1991) 194p. + Annexes.
- [21] B. Babali. Contribution à une étude phytoécologique des monts de Moutas (Tlemcen- Algérie occidentale): Aspects syntaxonomique, biogéographique et dynamique. Thèse de Doctorat. Département d'Ecologie et Environnement. Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, des Sciences de la Terre et de l'Univers. Université Abou Bakr Belkaid Tlemcen. (2014) 160p.
- [22] M. Amara. Contribution à l'étude des groupements à *Pistacia atlantica* subsp. *atlantica* dans le Nord-Ouest algérien. Thèse de Doctorat. Département d'Ecologie et Environnement. Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, des Sciences de la Terre et de l'Univers. Université Abou Bakr Belkaid – Tlemcen. (2014) 189p.
- [23] P. Quézel. Réflexions sur l'évolution de la flore et de la végétation au Maghreb méditerranéen. Ed. IBIS PRESS, Paris, (2000) 117p.
- [24] P. Quézel et F. Médail. Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen. Ed. sci. Méd. Elsevier. SAS (2003).
- [25] L. Olivier, M. Muracciole et P. Ruderonj. Premier bilan sur la flore des îles de la Méditerranée. Etat des connaissances et observations diagnostics et proposition relatifs aux flores insulaires de méditerranée par les participants au colloque d'Ajaccio. Corse France (5-8 octobre, 1993) à l'occasion des débats et conclusions. (1995) 356-358.
- [26] J.P. Grime. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *Am. Nat.* 111, (1977) 1169–1194.
- [27] A. Aafi. Étude de la diversité floristique de l'écosystème de chêne liège de la forêt de la Maâmora, Thèse de Doc. Es-Sci. Agro., IAV Hassan II, Rabat, (2007) 190p.

Biodiversité et bio-surveillance du lac artificiel de Lala Setti (Tlemcen- Algérie)

Senouci Nassira, Abdellaoui Hassaïne Karima

Université de Tlemcen, Laboratoire de recherche Valorisation des actions de l'homme pour la protection de l'environnement et application en santé publique, Université de Tlemcen, Algérie. Telephone 0672-44-70-44 et adresse E-mail: nacerasenouci@outlook.com. Telephone 0560-27-21-78 et adresse E-mail: hassaine69@hotmail.com

Résumé

*La biodiversité et la bio-surveillance des lacs d'Algérie restent peu connues et plus particulièrement les lacs artificiels. La création depuis 2008, du lac artificiel du plateau de Lala Setti a été suivie par la mise en place de peuplements végétaux et animaux permettant la création d'un véritable hydro-système d'eau stagnante soumis à des conditions anthropiques très sévères (site touristique). L'étude écologique menée a permis de recenser trois espèces d'algues, deux amphibiens (rénettes et anoures) et deux espèces de poissons (*Hypophthalmichthys molitrix*, *Cyprinus carpio*). Par ailleurs, l'analyse de la composition et la structure des communautés d'invertébrés réalisée à partir d'une collection totale de 1114 individus a révélé des peuplements pauvres en taxons, peu diversifiés et très peu réguliers. Les analyses des paramètres physicochimiques effectuées indiquent un statut trophique du lac comme oligotrophe et ne révèle aucune contrainte liée à ces facteurs environnementaux. Seule l'action de prédation intense exercée par la carpe commune, introduite volontairement et précocement, semble responsable du déséquilibre des communautés dans cet hydro-système, en raison de sa plasticité écologique et son fort pouvoir de reproduction.*

Mots clés : Lac, Arthropodes, écologie, diversité, régularité, hydro-système, Ouest algérien.

Biodiversity and biomonitoring of artificial Lake Lala Setti (Tlemcen- Algeria)

Abstract

Biodiversity and bio-monitoring of Algeria's lakes remain poorly known, especially artificial lakes. The creation since 2008 of the artificial lake of the Lala Setti plateau was followed by the establishment of plant and animal stands allowing the creation of a real hydro-system of stagnant water subjected to very severe anthropic conditions (tourist site). The ecological study conducted identified four species of algae, two amphibians (renets and anuras) and three species of fish (...). In addition, the analysis of the composition and structure of invertebrate communities from a total collection of 1114 individuals revealed taxon-poor, poorly diversified and poorly regular populations. Analyzes of the physicochemical parameters carried out indicate a trophic status of the lake as oligotrophic and reveal no constraints related to these environmental factors. Only the intensive predation action of the common carp, introduced voluntarily and early, seems responsible for the imbalance of communities in this hydro-system, because of its ecological plasticity and its reproductive power.

Key Words: Lake, Arthropods, ecology, diversity, regularity, hydro-system, western Algeria.

1. INTRODUCTION

L'utilisation des macro-invertébrés comme bio-indicateurs dans la surveillance de la qualité des eaux stagnantes est fréquente [1]. Le site d'étude est une zone touristique qui attire beaucoup de visiteurs grâce à son magnifique paysage et son agréable contexte. Les lacs recèlent en effet d'innombrables milieux propices à la vie [2]. Les cuvettes créées par l'homme abritent une biodiversité dite parfois artificielle [3]. Les peuplements des lacs artificiels sont ceux des fleuves ou des rivières d'origine qui les alimentent. Ils évoluent ensuite progressivement d'une communauté fluviale vers une communauté lacustre. La grande diversité des habitats proposés par les plans d'eau, soit en profondeur, en superficie, et aussi en qualité de l'eau permet l'installation de nombreuses espèces. Ce type de milieu abrite une flore et une faune généralement spécialisées qui constituent ainsi de véritables réservoirs de biodiversité, et offrent en fait de bons indicateurs biologiques de la qualité des eaux et des « marqueurs » de perturbations [4]. En raison des fortes pressions anthropiques exercées, ce site nécessite une bio-surveillance qui permettrait de le maintenir dans un état plus ou moins équilibré. Après huit années d'existence, nous avons voulu comprendre quel est son état écologique actuel et quelles sont les principales perturbations ? L'étude écologique menée dans ce lac au printemps 2016 avait pour objectifs (i) d'établir un inventaire aussi exhaustif que possible de la flore et de la faune en place, (ii) d'évaluer l'état de santé de ce milieu aquatique à travers une évaluation de la structure des communautés d'invertébrés (iii) valoriser ce milieu par la proposition d'une meilleure gestion et de suivi pour éviter des dégâts environnementaux irréversibles.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

Site d'étude situé à l'extrême nord-ouest algérien, le site s'insère dans la willaya de Tlemcen, commune de Tlemcen. Ses coordonnées géographiques sont 34° 51' 46.67" latitude N, 1° 19' 02.93" longitude W, 1027m d'altitude. Le lac occupe la partie sud-centrale du plateau de Lala Setti. Il est délimité au sud par des vergers, au nord par des falaises et du côté est et ouest par des constructions. La superficie de la cuvette est d'environ 2ha. L'alimentation en eau est assurée par alternance par des eaux de forages et/ou des eaux du barrage de Meffrouch situé à 2Km au sud [5]. Le climat est de type méditerranéen avec une moyenne annuelle des précipitations qui ne dépasse pas les 400mm/an (station météorologique de Zenata). L'irrégularité des précipitations d'un mois à l'autre est marquante, déterminant une période pluvieuse qui s'étale sur six mois. Le climat est de type semi-continentale, à étage bioclimatique semi-aride à hiver frais, avec écoulement temporaire.

Etude indicielle à partir des deux variables richesse spécifique et abondance, nous a permis d'évaluer la biodiversité des peuplements d'invertébrés à travers les indices de diversité et de structure les plus utilisés en écologie. Il s'agit de l'indice de diversité de Shannon-Wiener H', l'indice d'équitabilité J' de Pielou, l'indice de diversité de Simpson D, l'indice de Menhinick et l'indice de diversité de Margalef, L'indice de similitude de Jaccard est combiné au dendrogramme issu de l'analyse hiérarchique ascendante selon une ordination par similarité selon la méthode Ward ([6] [7] [8] [9] [10] [11] [12]).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Composition des peuplements végétaux

La composition végétale aquatique est marquée par la présence de trois espèces d'algues d'inégale importance : le potamot pectiné *Stuckeniapectinata* est une espèce envahissante qui occupe toute la colonne d'eau. Sa prolifération est marquante en début d'été. Elle est associée à une algue verte charophyte filamenteuse *Klebsormidium* sp et une cyanobactérie *Oscillatoriacurviceps* de moindre importance. Ces trois espèces sont connues dans différentes régions du monde [13].

3.2. Les vertébrés recensés

La faune de vertébrés observés est composée par des amphibiens représentés par les anoues et les Rainettes de la famille des Hylidae, on reconnaît la grenouille méridionale *Hyla meridionalis* et la Rainette arboricole *Hyla arborea*. Et la classe des poissons est présente avec deux espèces de carpes *Hypophthalmichthys molitrix* [14] et *Cyprinus carpio* [15] introduit volontairement en 2014. Nous avons également noté la présence en nombre limité de reptiles et de tortues d'eau indéterminés.

3.3. Composition et structure des peuplements d'invertébrés

A partir d'une collection totale de 1114 individus, la composition de la faune d'invertébrés renferme treize familles d'importance relative variable (Tab. 1) dont dix sont aquatiques et une terrestre, appartenant à trois embranchements et quatre classes (Turbellaria, Arachnides, Crustacées, Insectes). La famille la plus dominante est celle de Daphniidae 50% de la communauté globale récoltée, suivie par celle des Chironomidae (13%), des Corydalidae (10%), les Ostracodes (9%).

Tableau 1. Liste des taxons d'invertébrés récoltés.

Embranchement	Classe	Sous Classe	Super Ordre	Ordre	Sous-Ordre	Famille	Nb re		
Plathelminthes	Turbellaria		Seriata	Tricladida	Paludicola	Planariidae	5		
Nématodes							10		
Arthropodes	Arachnida			Trombidiformes		Hydracarinae	3		
	Crustacea	Branchiopoda		Cladocera	Anomopoda	Daphniidae	521		
		Ostracoda						430	
		Copepoda						10	
	Insecta	Pterygota	Endopterygota	Ephemeroptera			Caenidae	20	
				Megaloptera			Sialidae	50	
							Corydalidae	118	
				Coleoptera			carabidae	20	
				Hymenoptera			fourmicidae	2	
				Diptera	Nematocera			Cecidomyiidae	5
								Simuliidae	2
								Chironomidae	163
								Scatopsidae	1
								Sciariidae	9
	Panorpida								
Endopterygota				Brachycera		85			

L'ensemble des indices de diversité utilisés sont consignés dans un même tableau qui montre une faible diversité des peuplements de la faune d'invertébrés et une faible variabilité d'un mois à un autre. Ils s'accordent pour dégager une diversité légèrement croissante au cours du mois d'avril. L'indice de similitude n'excède pas 0,57, ce qui témoigne d'une composition des peuplements peu ressemblante d'un mois à un autre. Cette différence de similarité s'explique par le remplacement de certains taxons par d'autres. Un dendrogramme issu de la CAH fourni dans une figure permet de mettre en évidence des agencements de taxons en fonction de l'abondance et de l'occurrence. En terme de cette analyse, les communautés affichent une distribution des abondances irrégulière où un seul taxon domine de la famille des Daphnies, de cinq taxons d'abondances moyennes mais constants, de onze taxons rares à accidentelles. Cette structure témoigne d'une irrégularité du peuplement global.

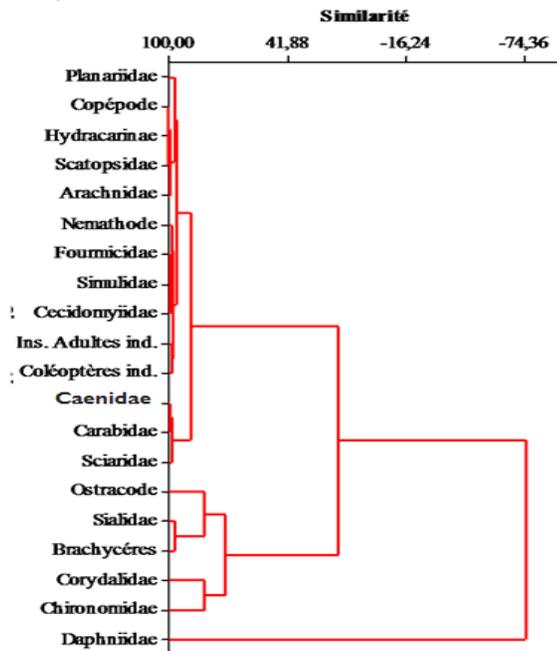
3.4. Paramètres physicochimiques

A partir des analyses, il est possible de retenir les conditions physicochimiques suivantes : des températures évoluant graduellement du mois de mars au mois de mai, les valeurs entre 14.2 et 20°C. L'alcalinité élevée coïncide avec une évaporation intense et la baisse du niveau du plan d'eau, se sont d'intervalle de 8.02 à 8.79. Le potentiel redox est très réduit entre -121 à -8mV, et le taux d'oxygène reste relativement élevé entre 7 à 8.6mg/l. Les eaux sont très peu conductrices et la charge ionique est faible de 288 à 350µS/cm. Ceci témoigne de l'absence de pollution liée à des éléments chimiques d'une part et d'un stock des éléments minéraux issu de la dégradation des particules organiques. Le lac est en situation oligotrophe où la quantité de matière nutritive est relativement faible. L'eau est douce et pure, la salinité ne dépasse pas les 0,2g/l. Les taux de nitrates varient, sa diminution peut être expliquée par l'activité des cyanobactéries à des températures élevées, il est de là 3.6mg/l sa moyenne est de 2,03±0,93. A l'inverse, les nitrites varient très peu, les faibles valeurs témoignent d'absence d'une menace de toxicité, il est de 0.011 à 0.15mg/l leur moyenne est de 0,053±0,04. Dans l'ensemble, les eaux du lac sont claires avec une très faible turbidité entre 4 à 115 FTU et une faible

dureté calcique entre 43 à 85mg/l de CaCO₃, milieu bien oxygénées, qui favorisent la pénétration des rayons lumineux favorisant la prolifération d'algues.

3.5. Gestion et bio-surveillance

Pour une meilleure gestion, une série de risques environnementaux est enregistrée. Des mesures correctives sont proposées afin de les atténuer et assurer un bon suivi. L'introduction précoce et l'explosion démographique de la de la carpe commune peuvent être corrigées par une introduction d'autre espèce compétitrices avec une étude bioécologique adaptée au milieu et la pratique de la pêche sportive. Face à la prolifération des algues, le raclage mécanique au début de sa prolifération est recommandé et possibilité de récupération pour compostage, en plus de l'introduction des algues purificatrices. Les interdictions de certaines pratiques concernent les apports exogènes de nutriments par les visiteurs, le fait de nourrir les poissons, les rejets de déchets solides. La création d'ombrage partielle est nécessaire pour diminuer l'intensité lumineuse. Eviter les coupures des appareils d'aération en raison de factures onéreuses et assurer une oxygénation permanente. La création d'un substrat favorable aux espèces filtreuses.



CONCLUSION

La diversité du lac est faible et les peuplements en place sont peu équilibrés bien que la qualité des eaux reste relativement favorable. A huit années d'existence, un véritable hydro-système fonctionnel est mis en place malgré les multiples menaces liées à l'homme. Les producteurs sont présents à travers les algues qui semblent trouver des conditions de plus favorable, elle prolifère et prennent de l'ampleur causant ainsi une eutrophisation. La présence de ces algues témoignent d'une activité photosynthétique assurant une production primaire nécessaire où développement d'organismes phytophages. Or la carpe commune féroce et en grand nombre exerce une pression de prédation intense qui freine la prolifération des invertébrés et principalement les espèces filtreuses. Les solutions préconisées ne sont pas suffisantes, un suivi permanent pour assurer l'application et dégager des solutions face à la moindre perturbation est nécessaire.

Références

1. I, A. Hesse, E. Imbert, C. Karabaghli, S. Mangot, S. Saadat, L. Deniaud, N. Forray, S. Reverchon, Les macro-invertébrés benthiques bio-indicateurs de la qualité de nos rivières, eds, Dreal Centre, 2013, pp.978-2-11.
2. L, H. Olsen, J. Sunesen, B, V. Perderson, Les petits animaux des lacs et rivières, Les guides du naturaliste, eds, Delachaux et Niestle, 2005, pp. 04-231.
3. S. Alhousseini, Le poisson, une nouvelle ressource au barrage de Manantali, 2002. In. D. Orange, R. Arfi, M. Kuper, Morand, P. Poncet, Gestion intégrée des ressources naturelles en zones inondables

- tropicales, Paris (FRA), Bamako, IRD, CNRST, 995 p : Séminaire International, Bamako (MLI), Juin 20-23 (2000) 501-513.
4. H. Tachet, P. Usseglio-Polatera, P. Richoux, M. Bournaud, Invertébrés d'eau douce, Systématique, biologie, écologie, eds, CNRS, 2010, pp. 5-80.
 5. Topo, Centre, Rapport d'expertise, Bureau d'étude, Géomètre Expert foncier, parcellaire du plateau Lala Setti 2002, pp. 3-15-60.
 6. J. Grall, C. Hily, Traitement des données situationnelles (Faune), eds, Rebut, 2003, pp. 859-86.
 7. J. Daget, Les modèles mathématiques en écologie, eds, Masson, 1976, Paris, pp. 172-200.
 8. E. Legendre, P. Legendre, Ecologie numérique I, Le traitement multiple, des données écologiques II, La structure des données écologiques, eds, Masson, 1979, Paris, pp. 197-247.
 9. F. Menhinick, A Comparison of Some Species-Individuals Diversity Indices Applied to Samples of Field Insects 1964, pp. 859-86.
 10. F. Ramade, Elément d'écologie, Ecologie fondamentale, 3ème eds, Dunod, 2003, Paris, pp. 23.
 11. S. Frontier, Ecosystèmes, Structure, Fonctionnement et Evolution, 2ème eds, Dunod, 1990, pp. 1-428.
 12. R. Dajoz, Précis d'écologie, Ecologie fondamentale et appliqué, eds, Dunod, 1976, Paris, pp. 195.
 13. A. Cadorette, Cormier Caractérisation des herbiers aquatiques du lac Joseph, Saint-Pierre-Baptiste, Inverness et St-Ferdinand, eds, GROBEC, 2015, pp. 17-23-28.
 14. G. Cuvier, A. Valenciennes, Histoire Naturelle des Poissons, eds, 1850. 1-532.
 15. C. Linnaeus, Tomus I, Syst. nat, eds, 10, Holmiae, eds, Laurentii Salvii, 1758. 1-4-1-824.

Répartition modélistique des quantités de déchets solides dans l'environnement urbains du District d'Abidjan / Côte d'Ivoire

Z.C. LAGOBO^{*(1)}, M.A. SEKA⁽¹⁾, T. BALLE⁽¹⁾, V. MAMBO⁽¹⁾, G. DROCHIOU⁽²⁾

(1) Laboratoire des Sciences de l'Environnement (LSE), Université Nangui Abrogoua, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire

(2) Université Al. I. Cuza de Iasi, Carol I no. 11, Iasi-700506, Roumanie.

lagobojeanclaude@gmail.com, arseneseka@yahoo.fr, tballet@yahoo.fr, veromambo@yahoo.fr, gabidr@uaic.ro

Résumé

Les problèmes d'évacuation, de traitement et en général de gestion des déchets municipaux dans les pays en développement (P.E.D) demeurent cruciaux. Avec l'évolution démographique et l'urbanisation forcée, la quantité de déchets urbains produits ne cesse de croître, devenant une préoccupation majeure à laquelle sont confrontés les responsables locaux, mais surtout les habitants de plus en plus conscients des risques. Et si tous ces problèmes subsistaient par manque de modèle pouvant orienter la prise de décisions stratégiques pour rendre plus efficace l'action sur le terrain dans le District d'Abidjan?

Pour atteindre cet objectif, les quantités de déchets solides urbains du district d'Abidjan de 1960 à nos jours ainsi que la population associée ont été obtenues et traitées grâce aux logiciels Statistica 7.1 et Matlab 6.0. Ainsi, un modèle du dynamisme de production des déchets et de la croissance de la population en fonction des années, par l'établissement d'équations mathématiques d'ordre 4 avec des coefficients de régression intéressants ($r^2 \geq 0,8$) a été obtenu. Une analyse intercommunale au travers de plan factoriel, de boîte à moustache et de matrice de corrélation a permis de classer 12 communes du District d'Abidjan en 4 classes de production des déchets urbains selon plusieurs paramètres.

Mots clés: Répartition modélistique, Déchets solides urbains, Environnement, Points de groupage (PDG), District d'Abidjan, Côte d'Ivoire

Abstract

The municipal problems of waste management in developing countries remain crucial in particular their evacuation and their treatment. With the demographic trends and the forced urbanization, the quantities of produced urban waste grows more and more, becoming a major problem with which the local managers are confronted, but especially inhabitants increasingly conscious of the risks.

And, if all these problems remained for lack of model that could guide strategic decision-making to make more effective action on the ground in the District of Abidjan?

To achieve this goal, the quantities of urban solid waste of the district of Abidjan of 1960 to nowadays as well as the associated population have obtained and processed with the software Statistica 7.1 and Matlab 6.0. Thus, a model of the dynamism of production of waste and growth of the population according to the years, by the establishment of mathematical equations of order 4 with interesting regression coefficients ($r^2 \geq 0.8$) were obtained. An inter-commune analysis through factorial designs, of box-flow and correlation matrix made it possible to classify 12 communes of the District of Abidjan in 4 classies of production of urban waste according to several parameters.

Keywords: Model Distribution, Urban Solid Waste, Environment, Groupage Points, District of Abidjan, Côte d'Ivoire (Ivory Coast)

2. INTRODUCTION

Les problèmes d'évacuation, de traitement et de gestion des déchets urbains dans les pays en développement (PED) demeurent cruciaux en général. En effet les déchets, produits par les ménages et autres activités socio-économiques, sont générateurs de nuisances pour l'homme et la nature. Il est donc essentiel d'en maîtriser la production et le devenir. Avec l'évolution démographique et l'urbanisation, la quantité de déchets ne cesse de croître, devenant une préoccupation majeure à laquelle sont confrontés les responsables locaux [1]. En Côte d'Ivoire la gestion des déchets, est quasiment limitée à l'opération de collecte, de transport et de mise en décharge [2]. A Abidjan, capitale économique, tous les déchets collectés sont déposés de façon non sélective à la décharge d'Akouédo. Non seulement tous les déchets ne sont pas visés par les opérations de collecte, mais en plus ces déchets ne font pas l'objet de valorisation ou de recyclage. En faisant le tour de la capitale ivoirienne, nous constatons toujours pour certaines communes des monticules de déchets tassés sur les trottoirs, dans les caniveaux et parfois sur la chaussée. Le taux moyen de la collecte selon [3] est de 65%, alors que ce taux selon [4] et [5] devrait atteindre 80% au moins pour être acceptable. Il subsiste toujours dans le District, des dépôts d'ordures qui ne sont pas souvent ramassés à temps et qui sont sources de pollution des eaux souterraines et de maladies [6]. C'est pourquoi, cette étude dresse un état des lieux des différents sites de groupage officiels et non officiels (sauvages) des déchets solides urbains dans le District d'Abidjan avant et après l'avènement des deux phases du programme PUIUR et plus récemment des opérations «Abidjan, ville propre», tout en établissant une corrélation intercommunale des paramètres quantitatifs des déchets urbains.

2. Site de l'étude

Le District d'Abidjan compte 13 communes à savoir, les communes de Port-Bouet, de Marcory, de Treichville, de Koumassi et de Vridi qui constituent les communes d'Abidjan Sud et celles d'Abidjan Nord qui comprennent les communes d'Abobo, d'Anyama, d'Attécoubé, de Bingerville, de Cocody, de Plateau, de Songon et de la commune de Yopougon (**figure 1**). Hormis la commune de Songon, commune périphérique présentant une insuffisance de données, toutes les autres ont été prises en compte dans cette étude

3. Méthodologie

Les données ont été recueillies auprès de l'ANAGED (Agence Nationale de la Gestion des Déchets) ex-ANASUR (Agence Nationale de la Salubrité Urbaine) chargée de la gestion des déchets solides urbains dans le District d'Abidjan. Cette enquête a permis d'enregistrer les quantités annuelles de déchets solides urbains de chaque commune et sa population (RGPH) dans le District de 1960 à nos jours. Le dénombrement des PDG officiels et sauvages des déchets urbains s'est opéré suivant une subdivision des différentes communes en quartier et chaque quartier en secteurs. Le logiciel Statistica 7.1 a permis le traitement des données par l'application de tests statistiques.

4. Résultats et discussion

I- Résultats

Évolution de la production des déchets solides urbains

La figure 2 présente l'évolution des déchets solides urbains et de la population dans le District d'Abidjan de 1960 à nos jours. La quantité des déchets augmente avec la population dans le District d'Abidjan. Les courbes de tendance de nature polynomiale indiquent des équations mathématiques d'ordre 4 avec des coefficients de corrélation:

$$Y_p = -1.2109x^4 + 126.07x^3 - 3290.7x^2 + 87394x - 38851 \quad (R^2 = 0.9874) \quad (\text{Eq 1})$$

$$Y_{DSU} = -0.461x^4 + 48.834x^3 - 1490.6x^2 + 27585x + 23794 \quad (R^2 = 0.8408) \quad (\text{Eq 2})$$

Ces paramètres ont une évolution régulièrement ascendante jusqu'à 2009 pour la population et 2007 pour les déchets. La quantité des déchets urbains est passée de 75 730 T en 1960 à 1 016 667 T en 2014 avec un pic de production en 2010. Cependant, on note une chute brutale de la quantité des déchets en 2008 faisant passer la production de 1 042 446 T de 2007 à 436 941,35 T en 2008. Cette chute est suivie aussitôt d'un pic de remontée de la quantité à 1 589 337 T de déchets en 2009. En 2010 la production des déchets chute à nouveau pour connaître un relèvement timide dans les années qui suivent jusqu'à atteindre 1 016 667 T en 2014.

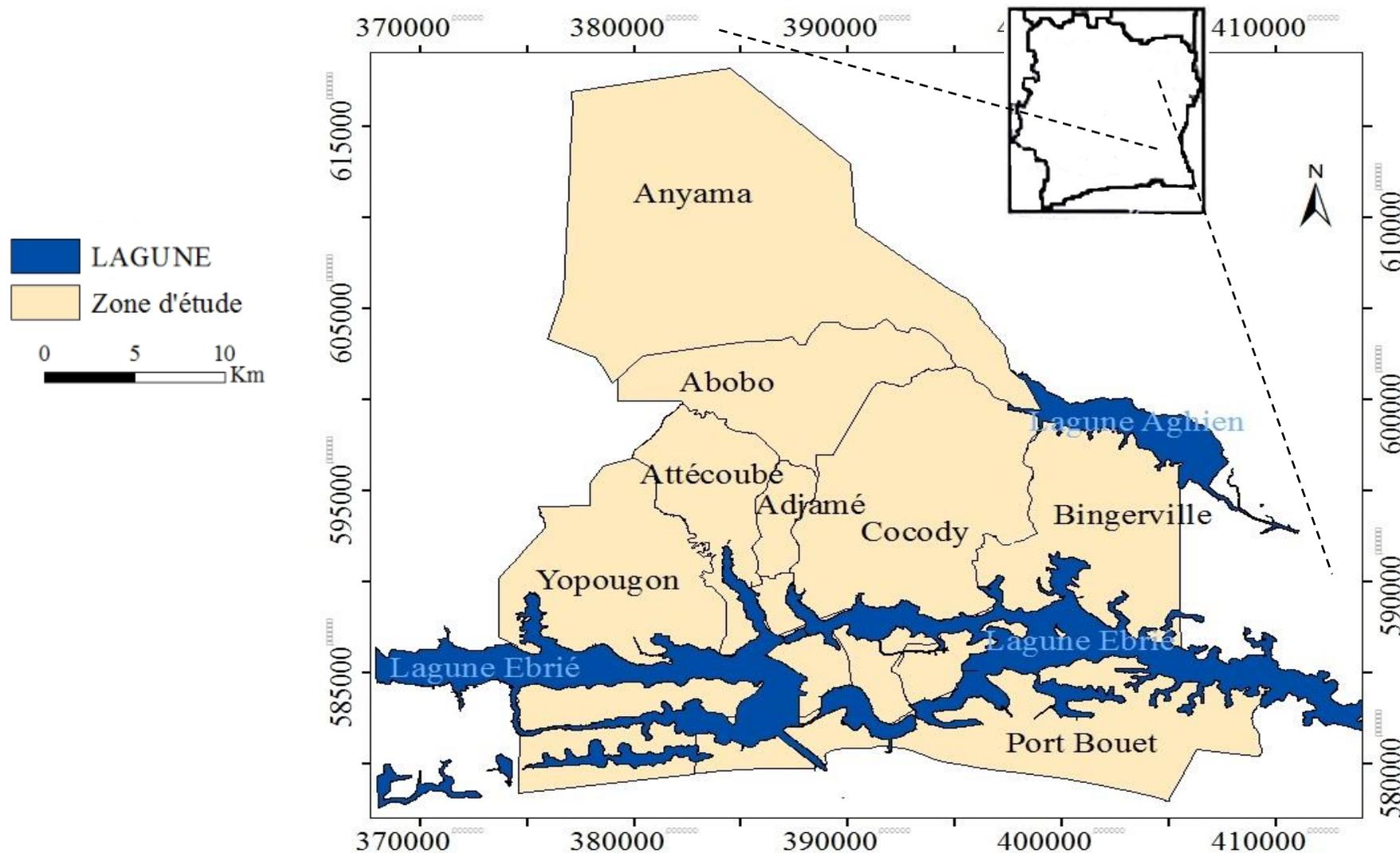


Figure 1: Site d'étude (District d'Abidjan)

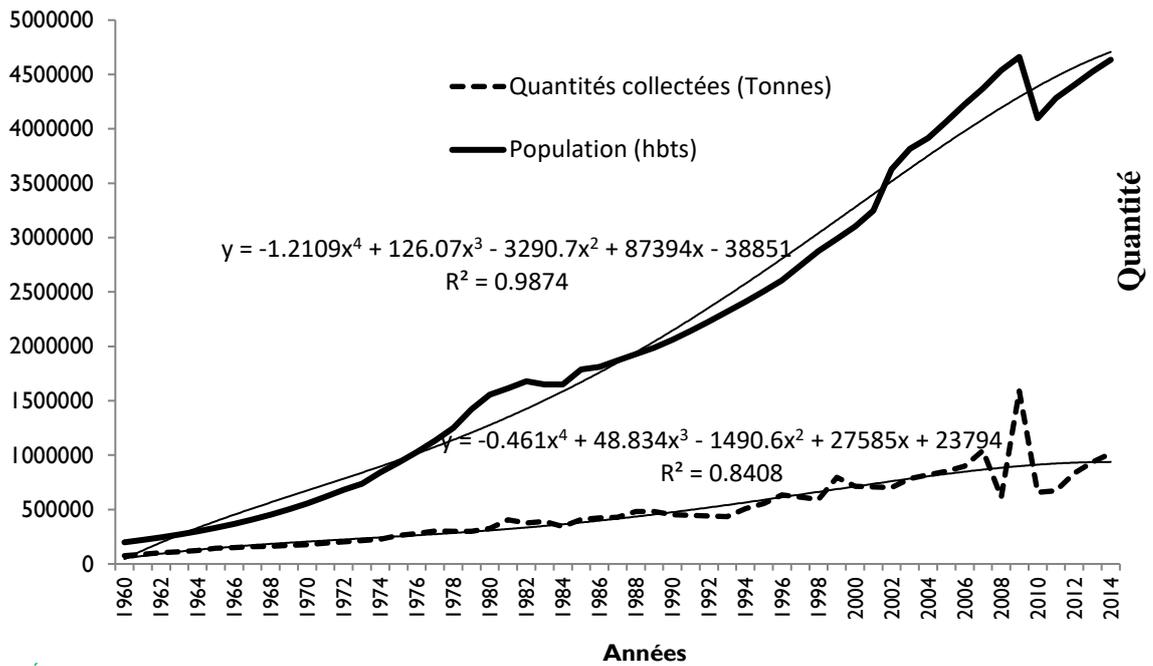


Figure 2: Évolution des déchets solides urbains et de la population dans le District d'Abidjan de 1960 à nos jours.

Production spécifique (kg / hbt / j)

Les quantités de déchets produits en fonction de la population dans le District d'Abidjan ont permis de faire une estimation de la production spécifique c'est-à-dire, la quantité journalière de déchets pour un habitant sur la période allant de 1960 à nos jours. La production spécifique est circonscrite entre 0,5 et 1,3 kg/hbt/j. Elle suit une fonction polynomiale d'ordre 4 avec un coefficient de corrélation $R^2 = 0,8311$.

$$Y_{PS} = -5E-07x^4 + 5E-05x^3 - 0.001x^2 - 0.0216x + 1.203 \quad (R^2 = 0.8311) \quad (\text{Eq 3})$$

Sa courbe d'évolution présente une pente en décroissance depuis les années 60 à nos jours. Les productions spécifiques supérieures à 1 kg/hbt/j sont observées de 1960 à 1968 (Figure 3).

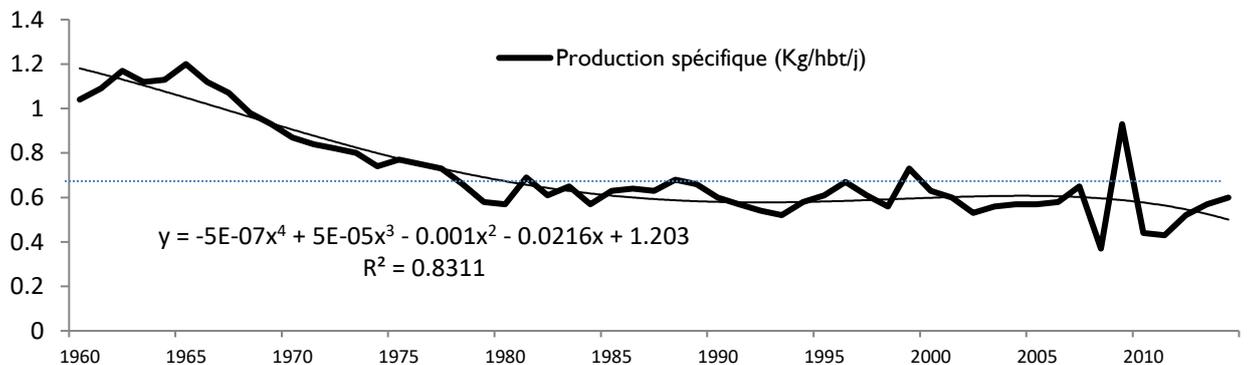


Figure 3: Production spécifique des déchets urbains dans le District d'Abidjan de 1960 à nos jours.

b- Classification des communes du District d'Abidjan en fonction de la production des déchets solides urbains

La figure 4 présente un plan factoriel de la répartition des communes du District en deux principaux groupes en fonction de la production spécifique, la superficie et la population respectives de chaque commune. Le groupe I est plus composite car renfermant la majorité des communes du District. Ce groupe comprend en son sein, les communes d'Adjamé, Anyama, Bingerville, Cocody, Treichville, Marcory, Koumassi et du Plateau. Le groupe II comprend les communes de Yopougon et d'Abobo, qui diffère du groupe I par la population et les quantités de DSU très élevées.

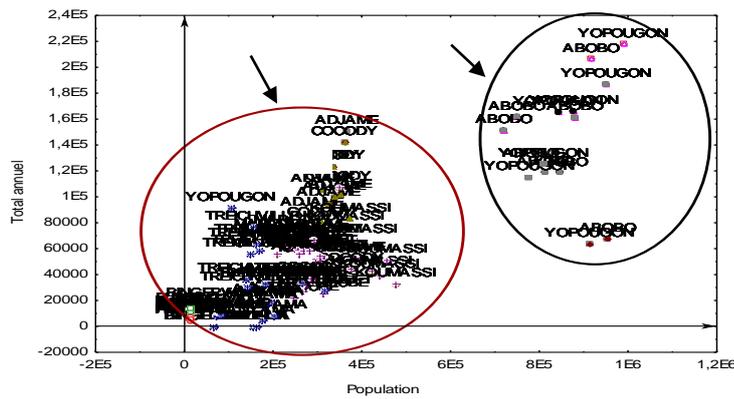
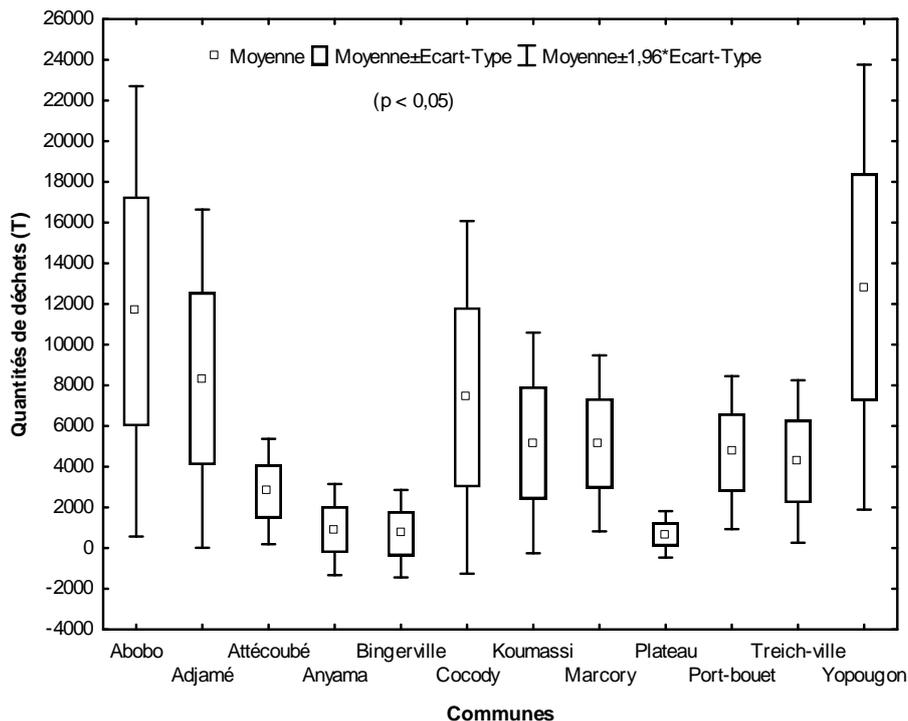


Figure 4: Plan factoriel des communes en fonction de la population et de la quantité annuelle de déchets dans le District d'Abidjan

c- Classification spatio-temporelle de la quantité des DSU des différentes communes du District d'Abidjan

La variation spatio-temporelle des quantités de DSU dans les communes est significative ($p < 0,05$) avec de fortes amplitudes révélées par les boîtes à moustaches pour les communes de Yopougon, Abobo, Cocody et Adjamé (Figure 5). A l'inverse, celles-ci sont réduites pour les communes du Plateau, Bingerville, Anyama et Attécoubé.



Source: Traitement de données ANAGED

Figure 5: Répartition des quantités de DSU des différentes communes dans le District d'Abidjan

Les tests de corrélation (teste HSD Tuckey; $p < 0,05$) révèlent la matrice (Tableau I) qui précise les observations de la figure 5. On note une forte corrélation entre les communes de Yopougon et Abobo, Adjamé et Cocody, Koumassi, Marcory, Treichville et Port-bouet puis enfin entre Attécoubé, Anyama, Bingerville et Plateau (Tableau I). Le premier groupe de communes est caractérisé par de fortes quantités de déchets urbains (711414 T à 1231220 T), le deuxième groupe est caractérisé par des amplitudes moyennes (408614 T à 496485 T), Le troisième et le quatrième groupe par de basses et très basses quantités (64792 T à 87291 T).

Tableau I: Matrice de corrélation des différentes communes du District d'Abidjan

Test HSD Tukey; p < 0,05												
Communes	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)
Abobo (1)												
Adjamé (2)	1,8.10 ⁻⁵											
Attécoubé (3)	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵										
Anyama (4)	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	3,52.10 ⁻³									
Bingerville (5)	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	5,65.10 ⁻⁴	1,00								
Cocody (6)	1,8.10 ⁻⁵	0,717	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵							
Koumassi (7)	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	3,5.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	1,15.10 ⁻⁴						
Marcory (8)	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	4,1.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	9,4.10 ⁻⁵	1,00					
Plateau (9)	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	4,06.10 ⁻⁴	0,999	1,00	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵				
Port-bouet (10)	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	2,48.10 ⁻³	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	0,997	0,998	1,8.10 ⁻⁵			
Treich-ville (11)	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	6,91.10 ⁻³	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	0,72	0,751	1,8.10 ⁻⁵	0,999		
Yopougon (12)	0,91	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	

2- Discussion

• **Evolution de la quantité et de la production spécifique de déchets**

La production de déchets dans le District d'Abidjan de 1960 à nos jours met en évidence trois grandes périodes: la période 1960-1968 caractérisée par une production spécifique de déchets supérieure à 1 kg/hbt/j. Un pic de 1,2 kg/hbt/j a été même atteint en 1965. Ce taux avoisine les valeurs moyennes enregistrées dans les pays industrialisés qui se situent entre 1,37 et 1,8 kg/hbt/j selon [1], et dans les villes de fortes densités de population ce taux est compris entre 1,2 et 1,7 kg/hbt/j selon [7]. Cette période couvre les premières années après l'indépendance. Les nouvelles structures en charge de la gestion des DSU avaient de bonnes fonctionnalités (matériel suffisant, ville peu étendue et financement conséquent).

La deuxième période part des années 70 jusqu'en 2007. Elle est caractérisée par une décroissance de la production spécifique contrairement à la population. Ce constat a été aussi établi par [8] et [9] au Brésil et en Mauritanie. Ces auteurs expliquent la chute de la production spécifique par le faible niveau de vie sociale des populations dans les Pays en Développement (PED). Ils considèrent que plus le niveau de vie sociale est élevé, plus la production spécifique l'est également et plus les quantités de déchets sont élevées. Aussi, l'irrégularité et le faible taux des équipements de collecte de nos pays soutendent-ils ces chutes de production spécifique.

De 1974 à 2007, la production spécifique de déchets du District d'Abidjan varie peu, et est comprise entre 0,52 et 0,77 kg/hbt/j avec une moyenne de 0,62 kg/hbt/j. Le taux de collecte au cours de cette période se situe entre 58 et 65 % selon [10]. [11] mentionne un taux pareil et une production spécifique de 0,75 kg/hbt/j au Maroc. Par contre, des taux de 0,59 kg/hbt/j et 0,7 kg/hbt/j ont été enregistrés par [12] et par [13] respectivement en Mexicali au Mexique et à Hong-Kong en Chine. Ce qui confirmerait le faible taux de collecte des déchets effectifs des PED. Ces observations sont donc en accord avec celles de [14] qui a obtenu un taux de 0,85 kg/hbt/j à Yaoundé au Cameroun. Cependant, des situations critiques peuvent survenir. C'est le cas de la capitale Mauritanienne où un taux minimal de 0,21 kg/hbt/j a été enregistré [9].

La troisième période part de 2008 à nos jours. Cette période est marquée par une chute brutale de la quantité de DSU en 2008 avec une production spécifique de 0,26 kg/hbt/j comme en Mauritanie. Si ce taux a été atteint dans la capitale mauritanienne, les auteurs mentionnent que cela est dû aux conditions climatiques très arides et au niveau de vie de la population jugé trop bas et de certaines habitudes qui consistent à la récupération des proportions organiques des déchets urbains pour la nourriture des animaux domestiques et du bétail. Contrairement à cet état de fait, ce taux atteint dans la capitale abidjanaise est principalement dû aux crises intervenues dans la filière de gestion des déchets urbains qui ont consisté essentiellement en la fermeture de la décharge d'Akouédo sur une longue période [15]. Certaines crises qui naissent dans la filière peuvent perdurer dans le temps à l'instar de celle-ci. Ces genres de crises sont extrêmement porteuses de lourdes conséquences au plan sanitaire avec la recrudescence de certaines maladies au sein des populations. Ces crises entraînent aussi l'augmentation des quantités des DSU pour les mois suivants. C'est ce qui a été observé pour l'année 2009 qui a vu sa production spécifique croître jusqu'à atteindre 0,98, et rechuter en 2010 avec une valeur de 0,44 kg/hbt/j. Après 2011, la production spécifique a recommencé à se re-stabiliser juste au-dessus de 0,5 kg/hbt/j semblable aux taux de production dans les PED.

• **Variation saisonnière de la production spécifique de déchets**

En saison des pluies, l'on observe une croissance de la production spécifique de déchets. En effet, au cours de ces saisons, la moyenne de la production spécifique passe de 0,67 à 0,75 kg/hbt/j alors qu'en saison sèche, on observe un mouvement contraire avec une décroissance de cette production spécifique allant de 0,86 à 0,7 kg/hbt/j. Ce constat est aussi fait par [14] qui note que la production spécifique moyenne passe de 0,6 kg/hbt/j en saison sèche à 0,98 kg/hbt/j en saison humide. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que les déchets étant stockés sans protection, les eaux de pluie s'infiltrant dans les immondices, augmentent leur poids. Pour [8] et [16], l'augmentation de la production spécifique en saison humide serait due aux migrations des populations sahéliennes vers les zones de fortes activités, aux activités touristiques et autres activités socioéconomiques qui prennent plus de l'ampleur au cours de cette saison. Cet état de fait a surtout été constaté dans la capitale mauritanienne et algérienne. Nous pourrions aussi justifier la croissance de la production spécifique en saison des pluies par l'amélioration du taux de collecte des DSU au cours de cette saison plus qu'en saison sèche dans la capitale abidjanaise. Cette amélioration de la collecte en saison humide est perceptible dans la part du budget imputé à cette activité qui est nettement supérieur en saison humide qu'en saison sèche [4]. Cependant, [17] décrit une moyenne nationale de 0,83 kg/hbt/j au Nigéria contre un taux spécifique dans l'Etat de Kebbi de 0,67 kg/hbt/j en 2012. Par ailleurs, [18] a relevé un taux compris entre 0,55 et 1,33 kg/hbt/j suivant le niveau social alors que ces taux moyens étaient compris entre 0,4 et 0,6 kg/hbt/j en 1990.

L'évolution du paramètre de la production spécifique à Abidjan explique mieux l'évolution du taux de collecte décroissant des DSU au cours de ces années dans le District. Ce taux pourrait être amélioré si une politique de recyclage des DSU était déjà opérationnelle et si les populations étaient aussi sensibilisées au tri à la base. [19] spécifiquement même que les autorités locales en Ouganda, montrent peu d'intérêt pour les méthodes de gestion des déchets. Cela pourrait être dû à la faible capacité financière des états africains [20].

Conclusion

Cette étude a permis de cerner la corrélation des communes sur leur état de salubrité dans le District d'Abidjan. Un recoupement des communes a permis de classer les communes d'Abidjan sur le critère de production des déchets. Ainsi, l'analyse des caractéristiques physiques de la production des déchets urbains solides a défini des modèles de l'évolution de la population et de la quantité des déchets produits de 1960 à nos jours. La matrice de corrélation établit selon le test de Kruskal-Wallis définit quatre différentes classes de communes:

Classe 1 : Yopougon et Abobo,

Classe 2 : Adjamé et Cocody,

Classe 3 : Koumassi, Marcory, Treichville et Port-bouët et enfin

Classe 4 : Attécoubé, Anyama, Bingerville et Plateau.

Par ce fait, cette étude s'inscrit dans l'optique de l'aide à la prise de décisions stratégiques pour une gestion optimisée des déchets solides urbains (DSU) dans le District d'Abidjan. Elle pourrait orienter une meilleure répartition des moyens logistiques et aussi des moyens financiers car c'est un avantage de savoir que deux communes ou plus présentent des similitudes dans leur production des déchets.

Remerciements

Les auteurs remercient très sincèrement l'ANAGED (Ex ANASUR), l'ANDE, et le Ministère de l'Environnement et de la salubrité urbaine et du Développement Durable qui ont aidé dans le recoupage et le croisement des données.

Bibliographie

- [1] **CHARNAY F., (2005)**. Compostage des déchets urbains dans les pays en Développement: élaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost, Thèse de Doctorat, Université de Limoges, 277p.
- [2] **BROU A.H., (2002)**. Gestion des déchets solides ménagers dans la commune de Yopougon. Diplôme d'études supérieures spécialisées, Université d'Abobo-Adjamé. Abidjan Côte d'Ivoire, 70p.
- [3] **HEBETTE A., (1996)**. Guide pratique de la gestion des déchets solides urbains en Afrique subsaharienne, Imprimerie centrale S.A., Luxembourg, 151 p.
- [4] **TRAORE El-Haj(2010)**. Analyse économique et financière de la gestion des ordures ménagères dans le District d'Abidjan de 1999 à 2007. Thèse de doctorat, université d'Abobo-Adjamé, Abidjan, 167p.
- [5] **MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT ET DU CADRE DE VIE (2001)**. Gestion durable des déchets, stratégie et programme nationale, Direction de l'Environnement et du cadre de vie, Rapport, 2001, 56p.
- [6] **JOURDA J. P.; KOUAMÉ K. J, SALEY M. B., KOUADIO B.H & OGA Y.S (2006)**: Contamination of the Abidjan aquifer by sewage: An assessment of extent and strategies for protection. Dans Groundwater pollution in Africa, pp. 293-302p.
- [7] **HASNAIN M. I., ASAARI F. A. H., AZAM N. R., AHMAD S. & SIEW T. S. (2005)**. Solid waste collection and recycling in nibong tebal, penang, malaysia: a case study. Waste Manage Res 23: 565-570 p.
- [8] **FEHR, M., DE CASTRO, M.S.M.V., CALCADO, M.D.R., 2000**. "A practical solution to the problem of household waste management in Brazil." Resources, Conservation and Recycling 30: p. 245-257.
- [9] **ALOUEIMINE S., MATEJKA G., ZURBRUGG C. & SIDI MOHAMED M.E., (2005)**. Caractérisation des Ordures Ménagères à Nouakchott : Partie I : Méthode d'Echantillonnage, article en Presse, 7 p.
- [10] **THIERIEZA, JONAS I. & BUTIN V. (2011)**. Etudes stratégiques pour la gestion des déchets solides dans le District d'Abidjan, Programme d'urgence d'Infrastructure Urbaine, Ministère des Infrastructures Economiques, (REPCI), Rapport, Burgeap, 176p.
- [11] **ONEM, 2001**. Environment state in Morocco. Chapter 4: Wastes and Urban Areas. National Department of Environment, Morocco
- [12] **OJEDA-BENITZ S., ARMIGO DE VEGA C. & RAMIREZ-BARRETO M.E., (2003)**. "Characterization and quantification of household solid waste in Mexican city." Resources, Conservation and Recycling 39: 211-222p

- [13] **ODURO-KWARTENG S. & DIJK M. P. V., (2013)**.The effect of increased private sector involvement in solid waste collection in five cities in Ghana, *Waste Manag Res* 2013 31: 81
- [14] **NGNIKAM E. (2000)**. Évaluation environnementale et économique de systèmes de gestion des déchets solides municipaux : analyse du cas de Yaoundé au Cameroun. LAEPI. Lyon, INSA LYON: 314p.
- [15] **ANASUR – Agence Nationale de la Salubrité Urbaine (2009)**. Rapport d'activités, Abidjan / Côte d'Ivoire, 101p.
- [16] **MUZAFAR A.W. & SHAMIM A. (2013)**. Challenges, Issues of Solid Waste Management in Himalayas: A Case Study of Srinagar City. *Afri J. of Basic & Applied Sci.* 5 (1): 25-29
- [17] **ABDULLAH R. B. (2013)**. Solid Waste Management Practices in Kebbi State, Nigeria: Problems and Prospect. *International Refereed Journal of Engineering and Science*, 2 (12): 48-54.
- [18] **MBIBA B., (2014)**. Urban solid waste characteristics and household appetite for separation at source in Eastern and Southern Africa. Elsevier. *Habitat International* 43 (2014) 152-162p.
- [19] **OKOT-OKUMU J., & NYENJE, R. (2011)**. Municipal solid waste management under decentralisation in Uganda. *Habitat International*, 35, 537-543 p.
- [20] **AL-KHATIB I. A., MONOU M., ABU ZAHRA A. S. F., SHAHEEN H. Q., KASSINOS D. (2010)**. Solid waste characterization, quantification and management practices in developing countries. A case study: Nablus district – Palestine. Elsevier. *Environmental Management* 91, 1131–1138 p.

Évaluation de la contamination mercurielle des eaux de surface Cas du barrage de Zit-Emba, wilaya de Skikda, nord-est algérien.

Mohamed Zine Belhadj ¹, Abderrahmane Boudoukha ²,
*1^o Département génie civil, Faculté de Technologie, Université 20 août 1955 Skikda ;
Laboratoire de recherche en hydraulique appliquée, Université Benboulaïd Batna 2,
Email : betgic@yahoo.fr.*

*2^o Laboratoire de recherche en hydraulique appliquée, Université Benboulaïd Batna 2,
Département hydraulique, Faculté de Technologie, Université Benboulaïd Batna 2
Email : boudoukha_abderrahmane@yahoo.fr*

RÉSUMÉ :

La détermination de l'origine de la pollution par des micropolluants des eaux surface du bassin versant du barrage de Zit-Emba a été abordée, d'une part, à l'aide d'une exploration spatio-temporelle des paramètres physiques, des éléments majeurs et des métaux lourds et, de l'autre part, par l'exploration géographique, géologiques et métallo-géniques de la région d'étude.

Les résultats de l'étude hydro-chimique ont montré que les eaux se trouvant dans ce barrage et en amont sont affectées par une pollution urbaine et agro-industriel (DBO5 comprise entre 20 et 50 mg/l). Ces niveaux correspondent à la classe de qualité : pollution excessive, pendant la période de basses eaux. En période de hautes eaux, les prélèvements à deux stations (St1 et St2) présentent des valeurs supérieures à la norme (Hammam Ouled Ali et Bouâti-M). Ces niveaux correspondent à la classe de qualité entre passable et médiocre. Le rapport DCO/DBO5 supérieur à 3, qui peut atteindre 7,2, traduit le fait que des effluents agro-industriels sont plus ou moins difficilement biodégradables. En même temps la présence notable d'éléments traces métalliques comme le mercure, avec des moyennes qui varient entre les stations: St1, St2, St3, St4 comme suit : 0,053 - 0,029 - 0,012 - 0,088 mg/l. Pour le plomb, à l'émergence, les teneurs sont importantes en période de basses eaux et atteignent des moyennes qui varient entre les stations St1 St2, St3 et St4 comme suit : 0,224 - 0,222 - 0,278 - 0,194 mg/l. Cela étant, dans l'espace les concentrations décroissent d'amont en aval. Ces teneurs limitent l'utilisation de cette eau notamment pour l'alimentation en eau potable (AEP) et présentent une menace à long terme pour la santé de la population qui l'utilise.

Mots clés : Eaux de barrage, pollution urbaine, micropolluants métalliques, mercure, dégradation de la qualité.

Mercury Contamination Evaluation in Surface Water Of Zit-Emba Dam, (Skikda, North East Algeria).

Abstract:

The determination of the origin of the pollution by micro-pollutants of surface waters of the basin discharging in Zit-Emba dam has been addressed using a spatial-temporal exploration of the physical parameters, major Elements and heavy metals from one hand, and the geographic; geological and metal-genic exploration of the area of the study from the other hand.

The results of the hydro-chemical study has shown that the waters located in this dam and upstream are contaminated by an urban and an industrial pollution (including DBO5 between 20 and 50 mg/l) with a high pollution quality during the low water period. During the high water's period, two sampling stations have shown high values in comparison with the stander St1 and St2 (Hammam Ouled Ali and Bouâti-M) which classify them between fair and poor quality and a report of DCO/DBO5 higher than 3 which reaches 7,2 translating that the contribution of the agro-industrial affluent is more or less not readily biodegradable. At the same time, the presence of metal traces elements such as mercury with average which successively changes on the sampling stations: St1, St2, St3, St4 as follows: (0.053 to 0.029 - 0.012 to 0.088 mg/l). For the emergence of the Lead, its contents are important in times of low water which reach a successively averages on the sampling waters of St1 to St4 as follow: the sampling stations St1 to St4 as follows (from .224 to .222 - .278 to .194 mg/l) but its evolution in space on the four sampling stations is decreasing. These levels limit the use of this water particularly for drinking water supply (AEP) and have a long-term threat to the health of the population that uses it.

Key words: Waters of the dam, urban pollution, metallic micro-pollutants, mercury, quality's deterioration statistics, modelling.

Introduction :

La présente étude concerne les eaux du barrage de Zit-Emba, qui contrôle un bassin versant d'une superficie de 485 km², qui se trouve au sud-est de la wilaya de Skikda (fig.1). Il alimente cette dernière et ses environs en eau potable. Il permet aussi l'irrigation du périmètre de Zit-Emba de superficie totale de 6000 ha, la où plus de 2700 ha sont équipés et irrigués [14].

Cette étude a pour objectif d'appréhender l'état de contamination du milieu aquatique du barrage de Zit-Emba et de faire une appréciation de la qualité de cette eau. Pour cela, nous allons apprécier et interpréter les données physico-chimiques d'échantillons d'eau pris le long d'Oued El-Hammam de l'émergence de la source thermal, jusqu'à la distribution d'eau potable au niveau de la ville de Skikda.



Fig. 1 : Situation du barrage de Zit-Emba.

I. Présentation de la zone d'étude

Les prospections géologiques et minières effectuées dans la région ont permis de mettre en évidence la présence de certains gisements miniers localisés essentiellement dans la partie méridionale du bassin versant et le nord ouest de ce dernier. On y trouve des carbonates de zinc ($ZnCO_3$), du sulfure d'antimoine (Sb_2S_3) avec des traces de cinabre (HgS), de la calamine ($Zn_4Si_2O_7$)OH₂ et de la barytine ($BaSO_4$) et du plomb arsenicaux ainsi que de l'arséniate de zinc [5] [9][10][11][12]. La présence et l'exploitation de ces gîtes métallifères a également contribué à la détérioration de la qualité des eaux de surface et souterraine de la région [2][3][4] [6] [7].

En dehors de toutes mesures de protection de l'environnement, la ressource en eau de surface se trouve exposée à des risques potentiels d'altérations chroniques ou épisodiques [1][4].

2. Matériel et méthodes

2.1. Stratégie d'échantillonnage

La détermination de l'origine de la contamination et la pollution de ces eaux superficielles ont été abordées à l'aide d'une exploration spatio-temporelle des paramètres physiques, des éléments majeurs et des métaux lourds. Pour aboutir à une vision aussi claire que possible de la qualité des eaux du barrage Zit Emba, il est important d'étudier le comportement de certains éléments chimiques qui sont à l'origine de la contamination ou de la pollution industrielle, urbaine ou agricole. Pour cela nous avons réalisé un certain nombre de mesures des paramètres physico-chimiques et des éléments traces métallique (CE, pH, T, O₂, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻, NO₃⁻, NO₂⁻, MES, DCO, DBO₅, et As²⁺, Pb²⁺, et Hg²⁺). Les sites de prélèvement d'échantillons ont été choisis selon la distribution spatiale des sources de pollution et de contamination. Quatre (4) stations ont été sélectionnées (St1, St2 en amont du barrage, St3 au niveau de la cuvette du barrage et St4 à l'aval de ce dernier au niveau système de distribution des eaux de la ville de skikda). Les échantillons sont au nombre de 48, La période d'observation s'étale sur six mois, de juillet 2004 à février 2005, ce qui nous permet de suivre l'évolution de la qualité des eaux pendant les deux périodes hydrologiques (basses et hautes eaux).

2.2. Méthodes d'analyse statistique

Le traitement statistique des données a pour but de mesurer et de présenter ces observations d'une manière telle qu'on puisse prendre connaissance aisément de la qualité des eaux de l'oued El-

Hammam régularisé par le Barrage Zit-Emba. L'inférence statistique permet d'étudier ou de généraliser, dans certaines conditions, les conclusions obtenues et cela à l'aide de tests statistiques, mais en prenant un certain risque d'erreur qui est évalué en utilisant la théorie des probabilités. Concernant le présent travail, nous avons utilisé : (1) la statistique descriptive ; (2) le test de l'analyse de la variance (ANOVA) ; (3) la corrélation linéaire ; (4) l'analyse en composantes principales (ACP) ; (5) et la classification ascendante hiérarchique (CAH).

Tous les calculs ont été réalisés par le biais du logiciel Minitab (X, 2011) sur la matrice des données de la station N°04 (AEP de la ville de skikda) et sur la matrice globale des moyennes des quatre (4) stations.

3. Résultats et discussions

3.1. Variation spatio-temporelle du chimisme d'eau

Dans l'ensemble, l'évolution spatio-temporelle des teneurs des paramètres physico-chimiques sur toutes les stations de prélèvements est inférieure à la norme de potabilité établie par l'organisation mondiale de la santé.

La comparaison de la pente (positive) des courbes de tendance des différents éléments physicochimiques avec celle du volume d'eau de la cuvette (négative), permet de dire que, excepté le pH, les nutriments et les MES, l'augmentation de ces éléments est en liaison entre autre avec la diminution du volume d'eau au niveau de la cuvette du barrage.

3.2. Les éléments traces et métalliques (ETM)

Les teneurs en Hg^{2+} et en Pb^{2+} retrouvées dans les eaux de surface de la région sont très élevées et dépassent les normes admissibles [13], témoignant d'une contamination des eaux du barrage destinées à l'agriculture et à l'approvisionnement en eau potable.

Les moyennes des résultats des différentes analyses ont été reportées dans le tableau I suivant :

Tableau I : Concentrations moyennes de l'arsenic, du plomb et du mercure.

Stations De Prélèvements	As (mg/l)	Pb (mg/l)	Hg (mg/l)
Station (1) HAMMAM OULED ALI	0,0028	0,224	0,053
Station (2) COM. BOUATI. M.	0,001	0,222	0,029
Station (3) BARRAGE ZIT-EMBA	0,00054	0,278	0,012
Station (4) AEP de la ville de SKIKDA	0,0026	0,194	0,088

Seul le mercure, dans ces eaux, dépasse de loin la teneur préconisée par l'OMS (0.0001mg/l). Pour le plomb, les plus fortes valeurs sont observées pendant la période de basses eaux de la cuvette du barrage à la suite d'une concentration par évaporation, avec une valeur maximale égale à 0,907mg/l. Au contraire, pour l'arsenic, les faibles concentrations observées aux différentes stations de prélèvement sont inférieures à la norme de potabilité recommandée par l'OMS (0.05mg/l) et ne présentent aucun danger.

3.2.1. Analyses statistiques descriptives des éléments trace métallique

Les résultats de la description des données obtenues dans chaque station et pour chacune des variables mesurées et en particulier (Hg^{2+} et Pb^{2+}) sont notés dans le tableau 2 suivant :

Tableau 2 : Résumé des résultats statistiques descriptifs des ETM (meq/l).

Variable	Stations	Mean	StDev	Minimum	Maximum
Hg^{2+}	1	0,000534	0,000277	0,000160	0,000930
	2	0,000292	0,000161	0,000130	0,000630
	3	0,000119	0,000094	0,000040	0,000380
	4	0,000879	0,000081	0,000680	0,000980
Pb^{2+}	1	0,002166	0,001961	0,000610	0,006310
	2	0,002142	0,002090	0,000510	0,006360
	3	0,05280	0,17480	0,00060	0,60770
	4	0,001874	0,001211	0,000900	0,005130

3.2.2. Analyse en composantes principales A.C.P

Une ACP centrée réduite a été réalisée avec les données hydrochimiques (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- , NO_3^- , NO_2^- , pH, Pb, Hg et CE) issues des eaux de surface du bassin versant de l'oued El-Hammam (fig.2). Le but de ce traitement est de déterminer les principaux facteurs qui contrôlent le chimisme de ces eaux et les différentes sources de contamination et de pollution.

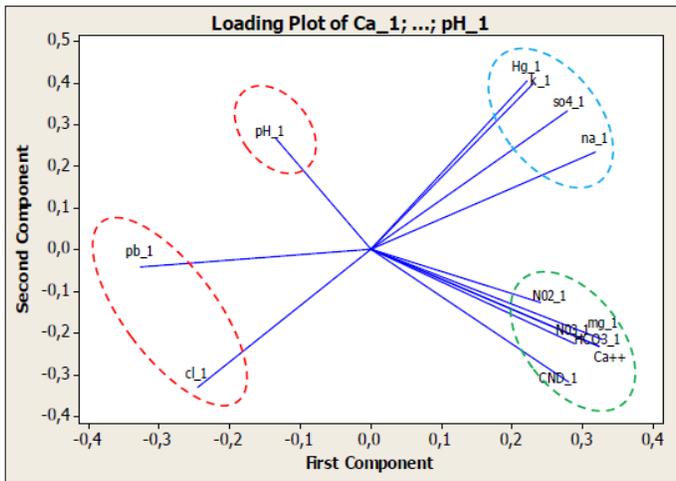


Fig. 2 : Analyse en composantes principales.

Deux composantes principales (CP) ont été retenue, elle représente 87% de la variance totale, ce qui est assez bon et peut être utilisée pour identifier les principales variations dans l'hydrochimie. L'étude des liaisons avec les différents facteurs montre que le premier composante CP1 représente 59,1% de la variance est déterminée positivement par la minéralisation (contamination naturelle) qui s'est traduite avec une bonne corrélation de ce facteur avec : Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , et Hg (Fig.2). Les différents éléments obtenus à partir de l'ACP retenu indiquent que les paramètres sensibles des variations de la qualité des eaux de surface de la région sont principalement liés à la présence et la dissolution de certaines formation contenant certains minéraux carbonatés, dolomitiques et évaporitiques dans ces eaux, issu des processus normaux et de l'interaction d'eau-roche durant le ruissellement et l'écoulement.

3.2.3. Classification ascendante hiérarchique des variables

Cette méthode d'analyse de groupement a été employée pour déterminer si les échantillons des eaux peuvent être groupés dans des groupes hydrochimiques statistiquement distincts qui peuvent être significatifs des différents contextes géochimiques (qualité, contamination et pollution..). Le graphique de la classification et de regroupement des variables au moyen du lien simple et de la distance basée sur le coefficient de corrélation établis par le logiciel Mintab, montre tout d'abord la participation des paramètres mesurés, mais à des degrés variables, et donne cinq groupes homogènes, pour un taux de similarité de 75 %, qui sont les suivants (fig. 3).

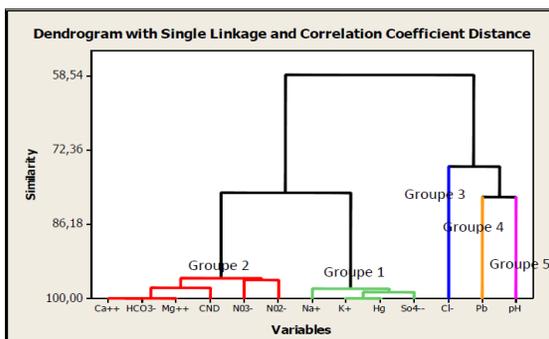


Fig. 3 : Dendrogramme du regroupement des 13 variables.

Le premier groupe (I) est constitué par les variables (Na^+ , SO_4^{2-} , K^+ , Hg^{2+}) ; avec une étroite corrélation entre le potassium (K^+) et le mercure (Hg^{2+}), avec un niveau de similarité très proches de 100% (99,9%) et qui sont liés, à leur tour, aux sulfates et avec le sodium avec des niveaux de similarité (98,88% et 98,24%).

3.3. Indice de contamination

L'appréciation de la pollution métallique dans l'environnement aquatique peut se baser sur la détermination de l'indice de contamination (IC) pour évalué la pollution [Belamie et al.,(1982), Boust et al., (1981), Rosso et al., (1993), Bennasser et al., (2000), El Morhit, (2009)]. IC est défini pour un métal donné comme étant le rapport entre la teneur mesurée à une station donnée et la teneur naturelle optimale fixée comme référence par l'organisation mondiale de la santé (OMS). Pour un IC proche de 1, on considère que le site n'est pas ou peu contaminé par les métaux. En général, c'est au-delà de 2 que les auteurs admettent que le site est soumis à un début de contamination. Lorsque IC est inférieur à 1 il s'agit soit d'une dilution soit d'une erreur analytique [Boust et al.,1981].

3.3.1. Calcul des Indices de Contamination Moyens (ICM)

Les indices de Contamination Moyens (ICM) du mercure, du plomb et de l'arsenic, sont calculés en se référant à la norme de l'OMS pour chaque élément (Tableau 5 et Figure 4).

Tableau 5 : Indices de Contamination Moyens (ICM) de Hg, Pb et As.

Désignation	Mercure		Plomb		Arsenic	
	ICM	Observation	ICM	Observation	ICM	Observation
St (1) Hammam Ouled Ali	53	Contamination excessive	2,24	Contaminé	0,056	Absence de contamination
St (2) Bouâti-Mahmoud	29	Forte contamination	2,22	Contaminé	0,02	Absence de contamination
St (3) Barrage Zit-Emba	12	Forte contamination	2,78	Contaminé	0,0108	Absence de contamination
St (4) AEP de Skikda	88	Contamination très excessive	1,94	Contaminé	0,052	Absence de contamination

L'analyse comparative des ICM de ces eaux avec un seuil de tolérance pour chaque élément montre que pour :

- **le mercure** : toutes les valeurs sont très supérieures au seuil de tolérance de l'ICM, indiquant une forte contamination de ces eaux pendant toute la période des prélèvements ;
- **pour le plomb** : la majorité des valeurs de ICM est supérieure à 1, indiquant que les eaux sont considérées comme contaminées pendant la période des prélèvements ;
- **et pour l'arsenic** : toutes les valeurs sont inférieures au seuil de tolérance de l'IC, indiquant ainsi une absence de contamination.

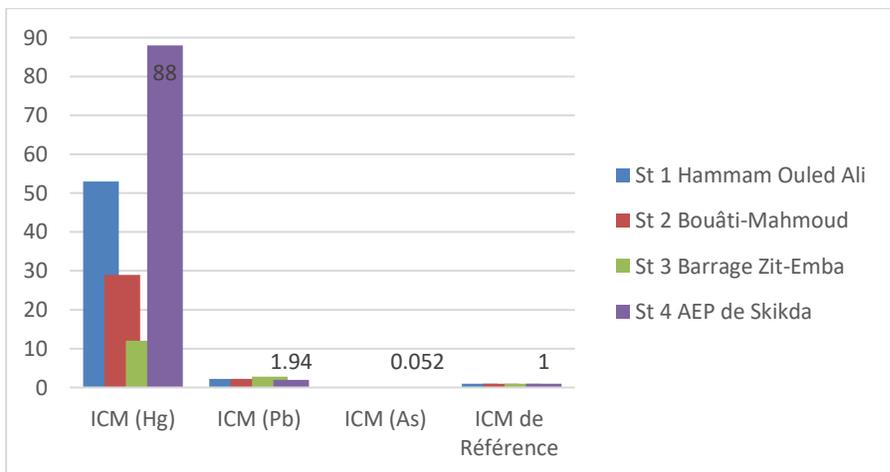


Fig. 4 : Évolutions des indices de contaminations moyens (ICM) sur les stations de prélèvements.

L'analyse des indices de contamination moyens (ICM) pour l'ensemble des éléments permet d'établir dans l'ordre d'importance la classification suivante : **ICM Hg > ICM Pb > ICM As.**

4. Conclusion

La présence des éléments traces métalliques toxiques s'est avérée importante dans ces eaux depuis la source thermale jusqu'à l'eau distribuée au niveau de la ville de Skikda. **Les teneurs en Hg et en Pb retrouvées dans ces eaux de surface sont très élevées et dépassent les normes admissibles,** témoignant ainsi d'une contamination naturelle de ces eaux liée à la géologie de la région mercurielle de Azzaba et Zit-Emba. A cet effet et pour pouvoir contrôler les teneurs en mercure avec des fréquences acceptables, le développement d'un modèle de prévision des concentrations de mercure dans l'eau livrées à la population s'avère nécessaire.

5. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Belhadj Med. Z. (2007) *Etude de la pollution des eaux de surface du barrage de Zit El Emba. Région Est de Skikda. NE algérien.* Mémoire de Magister Dép. Hydraul. Univ. Batna.
2. Belhadj Med.Z. et BOUDOUKHA A. (2011) *Qualité des eaux de surface et leur impact sur l'environnement dans la wilaya de Skikda (Nord-est de l'Algérie). Contamination naturelle par le mercure.* European Journal of Scientific Research. Vol 56 N°(2) pp 204-211.
3. BOUDOUKHA A. et Belhadj Med. Z. (2012) *Impact d'une pollution anthropique et d'une contamination naturelle sur la qualité des eaux du barrage de Zit Emba. Est algérien.* Revue La Houille Blanche, n° 4, 2012, p. 34-41
4. Belhadj Med. Z. (2017) : *Qualité des eaux de surface et leur impact sur l'environnement dans la wilaya de Skikda.* Thèse de Doctorat en sciences Spécialité : Sciences Hydrauliques (option) : hydraulique, Dép : Génie Civil et Hydraul, faculté des Sciences et de la technologie Univ. Biskra.
5. Bouarroudj .M.T (1989) *Les Minéralisation A Hg, Pb, Zn, Cu, Ba, De La zone Nord numidique du Nord de L'Algérie orientale - métallogénie et recherche de guides de prospection.* Thèse Docteur ingénieur, université Pierre et marie curie, Paris VI 242 Pages.
6. Benhamza. M (2005) *Application de l'analyse en composante principale à l'évaluation de la pollution mercurielle dans la région de Azzaba (1999, 2000, 2001)* 1^{er} colloque euro-méditerranéen en biologie végétale et environnement le 28, 29 et 30 novembre 2005 université Badji Mokhtar (Algérie). 7 p
7. Benhamza M. et Kherici N. (2007) *Contamination par les micropolluants métalliques des eaux souterraines de la zone mercurielle nord numidique (Azzaba), Nord Est algérien.* 2^{ème} Colloque International sur l'Eau et l'Environnement : Sidi Fredj les 30 et 31 Janvier 2007, p287-295.
8. Kemoukh S. (2007) *Dégradation de la qualité des eaux du barrage de Zerdez suite à une pollution naturelle w.de Skikda.* Magister Hydraulique : Batna, Université El Hadj Lakhdar : faculté des sciences de l'ingénieur.
9. Vila J.M. (1967) *Analyse stratigraphique et structurale du flysch de Penthièvre (Nord Constantinois) Algérie.*
10. Vila .J.M. (1971) *Essai d'interprétation structurale d'un profil transversal du nord-est de la Berbérie entre les régions d'Annaba (Bône) et de Guelma.*
11. Vila J.M et MAGNE J. (1969) *Le cadre structural du Djebel Debar (nord du constantinois, Algérie).* Extrait du bulletin de la société géologique de France, 7e série, t .XI pp 75 à 81
12. Vila J.M, BUSNARDO. R, DEVRIES. A, MAGNE J et SIGAL.J. (1968). *Données stratigraphiques sur la série renversée et charriée du DJEBEL BOUSBA et étude de son cadre structural (Région de Guelma, Constantinois, Algérien)* Extrait du bulletin de la société géologique de France, 7e série, t .X,P .206 à 212, année 1968.
13. WHO, 2011. *World Health Organization-Guidelines for Drinking Water Quality. Recommendations.* 4th ed. Switzerland. www.hcsc.gc.ca/ehp/dhm/catalogue/dpc_pubs/rqepdoc_appui/nitrate.pdf.
14. ONID, 2007. *Office National de l'Irrigation et du Drainage, Etats signalétique des périmètres en exploitation en Algérie - année 2007.*

Équilibres et études cinétiques de l'adsorption du plomb sur la montmorillonite

Soufiane BOUDJEMAA^{1,2}, Hamoudi MEKHALFI^{1,2}, Saci NACEF¹

¹Laboratoire de Génie des procédés chimiques, Université Ferhat Abbas de Sétif -I-, 19000, Algérie
bsouf77@yahoo.fr; hammek7@yahoo.fr; nacef_s@yahoo.fr

²Faculté des Sciences et de la Technologie, Université Mohamed El-Bachir El-Ibrahimi de B.B.A, Algérie
bsouf77@yahoo.fr; hammek7@yahoo.fr

Résumé

Le but de ce travail de recherche est de déterminer le potentiel d'application de la montmorillonite sodique (MMT-Na) et de la montmorillonite modifiée (OMMT) comme des adsorbants pour l'élimination des ions plomb (II) des solutions aqueuses. La dose d'adsorbant, concentration initiale en adsorbant, le pH, la température et le temps de contact ont été étudiés. Les résultats expérimentaux ont montré que l'adsorption du plomb dépend essentiellement de la nature (MMT-Na et OMMT) et de la masse de l'adsorbant et de la concentration initiale en Pb (II). L'adsorption est bien décrite par le modèle de Langmuir. Il a montré que le processus d'adsorption est toujours de pseudo-premier ordre, spontané, exothermique et que le processus de sorption est physisorption.

Mots clés : adsorption, cinétique, isotherme, thermodynamique, montmorillonite, Pb (II), eau
Equilibria and kinetic studies on the adsorption of lead onto montmorillonite

Abstract

The aim of this research work is to determine the potential of application of sodium montmorillonite (MMT-Na) and modified montmorillonite (OMMT) as adsorbents for the removal of lead (II) ions from aqueous solutions. The adsorbent dosage, initial adsorbate concentration, pH, temperature and contact time were investigated. The experimental results showed that the adsorption of lead depends mainly on the nature (MMT-Na and OMMT) and mass of the adsorbent and the initial concentration of Pb (II). The adsorption is well described by the model of Langmuir. It showed the process is always of pseudo-first order, spontaneous and exothermic nature of the reaction and the physisorption of the sorption process.

Key Words: kinetic, isotherm, adsorption, thermodynamic, montmorillonite, Pb (II), water

1. INTRODUCTION

L'augmentation des activités agro-industrielles engendre une pression grandissante sur les réserves en eau douce de la planète. De ce fait, la pollution des eaux, accidentellement ou volontairement par des produits chimiques (métaux lourds, hydrocarbures, colorants...), devient un fléau universel qui entraîne une dégradation de l'environnement, la diminution de la qualité de l'eau et constitue une menace pour la santé publique. Elle suscite actuellement un intérêt majeur partout dans le monde de la part de divers opérateurs (fournisseurs, scientifiques, législateurs, associations...) [1, 2].

Durant les dernières décennies beaucoup de recherches ont porté sur la technique de séparation telle que l'adsorption. Cette technologie a déjà montré son potentiel dans le traitement des métaux lourds (Cr, Pb ; Fe,...etc.). Le plomb est l'un des métaux le plus largement employé dans l'industrie grâce à sa solidité. L'utilisation intensive du plomb dans les industries a entraîné de grandes quantités d'effluents déversés dans la nature à des concentrations élevées, d'où la nécessité d'un traitement spécifique des rejets et une révision des réglementations concernant les teneurs en plomb présentes dans les eaux [3, 4].

Compte tenu de la qualité variable des eaux contaminées et de la prise en compte d'autres paramètres comme la concentration en ions métalliques issue de la pollution, cette micropollution métallique est réduite par adsorption sur MMT-Na et OMMT, deux adsorbants se caractérisant par des surfaces spécifiques élevées [5, 6].

La présente étude porte sur la détermination et la comparaison des propriétés adsorbantes de ces deux matériaux ainsi que sur l'influence des paramètres extérieurs comme la concentration initiale en adsorbant, la masse optimale d'adsorbant, la température et le pH et donc sur la capacité d'adsorption du plomb par ces matériaux microporeux.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1. Produits

L'argile utilisée dans cette étude est une montmorillonite algérienne provenant du gisement de Maghnia (Ouest algérien), avec une capacité d'échange cationique (CEC) de 95 méq /100 g. $Pb(NO_3)_2$ (Sigma-Aldrich, 99,999%), *n*-hexadécyltriméthylammonium chloride HTACI (Alfa Aesar, 96%). $AgNO_3$ (Sigma-Aldrich, 99,5%), NaCl (Sigma-Aldrich, 99,7%).

2.2. Préparation de la Montmorillonite Sodique (MMT-Na)

170 g de montmorillonite (MMT) purifiée sont dispersés dans 5 l d'une solution de NaCl (1 N), mis sous agitation magnétique (250 tr/min) et portés à 40°C durant 30min. Le mélange est séparé par centrifugation à 3500 tr/min pendant 7 minutes. L'opération est répétée quatre fois pour atteindre la saturation et l'obtention d'une argile monoionique. L'argile est lavée à l'eau distillée jusqu'à disparition des chlorures, testés par l' $AgNO_3$. Elle est dispersée dans l'éthanol pur pendant 3 heures, puis récupérée par centrifugation. La montmorillonite sodique (MMT-Na) est séchée à 80 °C, broyée, tamisée et stockée dans un dessiccateur.

2.3. Modification organique de la montmorillonite sodique (OMMT)

La montmorillonite sodique (MMT-Na), est de nature hydrophile avec les matrices polymériques. Pour cette raison, on lui fait subir une modification organique pour la rendre organophile par la méthode d'échange d'ions [7] ; le tensio-actif peut être un sel ammonium ou phosphonium. Dans le cas présent, nous avons opté pour par l'hexadécyltriméthyl ammonium chloride (HTACI) (figure 1).

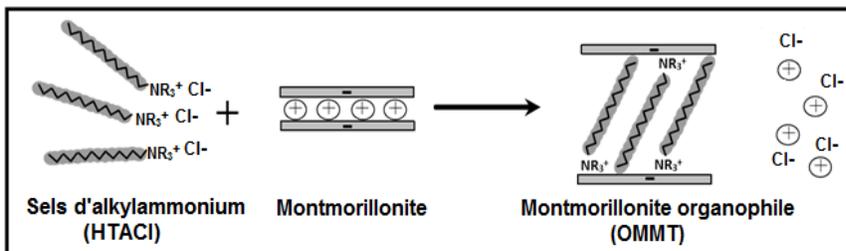


Fig. 1 - L'échange cationique entre HTACI et les cations intercalés entre les lamelles de l'argile [7].

3. CARACTÉRISATION DES ADSORBANTS

3.1. Spectroscopie FTIR

Les échantillons sont préparés sous forme de pastilles fines en mélangeant 96 % (massique) de KBr avec 4 % de l'échantillon à analyser, préalablement broyé et séché pendant au moins vingt-quatre heures à 100 °C. Ces pastilles ont été obtenues par pression à 10 torr/cm² pendant deux minutes.

Les spectres IRTF ont été réalisés à l'aide d'un spectrophotomètre IRTF-8300 à transformée de Fourier SHIMADZU, dans un domaine de nombre d'onde allant de 400 à 4000 cm^{-1} .

3.2. Diffraction des rayons X (DRX)

Nous avons utilisé pour toutes les caractérisations par DRX un diffractomètre de type Philips PW-1710, alimenté par un courant de 40 kV sous une intensité de 40 mA. Travaillant avec la raie monochromatique $K\alpha$ du cuivre à une longueur d'onde de $\lambda = 1,54\text{\AA}$. Les paramètres choisis sont une faible vitesse de rotation avec un pas de $0,05^\circ$. Le domaine observé de l'angle 2θ est compris entre 2 et 30° .

3.3. Thermogravimétrique ATG

L'appareil que nous avons utilisé est un Shimadzu TGA-51H. Les échantillons ont été soumis à une montée en température allant de la température ambiante jusqu'à 800°C avec une vitesse de chauffe de $10^\circ\text{C}/\text{min}$ et sous un flux d'azote.

4. DÉTERMINATION DE LA CONCENTRATION DE Pb (II)

Le taux d'adsorption des ions métalliques de Pb^{2+} est déterminé par addition d'une masse fixée d'adsorbant (OMMT ou MMT-Na), à 100 ml d'une solution contenant $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ de concentration initiale fixée. Les essais sont réalisés en réacteur fermé de volume 100 cm^3 relié à un bain thermostaté et agité électromagnétiquement aux vitesses et aux températures choisies. La détermination de la concentration relative en fonction du temps est faite à des intervalles de temps réguliers, avec des temps de contact variant entre 15 et 150 mn, et cela grâce à un spectrophotomètre d'absorption atomique SAA (type PYE UNICAM SP9) avec des longueurs d'onde de 217 nm. Cependant dans un domaine de $4,8 \cdot 10^{-5}$ à $9 \cdot 10^{-4}\text{ mol/l}$, les solutions en métal obéissent à la loi de Beer- Lambert.

5. RÉSULTATS ET DISCUSSION

5.1. Caractérisations de MMT-Na et OMMT

5.1.1. Spectroscopie IR

Les bandes de vibration des liaisons caractéristiques de la montmorillonite sodique, non modifiée, sont présentées sur le spectre infrarouge de la figure 2. Le spectre IRTF de la (MMT-Na) peut être décomposé comme suit [8] :

- 3636 cm^{-1} : Vibrations d'élongation des groupements OH de la couche octaédrique,
- 3395 cm^{-1} : Molécules d'eau adsorbées dans les galeries de la montmorillonite,
- 1639 cm^{-1} : Vibrations de déformation des groupements OH de l'eau physisorbée,
- 1040 cm^{-1} : Vibrations d'élongation de valence de la liaison Si-O,
- 760 cm^{-1} : Vibrations de déformation des groupements Al-OH de la couche octaédrique,

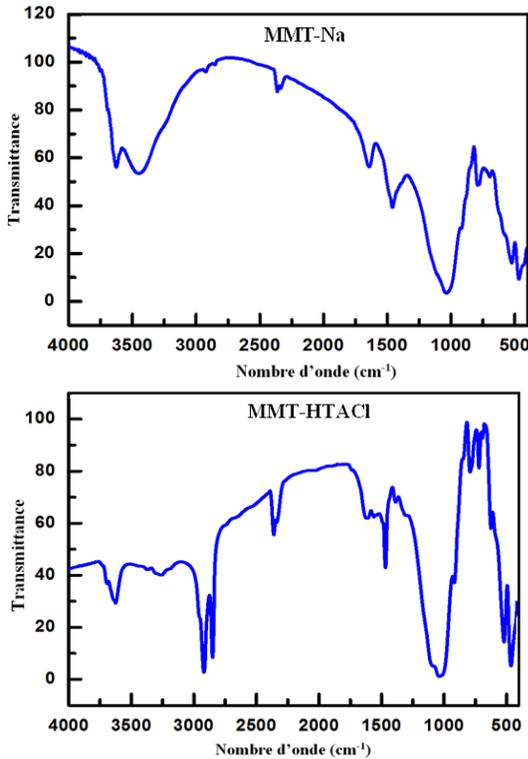


Fig. 2 - Spectre IR de MMT-Na et MMT-HTACl.

L'examen de spectre de l'argile organophile fait apparaître de nouveaux pics d'absorption, situés à 2924 cm^{-1} et 2842 cm^{-1} qui sont attribués aux vibrations de valence des groupements $-\text{CH}_2-$ (figure.6). La bande située à 1475 cm^{-1} est relative à la vibration de déformation du même groupement, ce qui indique que ce groupement organique est présent avec la montmorillonite. Le pic à 3395 cm^{-1} a disparu dans la montmorillonite organophile. On peut conclure que le caractère hydrophobe de l'alkyl ammonium chloride (HTACl) a permis d'expulser l'eau adsorbée présente entre les galeries, mais sans influencer sur l'eau de constitution du réseau cristallin de la montmorillonite [8].

5.1.2. Diffraction des rayons X (DRX)

Le spectre DRX de la figure 3.a. indique la distance interfoliaire (d_{001}) est de l'ordre de 13.81Å ($2\theta = 6.39^\circ$) dans le cas de la montmorillonite sodique (MMT-Na). Sur la même figure la montmorillonite sodée et organophile montrent un décalage de l'angle 2θ , qui passe de $6,39^\circ$ à $4,31^\circ$, indiquant ainsi l'augmentation de la distance interfoliaire de $13,81\text{Å}$ pour l'argile sodée à $20,48\text{Å}$ pour l'argile organophile, confirmant l'intercalation des ions alkylammonium dans l'espace occupé initialement par les ions sodium ; il y a une quantité suffisante de l'alkylammonium dans l'espace interfoliaire de la montmorillonite [9].

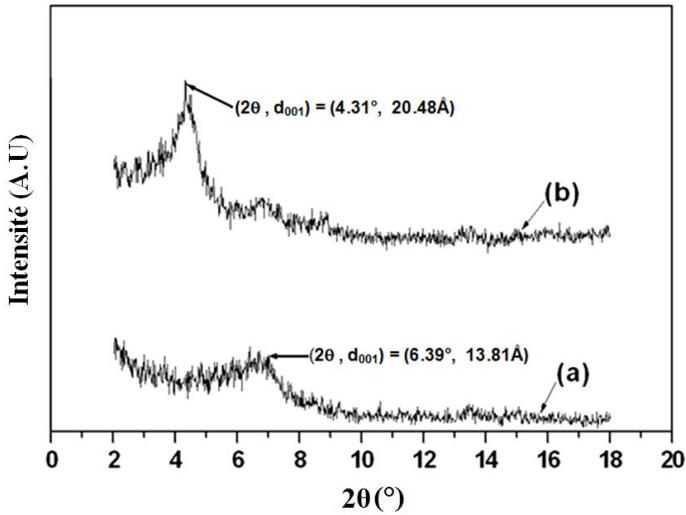


Fig. 3 - Diffractogramme RX de : (a) MMT-Na, (b) OMMT.

5.1.3. Analyse thermogravimétrique (ATG)

La courbe d'ATG de MMT-Na (figure 4) est caractérisée par deux inflexions de perte de masse. La première perte de masse, située entre 100 et 350°C , est due à la vaporisation de l'eau libre contenue dans cette montmorillonite, au sein des pores interparticulaires et interagrégats et des galeries interfoliaires. Une seconde perte de masse, entre 500 et 800°C , est attribuée au départ de l'eau liée chimiquement et à la recombinaison des groupements hydroxyles, situés à la surface des feuillets pour former des liaisons siloxanes en dégageant de l'eau [10].

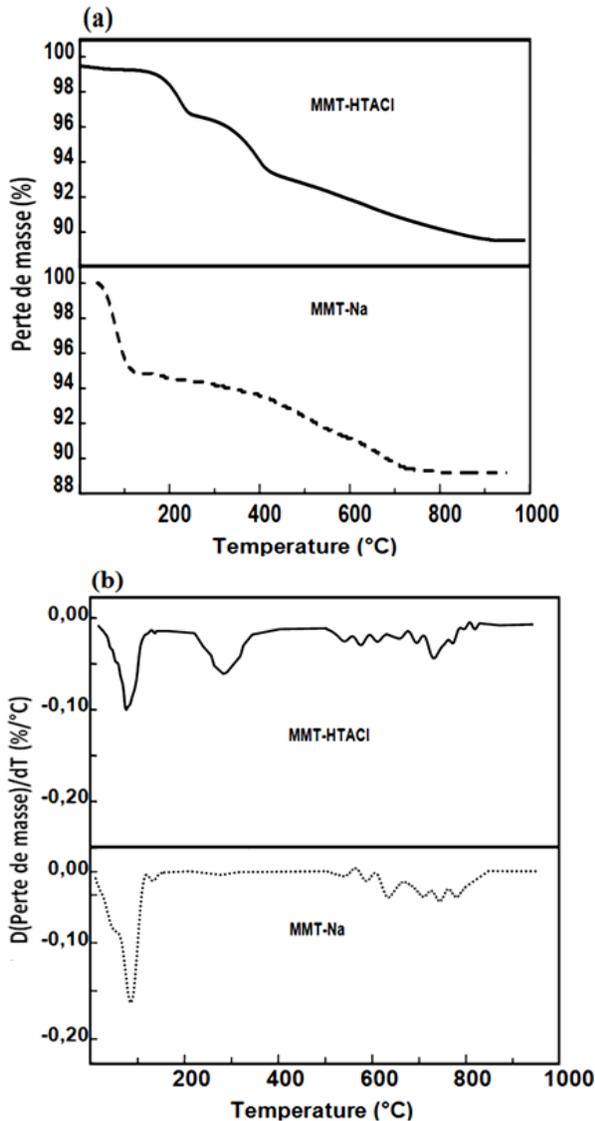


Fig. 4 - ATG (a) et DATG (b) de MMT-Na et MMT-HTACI.

La courbe d'ATG de MMT-HTACI est caractérisée par trois inflexions ou par trois pertes de masse essentielle. La première perte de masse, inférieure à 200 °C, correspond à la vaporisation de l'eau libre (figure 4). La seconde perte de masse, entre 200 et 500 °C, est due à la décomposition des ions alkylammonium (Les ions alkylammonium physisorbés sur les particules et les ions fortement liés aux feuillets). La déshydroxylation des aluminosilicates se produit entre 500 et 850 °C (le départ de l'eau de la structure) [10].

5.2. Études d'adsorption

5.2.1. Influence de la masse de l'adsorbant

La figure 5 montre clairement que la quantité adsorbée en Pb^{2+} croît avec la masse d'adsorbant. On remarque aussi qu'OMMT adsorbe les ions Pb^{2+} en plus grand nombre que MMT-Na pour une même masse utilisée. Une quantité optimale de 1 gr et 0,5 gr respectivement pour l'OMMT actif et la MMT-Na sera nécessaire pour fixer le maximum d'ions métalliques Pb^{2+} .

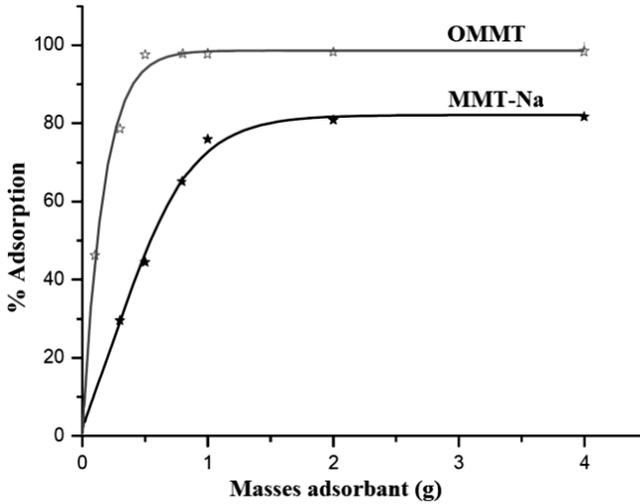


Fig. 5 - Variation de la quantité à l'équilibre du Plomb adsorbée en fonction de différentes masses de MMT-Na et OMMT.

5.2.2. Influence du temps de contact

L'effet du temps de contact solide-liquide est représenté par les courbes cinétiques de matière transférée sur la figure 6. La quantité adsorbée est déterminée comme suit :

$$q_e = \frac{x}{m} = \frac{(C_i - C_e)V}{m}, \quad (1)$$

C_i: concentration initiale (mg/l).

C_e : concentration à l'équilibre (mg/l).

V : volume de la solution (l).

m: masse de l'adsorbant (g).

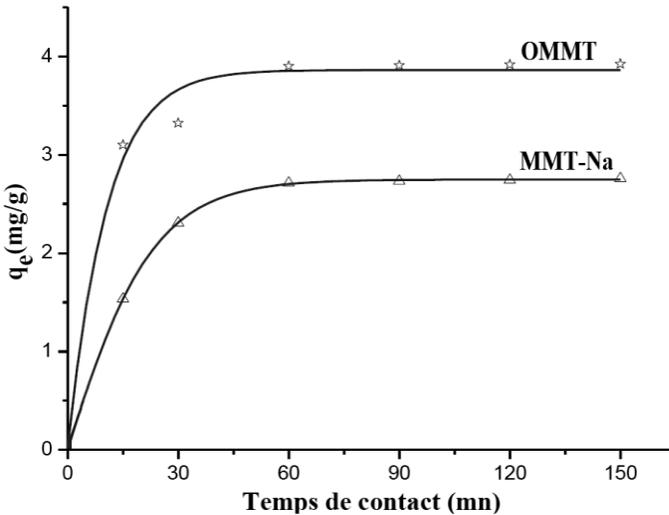


Fig. 6 - Capacité d'adsorption du Plomb sur le MMT-Na et l'OMMT.

Les courbes cinétiques de la figure 6 montrent une adsorption rapide pour les ions de Pb²⁺. Avec l'adsorbant OMMT, les l'ion Pb²⁺ sont plus adsorbés, qu'avec MMT-Na. Cependant l'équilibre est atteint au bout d'une heure de contact quel que soit le type d'adsorbant. Ce temps d'une heure sera défini comme temps de contact adsorbant-adsorbât.

5.2.3. Influence du pH de la solution

En milieu très acide, les ions s'adsorbent difficilement à la surface déjà saturée par les ions H^+ , très mobiles, qui s'insèrent plus rapidement. Cet effet se résorbe en augmentant le pH, car il y'a une diminution dans la compétition entre les ions H^+ en solution et les cations métalliques au niveau des sites d'adsorption de surface.

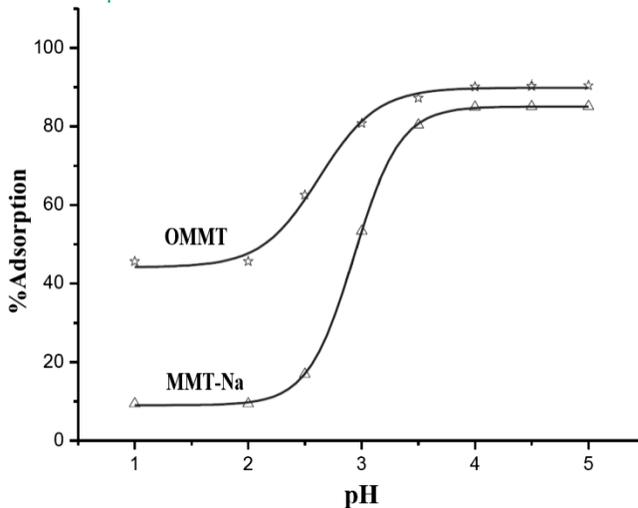


Fig. 7 -Influence du pH des solutions sur le taux d'adsorption.

Au-delà du pH=4, la surface est saturée et les ions métalliques s'hydrolysent ou forment des espèces anioniques [11] comme le montre la figure 7 et le tableau I.

Table I -Type d'espèces formées.

pH	Espèce métallique présente	Taux d'adsorption
< 2	Pb^{2+} libres	Faible
[2.5-4]	$[PbOH]^+$, $[Pb(H_2O)_6]^+$,	Elevé
> 4	$Pb(OH)H$, $[Pb(OH)_3]^-$	Maximum

5.2.4. Influence de la concentration initiale

La figure 8 montre, que la vitesse d'adsorption croit avec la concentration en adsorbat C_i , que la quantité adsorbée tend vers une valeur limite obtenue fonction de C_i pour une durée de contact solide-liquide. L'équilibre d'adsorption est rapidement atteint pour les faibles concentrations. Cependant pour les concentrations initiales en ions Pb^{+2} inférieures à 20 mg/L (suivants nos conditions opératoires) le temps nécessaire pour une adsorption complète varie de 60 à 90 minutes. Concernant les concentrations supérieures ; l'équilibre n'est atteint qu'après seulement 160 minutes et la réaction d'adsorption n'est pas totale (figure 5).

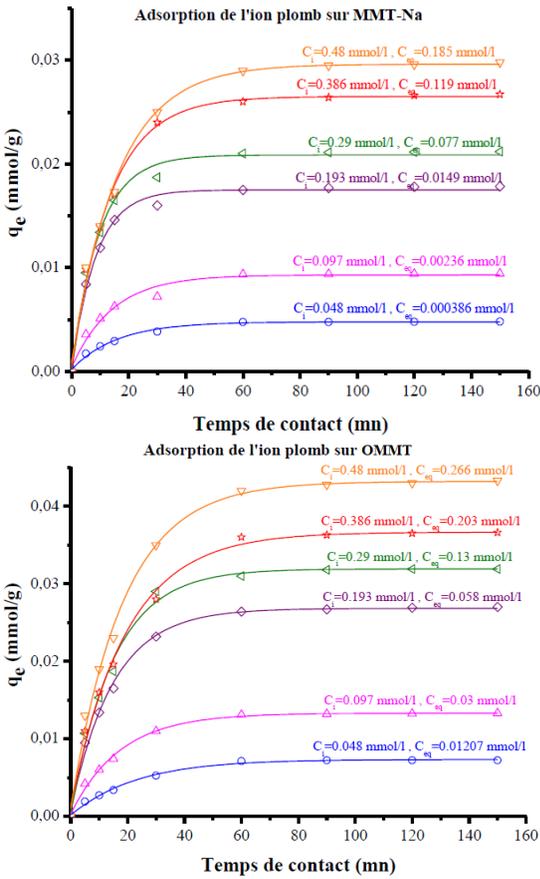


Fig. 8 - Influence de la concentration initiale.

5.2.5. Influence de la température

La quantité d'ions métalliques diminue quand la température de la solution augmente (figure 9). Cette observation montre que l'adsorption des ions Pb^{2+} est exothermique. Avec l'adsorbant MMT-Na, c'est l'ion plomb qui subit plus l'influence de la température, alors qu'avec l'adsorbant OMMT c'est plutôt l'inverse.

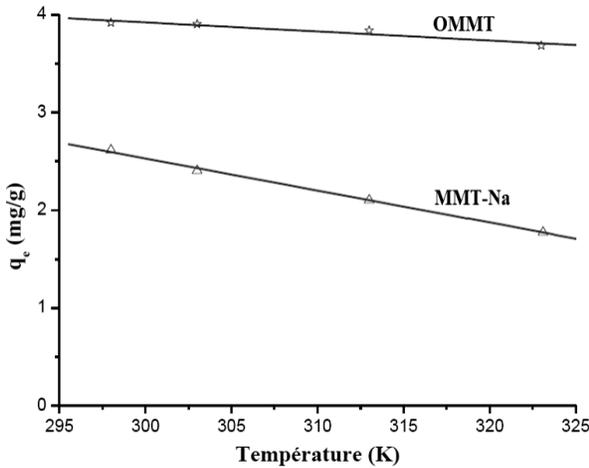


Fig. 9 -Influence de la température sur le processus d'adsorption.

6. ISOTHERMES D'ADSORPTION

6.1. Modèle de FREUNDLICH

Le modèle simple et empirique de Freundlich [12] est le plus communément utilisé. On considère qu'il s'applique à de nombreux cas, notamment dans le cas de l'adsorption en multicouches avec possibles interactions entre les molécules adsorbées.

$$q_e = K_F \cdot C_e^n \quad (2)$$

La forme exploitée la plus courante est le tracé en échelle logarithmique des variations de q_e en fonction de C_e :

$$\log q_e = \log K_F + n \log C_e \quad (3)$$

La constante n (adimensionnelle) donne une indication sur l'intensité de l'adsorption. K_F est une constante qui est relative à la capacité d'adsorption. Comme C_e est souvent exprimé en mg/l et q_e en mg/g, l'unité de K_F est $\text{mg}^{(1-n)} \cdot \text{l}^n / \text{g}$.

6.2. Modèle de LANGMUIR

Le second modèle le plus communément utilisé est celui de Langmuir [13]. Les hypothèses initiales sont que le solide adsorbant présente une capacité d'adsorption limitée (q_m), que tous les sites actifs sont identiques, qu'ils ne peuvent complexer qu'une seule molécule de soluté (adsorption monocouche) et qu'il n'y a pas d'interactions entre les molécules adsorbées.

$$\frac{q_e}{q_m} = \theta = \frac{K_L \cdot C_e}{(1 + K_L \cdot C_e)} \quad (4)$$

K_L est la constante d'équilibre de Langmuir, θ représente le taux de recouvrement et q_m est la capacité maximum d'adsorption. Quand q_e et q_m sont exprimées en mg/g et C_e en mg/l, la constante K_L est exprimée en l/mg.

Les isothermes d'adsorption sont évaluées par les tracés graphiques de la relation $q_e = f(C_e)$. Les courbes obtenues sont illustrées sur la figure 10.

L'inflexion constatée vers les concentrations élevées prouve une adsorption complémentaire facilitée plus par les interactions adsorbat-couche adsorbée que par l'interaction adsorbat-surface adsorbante. La figure 10 qui représente la quantité q_e en fonction de la concentration C_e indique que l'adsorption obéit beaucoup plus à l'isotherme de Freundlich. L'adsorption est aussi limitée à seulement quelques couches moléculaires ou, plus. L'adsorption n'est donc pas de type monomoléculaire. Les interactions avec la surface de l'adsorbant sont faibles étant donné que le nombre de couches ne peut croître librement.

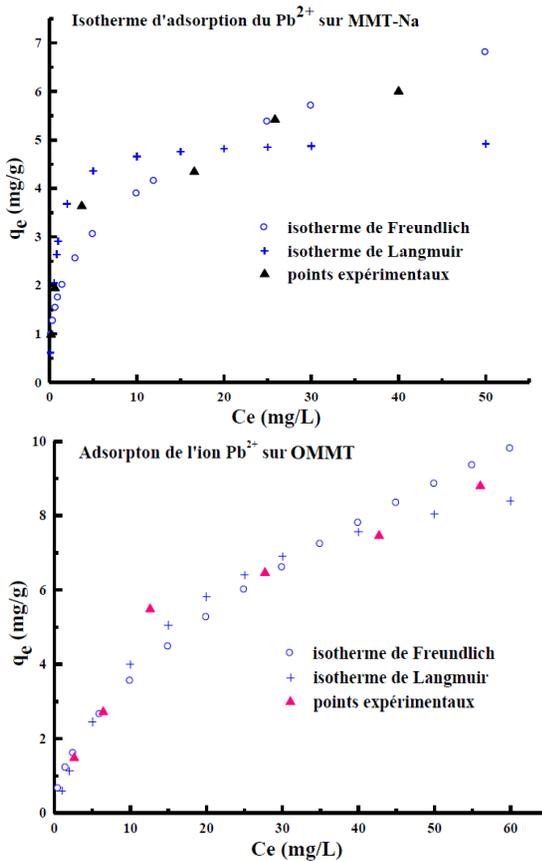


Fig. 10 - Isothermes d'adsorption.

Cette situation se rencontre en chimisorption où l'approche asymptotique vers une quantité limitante indique que tous les sites sont occupés.

Dans le cas d'une physisorption ce type d'isotherme prouve que l'adsorbant principalement l'argile (MMT) est une poudre microporeuse dont la taille des pores ne dépasse pas quelques diamètres moléculaires de l'adsorbât. Elle indique en plus que la surface est essentiellement composée de micropores. Une fois remplis d'adsorbât, ils ont peu de surface externe disponible pour une adsorption supplémentaire. Ce résultat nous oriente vers une adsorption de type physisorption.

Table 2 - Valeurs des constantes des isothermes de Langmuir et Freundlich.

Adsorbant	Langmuir			Freundlich		
	q _m (mg/g)	K _L (l/mg)	R ²	K _F (l/mg)	1/n	R ²
MMT-Na	4,99	1,403	0,98	1,74	0,35	0,99
OMMT	10,77	0,059	0,99	0,96	0,57	0,97

Les paramètres essentiels déterminés aussi bien ceux de Langmuir que ceux de Freundlich démontrent le caractère de bon adsorbant de la MMT-Na et d'OMMT et une meilleure adsorption des ions Pb²⁺. En effet comme le montre le tableau 2, les valeurs du coefficient 1/n, s'indexent parfaitement avec les valeurs d'Hassler puisqu'elles sont comprises entre 0,2 et 0,8 [14].

6.3. Chaleur isostérique d'adsorption

Le calcul des chaleurs différentielles d'adsorption des ions Pb²⁺ sur MMT-Na et OMMT, pour différents degrés de recouvrement de la surface, a pour but de déterminer la chaleur isostérique d'adsorption. Cette grandeur thermodynamique est un paramètre déterminant du type d'adsorption physique ou chimique.

La chaleur isostérique d'adsorption ΔH_{ads} (kJ/K.mol) est la quantité de chaleur développée lors de l'adsorption d'une mole d'ions métalliques par gramme d'adsorbant. Elle est donnée par la relation de Clausius-Clapeyron [15] :

$$\log C_e = cte + \frac{\Delta H_{ads}}{2.303RT} \quad (5)$$

R est la constante des gaz parfaits (=8,314 J/mol.K) et T la température de la solution (K).

En portant $\log C_e$ en fonction de $1/T$, on obtient ainsi une série de droites (figure 11) dont la pente nous permet de déterminer ΔH_{ads} et l'ordonnée à l'origine nous permet de calculer l'entropie d'adsorption ΔS_{ads} . L'énergie libre ΔG_{ads} est obtenue d'après l'équation (6) et la constante d'équilibre K est déterminée d'après l'équation (7) :

$$\Delta G_{ads} = \Delta H_{ads} - T\Delta S_{ads} \quad (6)$$

$$K = e^{-\frac{\Delta G_{ads}^0}{RT}} = e^{-\frac{\Delta S_{ads}^0}{R}} e^{-\frac{\Delta H_{ads}^0}{RT}} \quad (7)$$

Les valeurs des constantes thermodynamiques déduites sont regroupées dans le tableau 3. Les données du tableau 3 permettent de montrer que :

- L'adsorption est exothermique pour MMT-Na et OMMT,
- La chaleur d'adsorption est d'autant plus faible que le matériau est peu adsorbant,
- L'entropie du système adsorbant-adsorbât est faible,
- L'enthalpie libre du système est négative, il s'en suit alors un processus spontané,
- Les constantes d'équilibre sont élevées.
- Les faibles valeurs trouvées pour la chaleur d'adsorption (< 15,39 kJ/K.mol) (tableau 3) impliquent que l'adsorption des ions Pb^{+2} est une adsorption non-spécifique pour les surfaces de MMT-Na et les surfaces d'OMMT. La valeur limite de ΔH trouvée pour l'élément Pb^{+2} (38 kJ /K.mol) sur OMMT peut s'interpréter par une combinaison de chimisorption et d'adsorption physique.

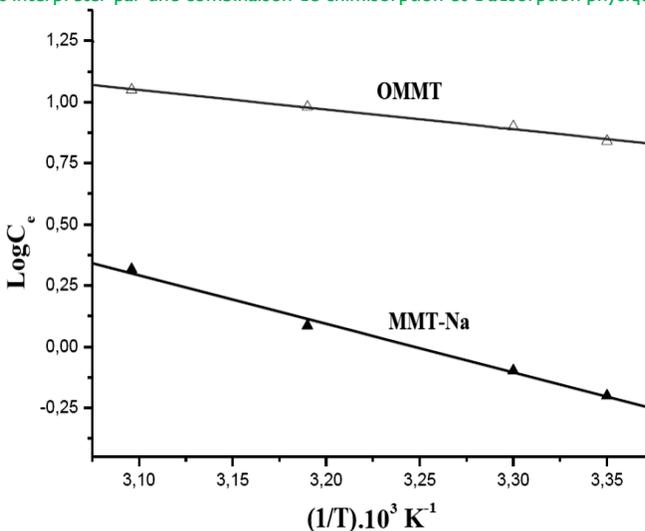


Fig. 11 - Chaleur d'adsorption de Pb^{+2} sur les deux adsorbants.

Toutefois la valeur de l'entropie ΔS du système adsorbant-adsorbât proche du 0 penche en faveur d'une adsorption physique. En effet lors de l'adsorption, la variation de l'entropie de l'adsorbât, ΔS_a , est nécessairement négative, l'état solide est plus ordonné que l'état liquide et en effet la matière perd alors au moins un degré de liberté. On peut raisonnablement penser que l'entropie de l'adsorbant, reste constante ou n'augmente pas de plus que ce que l'entropie de l'adsorbât ne décroît. Donc, ΔS pour l'ensemble du système, est négatif [16].

Les valeurs proches du zéro de l'entropie du système laissent prévoir une disposition des ions métalliques à la désorption. Les valeurs négatives de l'énergie libre ΔG (Gibbs) indiquent le caractère spontané de l'adsorption. Ainsi la variation d'enthalpie dont la valeur est :

$$H = \Delta G + T\Delta S \quad (8)$$

ΔH doit être toujours exothermique

Table 3 -Valeurs des grandeurs thermodynamiques.

Adsorbant	Grandeurs thermodynamiques									
	ΔH_{ads} (kJ/K.mol)	ΔS_{ads} (kJ/ mol)	ΔG_{ads} (kJ/K.mol)				K			
			298 K	303 K	313 K	323 K	298 K	303 K	313 K	323 K
MMT-Na	-38	0,123	-74,7	-75,3	-76,5	-77,7	$1,07 \cdot 10^{13}$	$9,46 \cdot 10^{12}$	$5,85 \cdot 10^{12}$	$3,72 \cdot 10^{12}$
OMMT	-15,39	0,0678	-35,6	-35,9	-36,6	-37,3	$1,74 \cdot 10^6$	$1,56 \cdot 10^6$	$1,288 \cdot 10^6$	$1,07 \cdot 10^6$

CONCLUSION

La réduction de la micropollution métallique (Pb^{2+}) par adsorption sur MMT-Na et OMMT est étudiée.

- Après optimisation des paramètres nous pouvons conclure qu'un milieu réactionnel avec un pH acide, une concentration initiale de 20 mg/l et un temps de contact adsorbant-adsorbé de 1 heure, favorise le processus d'adsorption.
- Les résultats obtenus montrent d'une part que la rétention est prévisible à partir des isothermes d'adsorption en accord avec le modèle de Freundlich.
- OMMT est un meilleur adsorbant pour l'ion plomb que MMT-Na, ceci est en partie dû aux affinités des intervenants du système adsorbant-adsorbé.
- Les faibles valeurs trouvées pour la chaleur d'adsorption < 100 kJ/mol impliquent que l'adsorption des ions métalliques est une adsorption exothermique, non-spécifique pour les surfaces de MMT-Na et les surfaces OMMT.
- La fixation des ions Pb^{2+} sur MMT-Na et OMMT, est un processus physique caractérisé par sa réversibilité, par la rapidité de l'établissement de l'équilibre (absence d'énergie d'activation) et par la liberté dont disposent les molécules pour couvrir toute la surface et non des sites particuliers.
- Cette étude se veut ainsi être une contribution aux traitements des eaux : eaux domestiques pour une santé meilleure et eaux industrielles (dépollution des eaux résiduaires).

Références

1. M. Abbas, S. Kaddour, M. Trari, Journal of Industrial and Engineering Chemistry, 20 (2014) 745–751.
2. N. Kannan, M.M. Sundaram, Dyes and Pigments, 51 (2001) 25-40.
3. H. Oualid, S.Fethi, C. Mahdi and N. Emmanuel, Chemical Engineering Journal, 143 (2008)73-84.
4. A.H. El-Sheikh, A.P. Newman, H.K. Al-Daffae, S. Phull, N. Cress, J. Anal. Appl. Pyrolysis, 71 (2004)151–164.
5. K.G. Bhattacharyya, S.S. Gupta, Adsorption of few heavy metals on natural and modified kaolinite and montmorillonite: a review, Adv. Colloids Interface Sci. 140 (2008) 114–131.
6. H. Marcussen, P.E. Holm, B.W. Strobel, H.C.B. Hansen, Nickel sorption to goethite and montmorillonite in presence of citrate, Environ. Sci. Technol. 43 (2009)1122–1127.
7. G. W. Brindley, Discussion and recommendations concerning the nomenclature of clay minerals and related phyllosilicates, *Clay and Clay Minerals*, 14 (1966)27-34.
8. B. Tyagi, C. D. Chudasama., R. V. Jasra, Determination of structural modification in acid activated montmorillonite clay by FT-IR spectroscopy, Spectrochimica Acta Part A, 64 (2006) 273-278.
9. F. Lenka, Modification of the structure of Ca-Montmorillonite, GeoScience Engineering, 1 (2009) 27-32.
10. W.F Bleam, The nature of cation-substitution sites in phyllosilicates, Clays and Clay Minerals, 38 (1990) 527-537.
11. B. Serpand, R. Al-Shukry, M. Casteignau, G. Matejka, Revue des Sciences de l'eau, 7 (1994) 343.
12. H. Khalaf, O. Bouras, V. Perrichon, Microporous Mater., 8 (1997) 141.
13. I. Mahmood, G. Chen, Journal of hazardous materials, 161 (2009) 126-131.
14. A. Maiti, S. D. Gupta, J. K. Basu, S. De, Adsorption of Arsenite Using Natural Laterite As Adsorbent, Separation and Purification Technology, 55 (2007) 350-359.
15. Z. Li, R. S. Bowman, Retention of Inorganic Oxyanions by Organo-Kaolinite, Water Research, 35 (2001) 3771-3776.
16. O. Agrawal, G. Sunita, V. K. Gupta, A Sensitive Colorimetric Method for the Determination of Arsenic in Environmental and Biological Samples, Journal Chinese Chemical Society, 46 (1999) 641-645.

Approche à l'étude physico chimique des eaux de surface dans une région aride (Nord-est Algérien)

Nawel BOUSSAADA I, Nabila HAMMADI

Laboratoire de Géologie du Sahara, Université KasdiMerbah, BP 511 Ouargla 30000, Algérie. E-mail : nawelmabedi@gmail.com

Résumé

Avec le développement de l'urbanisation et de l'industrialisation, ainsi que l'évolution des modes de consommation, les rejets d'eaux dites "usées" ont considérablement augmenté en quantité et dégradé en qualité.

La région d'étude, sise dans le Sud Est algérien, connaît depuis plusieurs années une dégradation de la qualité de ses eaux de surface. D'importantes quantités d'eaux excédentaires de drainage sont déversées, sans aucun traitement préalable, dans le canal d'Oued Righ, pour enfin rejoindre le Chott Merouane. Ces eaux sont issues de l'irrigation des palmeraies et celles des eaux usées des régions proches et limitrophes.

Cette pollution hydrique, menace, à terme d'affecter les caractéristiques écologiques du chott. Cette situation est à analyser par l'observation de l'évolution spatio-temporelle des données physico-chimiques sur le parcours du canal évacuateur. L'étude physico-chimique des eaux nous permet de tirer des conclusions sur la qualité des eaux de la région.

Les résultats obtenus montrent que la variation de la concentration des éléments chimiques dans l'espace est fortement liée à la répartition des formations géologiques, à la morphologie et à la topographie de la vallée généralement plane, qui ne facilite pas le drainage des eaux excédentaires. Par contre, leur variation dans le temps est due aux effets de la température (évaporation) ainsi qu'aux activités anthropologiques.

Mots clés :Qualité des eaux, Sahara septentrional, Pollution, irrigation, Nappe phréatique.

Approach to the physico-chemical study of surface water in an arid region (North-East Algeria).

Abstract

With the development of urbanization, industrialization, as well as changes in consumption patterns, so-called "spent" water discharges have considerably increased in quantity and deteriorated in quality.

The study area, located in the south-east of Algeria, has for several years been experiencing deterioration in the quality of its surface water. Significant quantities of excess drainage water are discharged, without any prior treatment, in the Oued Righ canal, to finally join the Chott Merouane. These waters come from the irrigation of palm groves and those of wastewater from neighboring regions.

This water pollution threatens to eventually affect the ecological characteristics of the chott. This situation is to be analyzed by observing the spatio-temporal evolution of the physicochemical on the course of the evacuating channel. The physico-chemical study of the waters allows us to draw conclusions about the quality of the waters of the region. The results obtained show that the variation in the concentration of chemical elements in space is strongly related to the geological distribution, morphology and topography of the generally flat valley, which does not facilitate drainage of excess water. On the other hand, their variation over time is due to the effects of temperature (evaporation) as well as to anthropological activities.

Key Words: Water quality, Northern Sahara, Pollution, Irrigation, Groundwater.

2. INTRODUCTION

Aujourd'hui les méthodes d'interprétations des résultats sont nombreuses et répondent à toutes les questions posées par l'opérateur. Dans un contexte particulièrement difficile, la qualité des eaux risque de poser problème, les plus souvent évoqués sont ceux relatifs à des réseaux de distributions. Ce qui explique les méthodes choisies.

Pour étudier le faciès chimique et la qualité des eaux superficielles, des échantillons d'eau sont prélevés le long du canal oued Righ à partir des stations de jaugeages. L'évolution s'est faite sur une observation de 04 années à savoir : une campagne en 2004, une au mois d'Aout 2006, une autre au mois de Juin 2007 et enfin au mois de Février 2012. Les analyses physico-chimiques des eaux de la vallée de l'oued Righ ont fait l'objet de mesures partielles, effectuées au laboratoire d'hydraulique à l'université d'Ouargla, au Centre de Recherche et de Développement (CRD) de Hassi Messaoud et au laboratoire de L'ANRH (OUARGLA).

3. EVOLUTION DES PARAMETRES PHYSIQUES: PH, RESIDU SEC ET CONDUCTIVITE

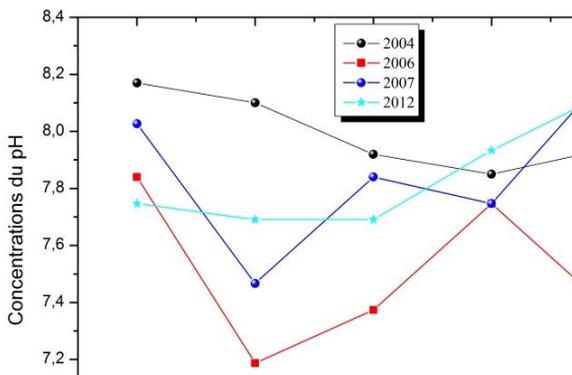
Le pH permet indirectement l'évaluation de l'agressivité chimique des eaux. A oued Righ, il est généralement supérieur à 7 (Fig.1)

.Cette faible alcalinité des eaux s'explique par l'abondance du CO₂ dissout. Ces valeurs correspondent à des eaux fortement chlorurées sodiques ce qui est le cas de la majorité des eaux analysées pendant les différentes campagnes [1].

Le résidu sec représente la minéralisation totale de l'eau. Elle est en relation directe avec la conductivité électrique de la solution.

Dans le cas de la zone étudiée, les valeurs de la minéralisation se situent généralement entre 12.25 g/l en 2012 pour la station de Bouffeggoussa et 19.7 g/l en 2004 enregistré à la station de Ranou. Cependant, cette gamme de valeurs peut être localement dépassée, attribuée à l'effet de la lithologie (nature évaporitique) à la qualité de l'eau d'irrigation préalablement salée, aux conditions climatiques très arides produisant une forte évapotranspiration qui concentre la solution du sol [2], et surtout à l'inefficacité du réseau de drainage mal entretenu.

En effet, la forte conductivité électrique des eaux du canal provenant des stations est essentiellement influencée par les chlorures et le sodium, ainsi qu'au phénomène d'évaporation.



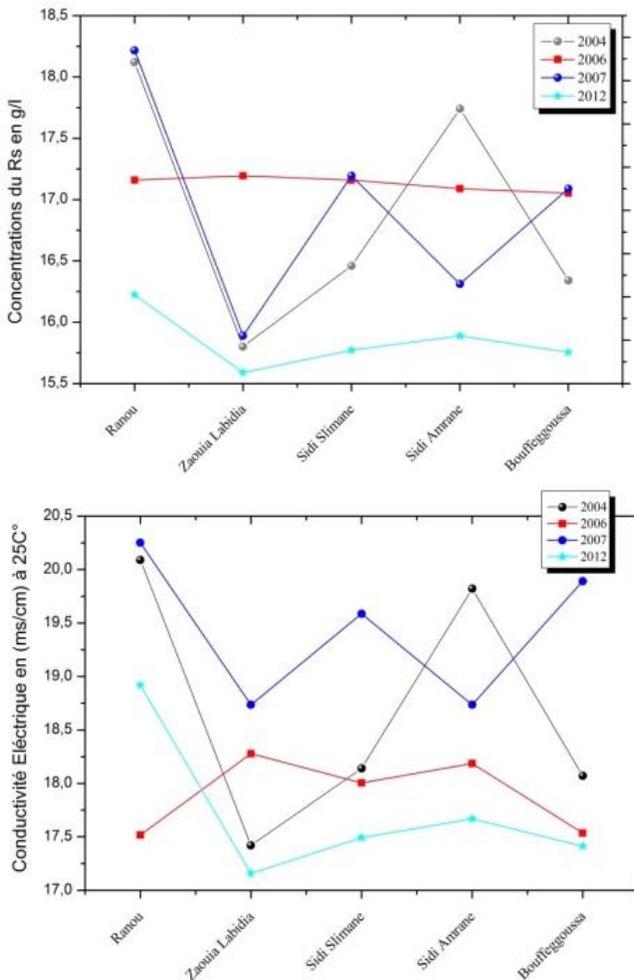


Figure 1: variation des paramètres physiques.

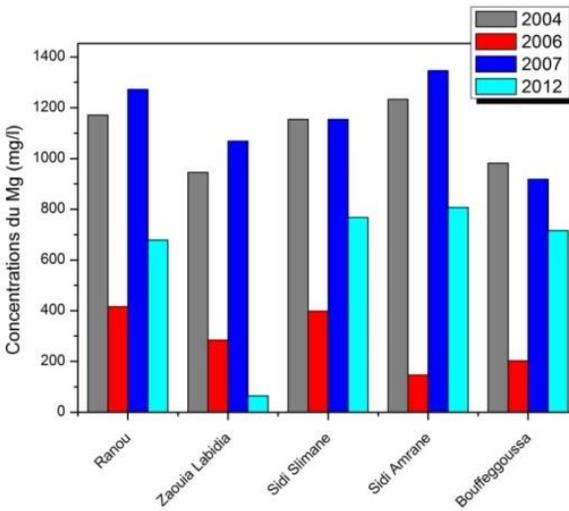
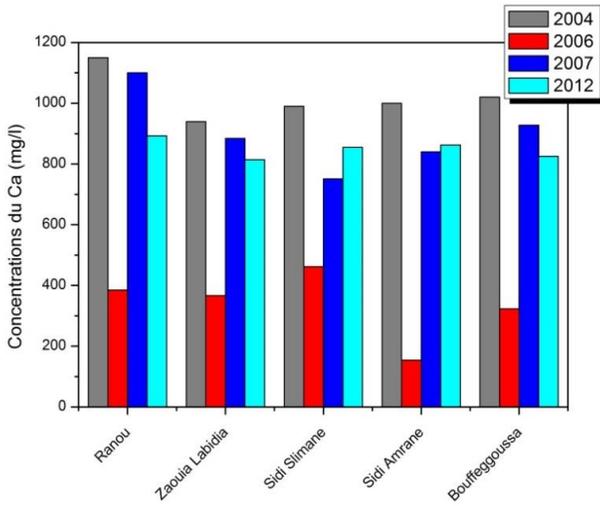
3. EVOLUTION DES PARAMETRES CHIMIQUE

3.1. Variation dans le temps et dans l'espace des cations

Les cations analysés sont le calcium, le magnésium, le sodium et le potassium.

Sur le plan hydro chimique et d'une manière générale, les eaux sont fortement minéralisées, très dures (Fig.2). Le caractère dur de ces eaux est en partie dû à la contamination par les eaux d'irrigation et les eaux usées domestiques qui se jettent dans le canal. Par ailleurs, une autre cause probable de cette dureté élevée, serait due au lessivage des roches traversées par les eaux lors de leurs circulations dans les formations aquifères et du temps de séjour qui leur permet de s'enrichir en sels minéraux.

Le sodium peut provenir du lessivage des formations géologiques riches en Na Cl et surtout de l'évaporation. L'augmentation des valeurs est due aux eaux chargées provenant de la dissolution des sels de la croûte superficielle, par les eaux d'irrigations et les rejets des eaux usées



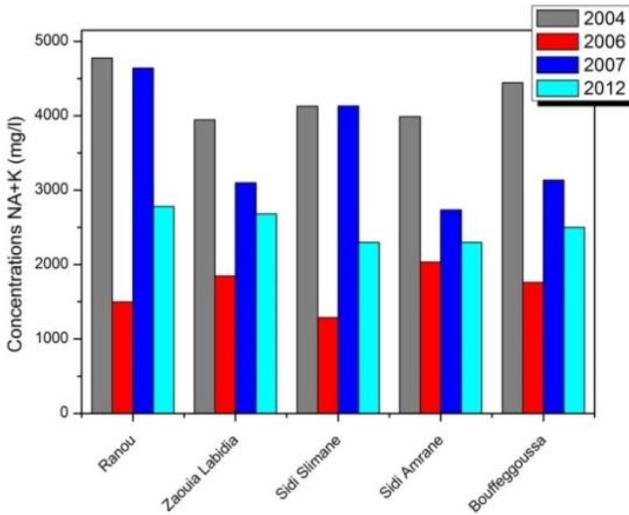
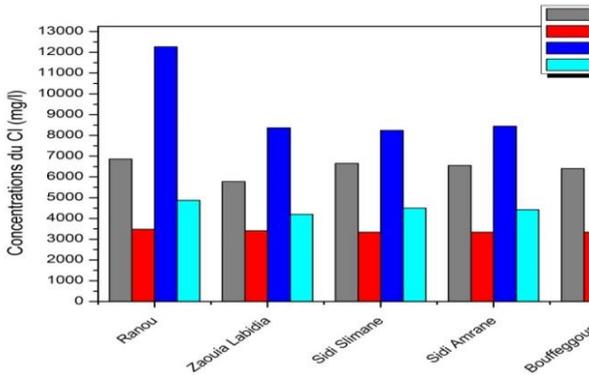


Figure 2: Variation spatio-temporelle des cations

3.2. Variation dans le temps et dans l'espace des anions

Les résultats des analyses (Fig.3), ont permis de noter des valeurs élevées en chlorures et en sulfates dans le temps et dans l'espace. Ces éléments peuvent provenir de la solubilité des formations gypseuses ou au lessivage des niveaux argileux et marneux, des Rejets d'eaux usées et des eaux de drainage ainsi que de l'évapotranspiration intense dans les régions.

Les bicarbonates sont le résultat de l'équilibre physicochimique entre la roche, l'eau et le gaz carbonique. Les bicarbonates proviennent de la dissolution des roches carbonatées en fonction de la tension en CO₂, de la température, le pH de l'eau et la nature lithologique des terrains traversés.



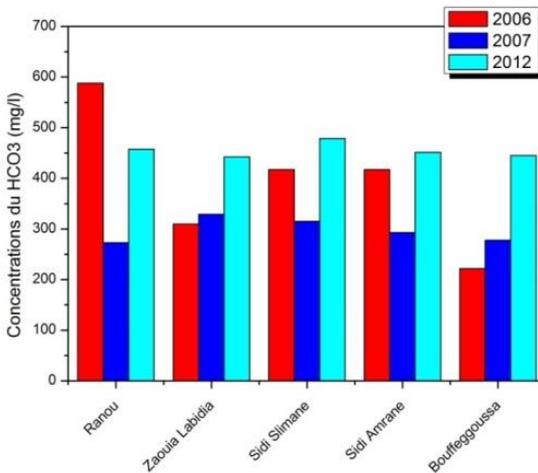
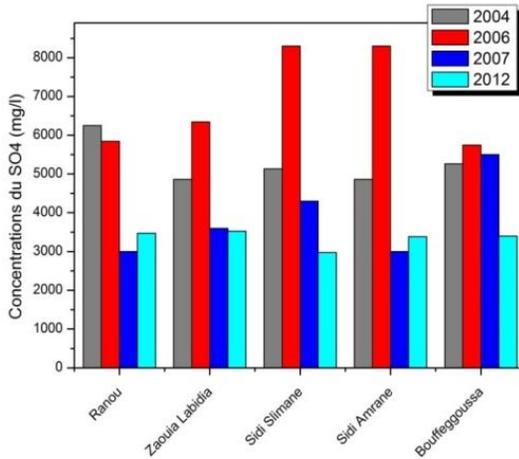


Figure 3: Variation spatio-temporelle des anions

4. Classification des eaux

4.1. Classification de Stabler (formule caractéristique)

Table I - Formules ioniques et faciès chimiques des eaux du canal.

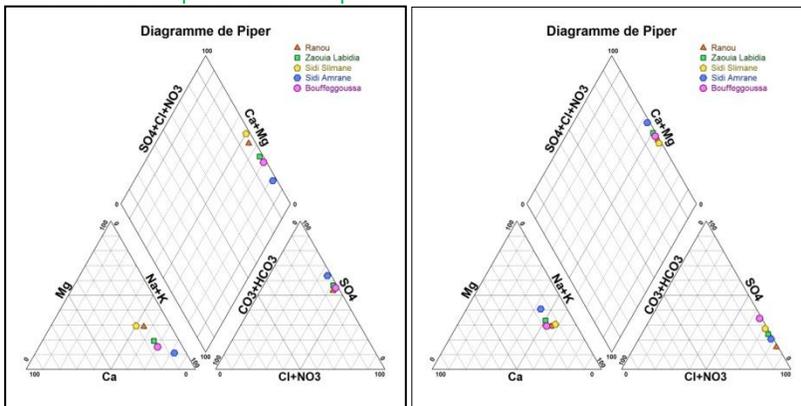
Stations	2004		2006		2007		2012	
	Formule ionique	Faciès chimiq ue	Formule ionique	Faciès chimique	Formule ionique	Faciès chimique	Formule ionique	Faciès chimique
Ranou	$r Cl > r SO_4^{2-}, r(Na^+ + K^+) > r Mg^{2+} > r Ca^{2+}$	Chloru ré sodiqu e	$r SO_4^{2-} > r Cl > r HCO_3^- , r(Na^+ + K^+) > r Ca^{2+} > r Mg^{2+}$	Sulfaté Sodique	$r Cl > r SO_4^{2-} > r HCO_3^- , r(Na^+ + K^+) > r Mg^{2+} > r Ca^{2+}$	Chloruré sodique	$r Cl > r HCO_3^- > r SO_4^{2-}, r(Na^+ + K^+) > r Ca^{2+} > r Mg^{2+}$	Chloruré sodique
	$r Cl > r SO_4^{2-}, r(Na^+ + K^+) > r Mg^{2+} > r Ca^{2+}$		$r SO_4^{2-} > r Cl > r HCO_3^- , r(Na^+ + K^+) > r Ca^{2+} > r Mg^{2+}$		$r Cl > r SO_4^{2-} > r HCO_3^- , r(Na^+ + K^+) > r Mg^{2+} > r Ca^{2+}$		$r Cl > r SO_4^{2-}, r(Na^+ + K^+) > r HCO_3^- , r(Na^+ + K^+) > r Ca^{2+} > r Mg^{2+}$	

Zaouia Labidia		Chloruré sodique	$Na^{++}K^{+}>r$ $Ca^{2+}>rMg^{2+}$	Sulfaté Sodique	$Na^{++}K^{+}>r$ $Mg^{2+}>r$ Ca^{2+}	Chloruré sodique	$Na^{++}K^{+}>r$ $Ca^{2+}>rMg^{2+}$	Chloruré sodique
Sidi Slimane	r Cl-> r SO ₄ ²⁻ , r (Na ⁺⁺ K ⁺)> r Mg ²⁺ > r Ca ²⁺	Chloruré sodique	r SO ₄ ²⁻ > r Cl-> r HCO ₃ ⁻ , r (Na ⁺⁺ K ⁺)> r Ca ²⁺ > r Mg ²⁺	Sulfaté Sodique	r Cl-> r SO ₄ ²⁻ > r HCO ₃ ⁻ , r (Na ⁺⁺ K ⁺)> r Mg ²⁺ > r Ca ²⁺	Chloruré sodique	r Cl-> r SO ₄ ²⁻ ,> r HCO ₃ ⁻ , r (Na ⁺⁺ K ⁺)> r Ca ²⁺ > r Mg ²⁺	Chloruré sodique
Sidi Amrane	r Cl-> r SO ₄ ²⁻ , r (Na ⁺⁺ K ⁺)> r Mg ²⁺ > r Ca ²⁺	Chloruré sodique	r SO ₄ ²⁻ > r Cl-> r HCO ₃ ⁻ , r (Na ⁺⁺ K ⁺)> r Ca ²⁺ > r Mg ²⁺	Sulfaté Sodique	r Cl-> r SO ₄ ²⁻ > r HCO ₃ ⁻ , r (Na ⁺⁺ K ⁺)> r Ca ²⁺	Chloruré sodique	r Cl-> r SO ₄ ²⁻ ,> r HCO ₃ ⁻ , r (Na ⁺⁺ K ⁺)> r Ca ²⁺ > r Mg ²⁺	Chloruré sodique
Bouffegoussa	r Cl-> r SO ₄ ²⁻ , r (Na ⁺⁺ K ⁺)> r Ca ²⁺ > r Mg ²⁺	Chloruré sodique	r SO ₄ ²⁻ > r Cl-> r HCO ₃ ⁻ , r (Na ⁺⁺ K ⁺)> r Ca ²⁺ > r Mg ²⁺	Sulfaté Sodique	r Cl-> r SO ₄ ²⁻ > r HCO ₃ ⁻ , r (Na ⁺⁺ K ⁺)> r Ca ²⁺ > r Mg ²⁺	Chloruré sodique	r Cl-> r SO ₄ ²⁻ ,> r HCO ₃ ⁻ , r (Na ⁺⁺ K ⁺)> r Ca ²⁺ > r Mg ²⁺	Chloruré sodique

Toutes les eaux présentent un faciès chloruré sodique sauf pour les eaux de l'année 2006 le faciès est sulfaté sodique due à la très forte évaporation (prise de la compagnie au mois d'Aout).

4.2. Classification de Piper

L'examen des représentations graphiques obtenues, permet de déduire que, comme pour la formule ionique, les diagrammes de Piper montrent que les échantillons coïncident sur les pôles caractérisant les faciès Chloruré sodique et Sulfaté sodique.



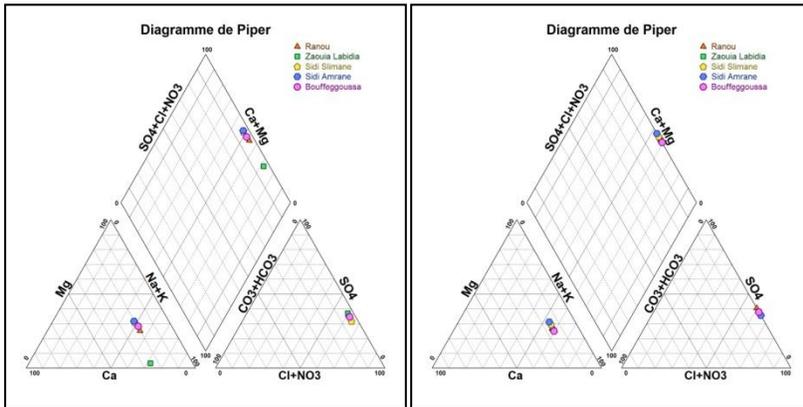


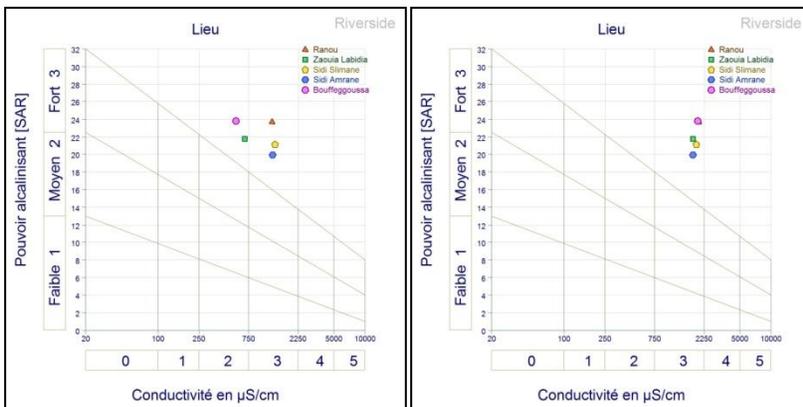
Figure 4: Diagrammes losangiques de Piper des eaux du canal Oued Righ

4.3. Diagramme de Richards

Les analyses chimiques ont révélées des fortes teneurs en chlorure de sodium où la destination des eaux à l'irrigation peut rencontrer le risque de salinité évidemment en climat hyper aride. A ceci s'ajoute la forte conductivité électrique (CE) des eaux de l'Oued Righ.

Un autre risque majeur est celui de l'alcalinisation des sols par suite d'échanges ioniques, concernant surtout le sodium, le calcium et le magnésium, entre l'eau et les argiles du sol. De fortes teneurs en sodium modifient la structure des sols et leur perméabilité. Ainsi, le développement des plantes est très faibles ou nul dans les sols saturé en sodium.

D'après les diagrammes de RIVERSIDE de la classification des eaux d'irrigation (Fig.5), les eaux de la région sont situées dans la classe C3S4, ce qui explique que les eaux sont extrêmement chargées en sel et fortement sodique. La statistique des données des eaux superficielles montre une qualité très mauvaise pour l'irrigation.



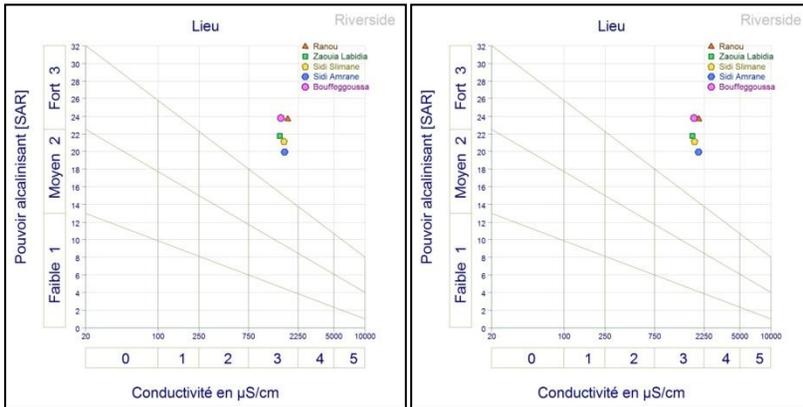


Figure 4: Diagrammes de Richards des eaux du canal Oued Righ

CONCLUSION

La variation de la concentration des éléments chimiques dans l'espace est liée à la répartition des formations géologiques, à la morphologie et à la topographie de la vallée généralement plane, qui ne facilite pas le drainage des eaux excédentaires. Par contre les variations dans le temps sont dues aux activités de l'Homme ainsi qu'à l'effet de la température (évaporation).

Références

- [28] I. N. Boussaada, La télédétection au service des ressources en eaux. Application à la gestion des ressources en eaux dans la vallée d'Oued Righ, Thèse de doctorat, Université d'Annaba 2007.
- [29] C. L. Chevery, M. Robert, La dégradation des sols irrigués et de la ressource en eau : une menace pour l'avenir de l'agriculture et pour l'environnement des pays au sud de la méditerranée. Etude et Gestion des Sols, 5, 4 (1998) 217-226.

Diversité éco-édaphiques des peuplements pré-forestiers exposées aux fluctuations bioclimatiques dans l'Ouest algérien.

MEZOUAR Khadija 1, BENABDELMOUMEN Fatna 2 et BENABADJI Noury 3

¹Doctorante, à la faculté des sciences de la nature de la vie et de l'Univers, Université de Tlemcen, Laboratoire d'Ecologie et de Gestion des Ecosystèmes, Département d'Ecologie et de l'Environnement, BP 119, Tlemcen 13000, Algérie,
E-mail: mezouarmed1@gmail.com

²Doctorante, à la faculté des sciences de la nature de la vie et de l'Univers, Université de Tlemcen, Laboratoire d'Ecologie et de Gestion des Ecosystèmes, Département d'Ecologie et de l'Environnement, BP 119, Tlemcen 13000, Algérie,
E-mail: oxygene.f@gmail.com

³Docteur d'état et Professeur à la faculté des sciences de la nature de la vie et de l'Univers, Université de Tlemcen, Laboratoire d'Ecologie et de Gestion des Ecosystèmes, Département d'Ecologie et de l'Environnement, BP 119, Tlemcen 13000, Algérie.
E-mail : benabadji.n@gmail.com

Résumé

Plusieurs travaux ont donné des résultats importants sur les caractéristiques du climat, du sol et de la végétation de la région de Tlemcen. La région prise en considération est le Sud de Tlemcen, La zone d'étude se trouve en Algérie occidentale, il s'agit d'un vaste écosystème situé sur les piémonts des versants des monts de Sidi Djilali. Après avoir effectué une présentation générale du milieu physique de la région d'étude, nous nous sommes attachés à entreprendre une analyse bioclimatique, cette dernière nous a défini et confirmé la semi-aridité du climat pour la plupart des stations, voire l'aridité, favorisant la régression du couvert végétal et l'installation d'une végétation xérophile. Cette étude prend en compte, l'analyse biostatistique des principaux facteurs édaphiques (caractéristiques physico-chimiques du sol) qui déterminent la distribution des communautés végétales et l'inventaire de la flore à travers une analyse quantitative et qualitative (densité d'espèces, fréquences, types biologiques). L'utilisation de méthode d'analyses multivariées de classement, comparant les échantillons, conduit à une hiérarchisation de certains facteurs écologiques déterminant la diversité des formations à matorrals dans le versant sud de la région sud de Tlemcen. La dégradation plus avancée conduit à la steppe et la thérophytisation qui se traduisent par une substitution des éléments des matorrals par des espèces beaucoup plus adaptées à la xéricité qui est accentuée par cette détérioration des conditions écologiques stationnelles.

Mots clés : Matorral, Climat, Pré-forestier, Ouest algérien

The Edaphic middle of pre-forest formations exposed to bioclimatic fluctuations in western Algeria.

Abstract

Several studies have yielded important results on the climate, soil and vegetation characteristics of the Tlemcen region. The area considered is the South of Tlemcen, the study area is in western Algeria, it is a vast ecosystem located on the foothills of the mountains of Sidi Djilali. After making a general presentation of the physical environment of the study area, we endeavored to undertake a bioclimatic analysis; the latter defined and confirmed the semi-aridity of the climate for most stations, or even aridity, favoring the regression of the plant cover and the installation of a xerophilic vegetation. The study area is characterized by instability of seasonal regimes for both periods. This study takes into account the biostatistical analysis of the main edaphic factors (soil physico-chemical characteristics) which determine the distribution of plant communities and the flora inventory through a quantitative and qualitative analysis (density of species, frequencies). The use of multivariate grading methods, comparing the samples, leads to a hierarchy of certain ecological factors determining the diversity of matorral formations in the southern slope of the southern region of Tlemcen. The more advanced degradation leads to steppe and therophytisation which result in a substitution of the elements of matorrals by species much more adapted to xericity which is accentuated by this deterioration of the stationary ecological conditions.

Key Words: Matorral, Climate, Pre-Forester, Western Algeria.

1. INTRODUCTION

Dans toute l'étude écologique, le sol reste la clé déterminante de différents phénomènes (croissance, maintenance, adaptation) par ses éléments nutritifs minéraux, ainsi que sa teneur en eau et matière organique. Les principaux facteurs responsables de ces

interactions sont l'homme, le climat, etc... [1]. Plusieurs travaux ont donné des résultats importants sur les caractéristiques du sol de la région de Tlemcen, on cite par exemple ceux de : [2]; [3] ; [4] ; [5]. Les zones steppiques de l'Algérie ont un climat méditerranéen avec une saison estivale de 6 mois, sèche et chaude. Le semestre hivernal étant par contre pluvieux et froid. Le climat de la région de Tlemcen est du type méditerranéen et il est caractérisé par une sécheresse estivale marquée et une période hivernale pluvieuse caractéristique, ceci a été confirmé par plusieurs auteurs et notamment [6], [7], [8], [9] et [10]. Plusieurs travaux antérieurs [11], [12] et [13] ont permis de rappeler et de préciser, que le climat du versant sud de la région de Tlemcen est de type méditerranéen semi-aride et aride.

2. SITUATION GEOGRAPHIQUE

Notre zone d'étude en question se trouve au Sud-Ouest de la Wilaya de Tlemcen, limitée au Nord par les communes d'Azail et Sebdo, au Sud par la Wilaya de Naâma, à l'Est par la commune d'El-Aricha, et enfin à l'Ouest par la commune d'El-Bouihi. Cette région est située entre et avec une altitude de m. Nos stations d'étude au nombre de quatre (04) ont été choisies à partir d'un échantillonnage stratifié, réparties selon un transect nord-sud et localisées dans la commune citée plus haut. Elles sont orientées vers les versants nord-ouest de Tlemcen, et se localisent approximativement aux environs de 34°27' de latitude nord à 1°34' de longitude ouest. Il est à noter que ces dernières atteignent des altitudes dépassant légèrement les 1280 mètres.

2.1. Description des stations

2.1.1. Station 1 (Sidi Djilali)

Cette station est située au Sud Ouest de Tlemcen sur les versants nord des hautes plaines steppiques. Cette station appartient à la commune de Sidi Djilali qui présente les coordonnées suivantes : latitude 34°59' Nord, longitude 1°40' Ouest. Cette station se situe sur le bord d'un Oued, elle s'élève à une altitude de 1014 m. Le taux de recouvrement par la végétation est estimé à 40%, cette station possède des formations pré-forestières peu dégradées par l'action anthropozogène. Elle est constituée essentiellement par *Artemisia herba-alba*, *Quercus ilex*, *Pinus halepensis* et *Stipa tenacissima*.

2.1.2. Station 2 (Ain Sfa)

Située entre Sebdo et Sidi Djilali, après le village de Ain-Sfa, elle est caractérisée par les coordonnées géographiques suivantes : Latitude 34°52' Nord, Longitude 1°49' Ouest. Et à une altitude de 1294 m, avec une pente est de 20 %. Cette station est constituée d'un matorral (la présence de *Chamaerops humilis* et *Urginea maritima*) où le taux de recouvrement varie entre 40% et 50%. Sur le plan floristique, on note la présence des reliques de *Quercus ilex* et *Juniperus oxycedrus*, *Ulex boivinii*, *Rosmarinus officinalis*, *Thymus ciliatus* et une strate herbacée diversifiée qui domine la station. Sur le plan qualitatif, les bonnes espèces palatables sont consommées avant d'avoir eu le temps de former des repousses pour les prochains saisons et elles disparaissent totalement en laissant la place à des espèces non palatables telles que *Ferula communis*, *Urginea maritima* et *Ulex boivinii*.

2.1.3. Station 3 (Barrage vert)

Cette station appartient à l'unité des plaines et des plateaux, et s'élève à une altitude de 1252 m, elle présente les coordonnées ci-dessous : latitude 34°43' Nord, longitude 1°57' Ouest. Cette station appartient à la commune de Sidi Djilali des plantations de *Pinus halepensis* (barrage vert). Le taux de recouvrement de la végétation est environ de 30%. Cette station est dotée d'une formation forestière dégradée, elle est dominée par *Pinus halepensis* et *Stipa tenacissima*.

2.1.4. Station 4 (Sidi El-Mokhfi)

Cette station est un matorral dégradé, son versant Nord Ouest s'élève de 1326 m et se trouve à : latitude 34°49' Nord, longitude 1°48' Ouest. La végétation de cette station est constituée essentiellement par *Stipa tenacissima*, *Plantago albicans*, *Juniperus oxycedrus*, *Quercus ilex* et *Daucus carota*. Son taux de recouvrement est de 20% en moyenne.

3. MATÉRIELS ET MÉTHODES

3.1 . Les sols

Nos échantillons du sol, ont été prélevés au niveau de la rhizosphère (sur une profondeur de 10 à 30 cm en moyenne). Les échantillons ont été prélevés en tenant compte du substrat sur lequel le sol a été formé (roche mère surtout). Nous avons réalisé un certain nombre d'analyses physico-chimiques qualitatives et quantitatives du sol pour la zone étudiée, nous avons dans notre cas pris en considération les paramètres suivants : Composition granulométrique (texture), pH, Conductivité électrique, Carbonate (CaCO₃), Matière organique.

3 .2. Bioclimat

L'analyse bioclimatique consiste à mettre en évidence une étroite comparaison entre l'ancienne période (1913-1939) et la nouvelle période (1970-2008) de la région d'étude, mais aussi pourquoi pas préciser l'évolution de la végétation en fonction des gradients climatiques. Ces données enregistrées s'étalent sur deux périodes.

4. RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1. Résultats et interprétations des analyses physico-chimiques du sol

Tableau 1 : Résultats des analyses des sols des stations

Caractéristiques stationnelles	Station 1	Station 2	Station 3	Station 3
Lieu géographique	Sidi Djilali	Ain Sfa	Barrage vert	Sid Mokhfi El
Granulométrie (%)				
Sables	38.8	38.2	36.8	36,2
Limons	31	30.2	30.2	31,6
Argiles	30.2	31.6	33	32,2
Graviers	17.6	16.4	15	11,2
Matière organique (%)	0,74	0,6	0,66	0,46
pH	6.81	6.80	6.79	6,81
Calcaire total	17.4	17.72	17.82	21,66
Conductivité électrique (mS/cm)	0.16	0.18	0.18	0,14

En somme il convient cependant d'apporter quelques commentaires:

Quelle que soit la station, il n'existe pas de différence significative des pourcentages de granulométrie. D'après l'analyse granulométrique effectuée dans l'ensemble des stations, la texture est limono argileuse. Ces stations renferment des éléments grossiers en quantité parfois élevée (12 à 20 %). En région méditerranéenne, la présence de ces éléments en pourcentage élevé ne constitue pas un obstacle à la croissance des végétaux arbustifs ou arborescents. Ils peuvent même la favoriser en influençant le régime hydrique du sol [14]. Ainsi sous un climat aux faibles précipitations les horizons profonds du sol seront plus fréquemment imbibés d'eau que celui-ci contient à la surface d'avantage d'éléments grossiers [15]. Le pH du sol est relativement alcalin, il varie de 6,69 à 6,89. Les résultats obtenus dans les quatre stations indiquent que la matière organique est très faible, celle-ci varie entre 0,3 et 0,8 %. Elle diminue d'une façon significative avec l'augmentation de sables fins. Le calcaire total est moyen pour toutes les stations malgré une relative variation de 15 % à 24,4%. Selon [15], cette variable (calcaire total) atteint des niveaux moyens pour la région du matorral. Le taux de carbone est lié à la dégradation des formations telles que les grès lumachelles et croûte calcaire. La conductivité électrique mesurée révèle des sols non salés pour toutes les stations.

4.2. Résultats bioclimatiques

4.2.1. Précipitations

Les précipitations varient d'une région à l'autre et d'une période à l'autre pour notre cas l'analyse les données du tableau ci-dessus, les moyennes annuelles des précipitations pour la période (1913-1939) s'élèvent à 321 mm. Un recul pluviométrique a été constaté pour la nouvelle période (1970-2008) dans la quelle on est passé à 313,6 mm soit une diminution non significative de 7,4 mm.

Tableau 2 : Régime saisonnier des précipitations

Station	Hiver (mm)	Printemps (mm)	Été (mm)	Automne (mm)	Total annuelle (mm)	Régime saisonnier
Sidi Djilali (1913-1939)	84,5	93,5	41	102	321	APHE
Sidi Djilali (1970-2008)	102,53	107,4	22,29	81,39	313,61	PHAE

Pour l'ancienne période (1913-1939) la zone d'étude de Sidi Djilali est de type APHE avec un premier maximum en automne et un minimum en été. Pour la nouvelle période (1970-2008), on distingue un autre régime saisonnier de type PHAE. Cette fois-ci nous avons remarqué que dans les deux périodes

sans surprise une abondance pluviale en hiver et au printemps ainsi qu'une sécheresse estivale. On observe aussi qu'il n'existe pas une différence significative entre les deux périodes mais juste un changement de type APHE à PHAE au niveau de la zone d'étude.

4.2.2. Températures

L'examen des moyennes mensuelles des températures permet de remarquer que le mois de Janvier est le plus froid pour les deux périodes. La température moyenne la plus élevée se situe au mois d'Aout pour l'ancienne période (34,25°C) et (35,8 °C) pour la nouvelle période au mois de Juillet. Cette comparaison entre l'ancienne période et la nouvelle période, permet d'observer une légère augmentation des températures moyennes mensuelles. L'analyse des données bioclimatiques montre que les températures élevées sont enregistrées au cours de l'ancienne période en Juillet et en Aout, pour la nouvelle période en Juillet. Le « m » joue un rôle déterminant dans la répartition spatiale des espèces végétales. Dans notre cas la valeur de « m » oscille entre 2,27°C pour l'ancienne période et 1,1 °C pour la nouvelle période.

◆ Indice de continentalité

D'après [16], quatre types de climats peuvent être calculés à partir de M et m.

- M - m < 15°C : climat insulaire,
- 15°C < M-m < 25°C : climat littoral,
- 25°C < M-m < 35°C : climat semi-continental,
- M-m > 35°C : climat continental.

L'écart thermique de la station d'étude oscille entre 31,98 °C et 34,7°C la différence est non significative. Selon la classification de Debrach (1953) un seul type de climat influe sur la zone d'étude qui est la semi-continentalité pour les deux périodes.

4.2.3. Synthèse bioclimatique

Rivas Martinez [17] utilise la température moyenne annuelle "T" avec la température moyenne des minima comme critère de définition des étages de végétation.

- Thermo-méditerranéen : $T > 16^{\circ}\text{C}$ et $m > +3^{\circ}\text{C}$,
- Méso-méditerranéen : $12^{\circ}\text{C} < T < 16^{\circ}\text{C}$ et $0^{\circ}\text{C} < m < +3^{\circ}\text{C}$,
- Supra-méditerranéen : $8^{\circ}\text{C} < T < 12^{\circ}\text{C}$ et $-3^{\circ}\text{C} < m < 0^{\circ}\text{C}$.

Notre station appartient à l'étage Méso-méditerranéen pour les deux périodes.

4.2.4. Diagrammes ombrothermiques de Bagnouls et Gausson (1956)

Le diagramme ombrothermique [18] permet de dégager deux périodes l'une sèche et l'autre humide. Ils sont construits en portant en abscisse les mois de l'année et en ordonnée les précipitations moyennes mensuelles (P) sur un axe et les températures moyennes mensuelles (T) sur le second, en prenant soin de doubler l'échelle des températures par rapport à celles des précipitations ($P = 2T$). En ce qui concerne la zone d'étude représentée par la station de Sidi Djilali, les diagrammes des figures N° 1 et N° 2 montrent une période sèche de 5 à 6 mois qui coïncide avec la fin de Mai et s'étale jusqu' au début Octobre et les deux périodes de croissance de végétation (la première période entre fin Avril et fin Mai et la deuxième entre le début Octobre et le début Novembre).

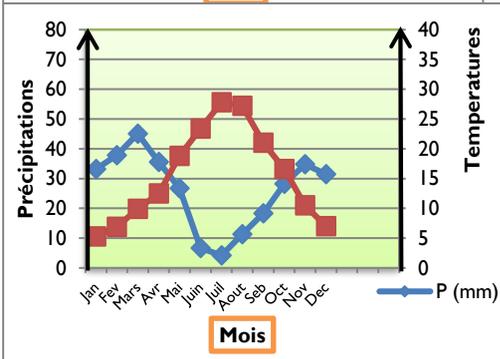
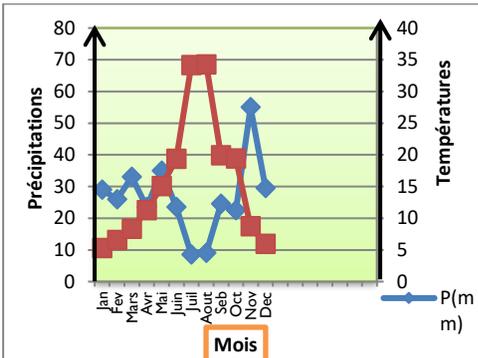


Figure 1 : Diagramme

Figure 2 : Diagramme

Indice d'aridité de De Martonne (1926)

De Martonne [19] définit un climat sec lorsque la moyenne annuelle des précipitations est inférieure au double de la moyenne thermique annuelle ($P < 2T$).

L'indice d'aridité s'exprime par la relation suivante :

$$I = P / (T + 10)$$

Où : I : l'indice d'aridité annuelle, P : précipitation moyenne annuelle (mm), T : température moyenne annuelle (°C).

Cet indice est caractérisé par l'intensité de sécheresse en fonction des étages bioclimatiques de la Méditerranée lorsque :

- $I < 5$: climat hyper-aride,
- $5 < I < 10$: climat aride,
- $10 < I < 20$: climat semi-aride,
- $20 < I < 30$: climat tempérée.

Tableau 3 : Indice d'aridité de De Martonne

Station	P (mm)	T (°C) moyenne	I=P/(T+10)
Sidi Djilali (1913-1939)	321	15,43	12,62
Sidi Djilali (1970-2008)	313,61	15,53	12,28

Notre station se situe dans le climat : semi-aride.

4.2.5. Quotient pluvio-thermique d'Emberger (1955)

Emberger [21] propose d'utiliser pour la région méditerranéenne quotient pluvio-thermique défini par l'expression suivante :

$$Q_2 = 2000 P / (M^2 - m^2)$$

Avec : Q_2 : Quotient pluviométrique d'Emberger, M : Moyenne des maxima thermiques du mois le plus chaud en degrés Kelvin, m : Moyenne des minima thermiques du mois le plus froid en degrés Kelvin, P : Pluviométrie annuelle en mm, M-m : Amplitude thermique extrême moyenne. La formule est parfois adaptée sous la forme suivante (formule de Stewart) :

$$K^{\circ} = C^{\circ} + 273$$

Tableau 4 : Quotient pluvio-thermique d'Emberger et l'étage bioclimatique de la station

Station		P (mm)	M °C	m °C	Q ₂	Etage bioclimatique
Sidi Djilali	AP	321	307,25	275,27	34,46	Semi-aride inférieur à hiver frais.
	NP	313,61	308,8	274,1	31	Aride supérieur à hiver frais.

La station de Sidi Djilali a subi une décalage de l'étage bioclimatique Semi-aride inférieur à hiver frais pour l'ancienne période à Aride supérieur à hiver frais pour la nouvelle période (Figure 3).. Les pluies cumulées de la nouvelle période sont en régression par rapport à l'ancienne. Nous constatons que la zone d'étude connaît une nette diminution des précipitations. Notre station est située dans l'étage aride est caractérisée par des saisons pluvieuses allant de novembre à Mars et une sécheresse estivale qui s'étale jusqu'à 8 mois.

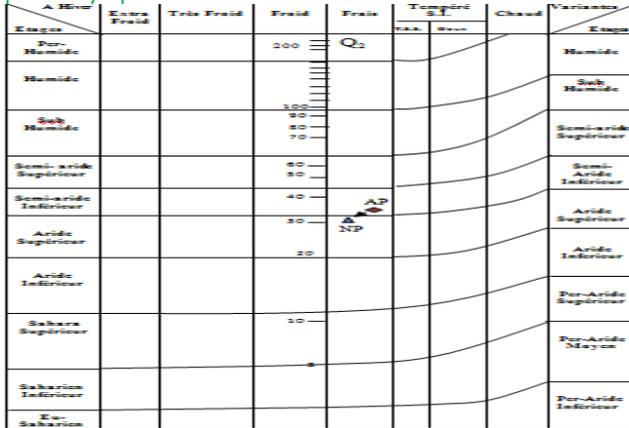


Figure 3 : Climagramme pluviothermique d'Emberger

5. CONCLUSION

Les facteurs climatiques influents considérablement sur les apports d'eau douce, par ailleurs la possibilité de régénération et la vitesse de croissance des végétaux sont conditionnées par la qualité des sols et surtout par le taux de salinité et d'acidité ainsi que l'apport en matière organique. Le sol est un élément de l'environnement dont la destruction est souvent irréversible et entraîne les conséquences les plus graves à court et long terme [22]. Les sols de notre zone d'étude affichent certaines homogénéités. Ils présentent une texture limono-argileuse. Ceci est dû à la présence de l'argile qui présente une forte capacité de rétention, mais cette texture présente un pourcentage de sable important. La présence des éléments grossiers (graviers) augmente le trajet de l'eau et atténue plus ou moins le phénomène de l'érosion. Le pH du sol est peu alcalin pour cette région.

D'après Heutze Delemps [23], le pH dépend naturellement de la nature de la roche mère. Le taux de la matière organique est très faible, il justifie le taux faible de recouvrement végétal. Concernant la salinité nous avons des sols non salés selon l'échelle de salure [14]. L'étude comparative de la station de référence pour les périodes montre une diminution des valeurs de Q₂ pour notre station. La classification des ambiances bioclimatiques en fonction de la température moyenne annuelle et de la température moyenne des minima « m » montre que notre station appartient à l'étage méso-méditerranéen. L'étude comparative des principaux facteurs climatiques (précipitations, températures) et les différentes analyses réalisées (diagramme ombrothermique, indice d'ariditéetc.) permet de préciser la position bioclimatique qui a tendance à connaître une aridification bien que celle-ci ne soit pas tout à fait prononcée.

Références

1. **Ph. Duchaufour** Pédologie et pédogenèse et classifications, Ed. Mass, Paris, (1977), 447p.
2. **J. Durand**, Les sols d'Algérie Alger SES 1954 : 243p.
3. **Ph. Duchaufour** - Abrégé de pédologie Ed. Mass., Paris (1984), 220p.
4. **N. Benabadi, M. Bouazza, M. Metge et R. Loisel** Description et aspects des sols en région semi-aride et aride au Sud de Sebdo (Oranie, Algérie). Bull. Inst. Sci. Rabat. 1996. n°20: (1996), 77-86.
5. **M. Bouazza** Etude phytoécologique de la steppe à *Stipa tenacissima* L. au sud de Sebdo (Oranie, Algérie). Thèse Doct. Univ. Aix-Marseille III. (1991), 119 p+ annexes.
6. **M. Bouazza** Etude phytoécologique des steppes à *Stipa tenacissima* L. et à *Lygeum spartwn* L. au Sud de Sebdo (Oranie, Algérie). Thèse, Doct. Es-Sci. Univ. Tlemcen. (1995), 153 p + annexes.

7. **L. Emberger** Sur une formule climatique applicable en géographie botanique. C.R. Acad. Sci. 191 : (1930), 389-390.
8. **V. Conrad** -Usual formulas of continentality and their limits of validity, Franc, Ann, Geog. Union, XXII, 4: (1943), 663-664.
9. **Ch. Sauvage** Géobotaniques sur le chêne liège au Maroc. Thèse. Doct. Montpellier. Trav. Inst. Sci. Cherf. Série botanique, 21. 462p
10. **N. Benabadi (1960)** Étude phytoécologique des steppes à *Artemisia herba-alba* Asso. et à *Salsola vermiculata* L. au Sud-Ouest de Sebdo (Oranie, Algérie). (1995), 155p. + annexe
11. **L. Bortoli, M. Gounot et J. C. Jacquine** - Climatologie et bioclimatologie de la Tunisie septentrionale. (1969), Ann, INRAT 42-I-235 p + cartes et tableau.
12. **N. Benabadi et M. Bouazza** - Contribution à l'étude du cortège floristique de la steppe au Sud d'El-Aricha (Oranie, Algérie). Sci. Tech. W spécial D. : (2002), 11 -19.
13. **M. Bouazza et N. Benabadi** L'impact de la sécheresse sur les massifs pré-forestières, Algérie Occidentale, XXème siècle textes réunis et présentés par Andrée Corvol Forêt et Eau Xille – XXIe Ed. Harmattan : (2007), 85-100.
14. **G. Aubert** Les éricacées en Provence répartition édaphologie, phytosociologie croissance et floraison, Thèse Doct. Es Sci, Univ. Aix -Marseille III, (1976), 286 p + annexes.
15. **G. Aubert et N. Chalabi** Contribution à l'étude édaphique des groupements à *Quercus cerris* subs *pseudocerris*, *Cedrus libani* et *Abies cilicica* dans le Nord -Ouest de la Syrie, Ecol. Méd., (7) (fax-): (1981), 23-35.
16. **Bouanani** Etude de bilan hydrologique hydro -géologique et géochimique du bassin versant de la sebkha d'Arzew Mém. Mag. Oran, (1991) 332 p.
17. **J. Debrach** - Note sur les climats du Maroc occidental -Maroc méridional : (1953), 32-34 ; 1122-11 347.
18. **S. Rivas-Martinez** Les étages bioclimatiques de la péninsule ibérique, Annal. Gard. Bot. Madrid 37 (2) (1981): 251-268.
19. **F. Bagnouls et H. Gaussen** Saison sèche et indice xéothermique. Doct. Carte prot, veg, art 8(1953): 47 p, Toulouse + 1 carte.
20. **E. De Martonne** -Une nouvelle fonction climatologique : L'indice d'aridité .la météo (1926): 449-459.
21. **L. Emberger** Une classification biogéographique des climats. Rev. Trav. Labo. Bot. Zool. Fac. Sci. Montpellier. (1955): 1-48.
22. **A. Halitim** Contribution l'étude des sols des zones arides (hautes plaines steppiques de l'Algérie) morphologie, distribution et rôle des sols dans la genèse et le comportement des sols. Mem, Doc, Univ, Renne, I-(1985) 183p.
23. **P. Heutz Delemps** La végétation de la terre, Paris, Ed. Mass. (1980), 133p.

Stress environnemental et instabilité du développement de l'émyde lépreuse *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) dans des environnements contrastés en termes de pollution dans le bassin du Tensift, Centre Ouest du Maroc

Soumia Loulida^{1,3}, Mohamed Naimi^{2,3}, Mohammed Znari^{1,3}

¹Laboratoire Biodiversité et Dynamique des Ecosystèmes, Faculté des Sciences-Semlalia, Université Cadi Ayyad, Boulevard Prince Moulay Abdellah BP : 2390, Marrakech, Maroc, Téléphone : +212 524 43 46 49, Fax : +212 524 43 67 69, E-mail : soumialoulida@gmail.com, znarim@gmail.com.

²Laboratoire polyvalent de recherche et de développement, Faculté Polydisciplinaire, Université Sultan Moulay Slimane, Mghila BP : 592, Beni Mellal, Maroc, Téléphone : +212 523 42 46 86, Fax : +212 523 42 45 97, E-mail : naimi.mhd@gmail.com.

³Museum d'Histoire Naturelle, Université Cadi Ayyad, Sis ENCG, Boulevard Allal Al Fassi, Marrakech, Maroc.

Résumé

La pollution des eaux continentales est la cause la plus importante de la dégradation des écosystèmes d'eau douce. Il en résulte des rejets d'effluents riches en matière organique fermentescible et de nombreux pathogènes qui lui sont généralement associés. C'est l'un des problèmes les plus graves auxquels est confronté la vie sur terre et l'un des facteurs de stress environnemental qui perturbe la trajectoire normale de développement et conduit à des variations stochastiques de croissance. L'émyde lépreuse, *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812), est une tortue d'eau douce endémique de la Méditerranée occidentale, c'est l'une des espèces animales qui fait face à ce genre de problèmes (pollution). Afin d'évaluer l'effet du stress lié au degré élevé de pollution (organique et chimique) dans la population de l'oued Tensift, une analyse comparative avec la population de l'Oued Zat appartenant à un environnement non pollué a été réalisée. Le degré de stress environnemental et d'instabilité développementale de ces deux populations a été évalué au moyen de l'Asymétrie Fluctuante Multi-Caractère (AFM) (comparaison des dimensions anatomiques droite et gauche des caractères bilatéraux au niveau des écailles plastrales, des écailles de la carapace et des membres) et de la Formule Plastrale (FP) (classement par ordre décroissant les longueurs des lignes de suture correspondantes à chaque paire d'écailles plastrales). AFM a révélé une différence significative entre les deux populations étudiées. La population de Tensift est caractérisée par une taille plus grande avec un dimorphisme sexuel moins prononcé et une plus grande diversité de FP que celle de Zat (21 vs 8 respectivement). A la lumière de ces résultats, la population de Tensift semble être bien adaptée à la pollution, avec une grande variabilité phénotypique interindividuelle. Cela pourrait expliquer les grandes performances de reproduction et de croissance chez l'émyde lépreuse en milieu pollué.

Mots clés : *Mauremys leprosa*, stress environnemental, AFM, FP, adaptation.

Environmental stress and development instability of the Strep necked terrapin, *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) in contrasted environments in terms of pollution in the Tensift basin, Central West of Morocco

Abstract

Inland water pollution is the major reason for the degradation of freshwater ecosystems. This result in effluent discharges rich in fermentable organic matter and many pathogens that are generally associated with it. This is one of the problems facing life on earth and one of the environmental stressors that disrupts the normal trajectory of development and leads to stochastic variations in growth. *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812), is a freshwater turtle endemic to the western Mediterranean, it is one of the animal species that faces this kind of problems (pollution). In order to determine the effect of the stress related to the high level of organic and chemical pollution in the population of Oued Tensift, a comparative analysis with the population of Oued Zat belonging to an unpolluted environment was carried out. The degree of environmental stress and developmental instability of these two populations was assessed by means of Fluctuating Multi-Character Asymmetry (FMA) (comparison of anatomical and left-side dimensions of the bilaterally scaled scales, scales of the carapace and limbs) and Plastrate Formula (PF) (in descending order the lengths of suture lines corresponding to each pair of plastrate scales). FMA revealed a significant difference between the two populations studied. The population of Tensift is characterized by a larger size with a less sexual dimorphism and a greater diversity of PF than that of Zat (21 against 8). Based on these results, the population of Tensift is well adapted to the pollution, with a large interindividual phenotypic variability. This could explain the high performance of reproduction and growth in polluted environment.

Key Words: *Mauremys leprosa*, environmental stress, AFM, FP, adaptation.

1. INTRODUCTION

La stabilité de développement est le résultat des processus qui résistent aux perturbations affectant les trajectoires développementales (ou qui les tamponnent), au sein d'un environnement donné. Quant à l'instabilité de développement, c'est le résultat des processus qui perturbent le développement le long d'une trajectoire développementale, au sein d'un environnement donné. La mesure de l'asymétrie fluctuante est de plus en plus utilisée pour évaluer l'impact d'une variété de conditions « instabilité environnementale » induisant un stress. Ces conditions incluent les maladies [1], les polluants [2 ; 3; 4] et la plupart des travaux ont été menés sur des animaux à symétrie bilatérale comme les insectes, les oiseaux, les amphibiens et les reptiles. Cependant, seuls quelques travaux récents ont été effectués sur l'AF chez les tortues [5]. Outre l'AF, la formule plastrale a été utilisée par de nombreux auteurs en vue de caractériser l'état de développement d'une espèce de tortue donnée (voir [6] ; [7]).

L'objectif de la présente étude est de comparer les niveaux d'asymétrie fluctuante au niveau des écailles plastrales et les variations de la formule plastrale entre populations de *M. leprosa* issues de milieux contrastés en termes de pollution.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

Un total de 366 individus de *Mauremys leprosa* a été capturé par de nasses appâtées aux sardines de conserve ou occasionnellement à la main dans l'Oued Zat (n=126) et l'Oued Tensift (n=240), dont 147 adultes, sous autorisation du HCEFLCD (Haut Commissariat des Eaux et Forêts et à la Lutte Contre la Désertification). Peu après le retour au laboratoire, chaque spécimen est pesé (à 0,1 g près), marqué (au niveau des écailles marginales au moyen d'une lime et selon un code de combinaisons alphabétiques), mesuré pour différentes dimensions corporelles incluant la carapace et la queue (à 0,1 mm près). Les animaux sont par la suite libérés dans leurs habitats d'origine dans les 3-4 jours suivants.

Mesures de l'Asymétrie Fluctuante et de la Formule Plastrale :

Asymétrie fluctuante : L'asymétrie fluctuante (AF), définie comme l'écart aléatoire (non directionnelle) d'une symétrie bilatérale parfaite, est souvent utilisée comme indicateur potentiel du stress environnemental et/ou génétique chez les animaux, reflétant leur capacité à se développer face à un tel stress [7]. Les mesures du degré d'asymétrie entre les six paires d'écailles plastrales ont été effectués selon la procédure suivante : 1) chaque animal est fermement enveloppé dans une feuille en plastique non-élastique, de façon à bien couvrir toute la surface réelle du plastron 2) les contours des différentes écailles sont soigneusement retracés sur la feuille en plastique au moyen d'un marqueur indélébile 3) La feuille en plastique est ensuite étalée à plat sur une feuille blanche 4) La projection en deux dimensions des contours de l'ensemble des écailles plastrales, est prise en photo numérique dans de bonnes conditions d'éclairage et d'agrandissement standardisées avec une échelle millimétrique de référence. L'analyse de la l'AF est réalisée par un indice composite approprié où l'asymétrie pour chaque individu est mesurée pour chaque caractère sur la base des mesures des cotés gauche (G) et droit (D) :

Pour chaque caractère étudié, une régression linéaire de la différence absolue entre les deux côtés ($|G-D|$) par rapport à la taille moyenne du caractère $(G+D)/2$ a été effectuée afin de vérifier si l'asymétrie fluctuante est dépendante de la taille du caractère parmi les individus. L'indice de l'AF utilisé est donné par la formule suivante :

$$\text{Index AF} = (|G-D|)/(G+D)/2$$

Où D et G sont, respectivement, les mesures des cotés droit et gauche du caractère en question.

Formule plastrale : Un total de 327 individus provenant des oueds Tensift (n=185) et Zat (n=142) a été examiné en vue de déterminer les formules plastrales. Pour se faire, des mesures de la longueur (à 0,1mm près) des lignes de sutures médianes reliant les écailles plastrales au niveau de chacune des six paires d'écailles (figure 1) qui se succèdent, de l'avant à l'arrière du plastron, selon l'ordre suivant : gulaires (G), humérales (H), pectorales (P), abdominales (Ab), fémorales (F) et anales (An). Lorsque l'une des écailles chevauche avec celle qui la succède, la mesure est prise juste au milieu des limites de la zone de recouvrement. La formule plastrale représentative de chaque spécimen, est obtenue en classant par ordre décroissant les longueurs des lignes de suture correspondant à chacune des six paires d'écailles plastrales. Voici, à titre d'exemples, deux formules plastrales différentes :

$$Ab > F > P > A > G > H \text{ et } Ab > P > F > G > H > A$$

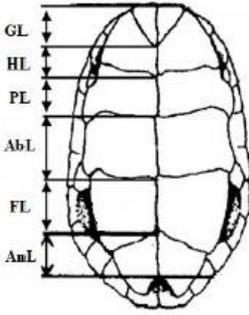


Figure 1 : Longueur des lignes de sutures médianes reliant les écailles plastrales mesurées au niveau de chaque paire d'écailles chez *Mauremys leprosa*

La variabilité observée au niveau de la formule plastrale au sein des populations de chaque site d'étude (Tensift et Zat), a été calculée par :

- i) le rapport : nombre de formules plastrales observées / la taille de l'échantillon, et
- ii) l'indice de Shannon Wiener :

$$H' = (n \log n - \sum_{i=1}^k f_i \log f_i) / n$$

Où n : nombre total de formules plastrales; k: nombre total de formules plastrales observées et fi: fréquence de la ième formule plastrale donnée par rapport au nombre total de formules plastrales relevées (n).
 L'équitabilité, représentant la distribution des fréquences entre les différentes formules plastrales, est calculée par :

$$J' = H' / H'_{max}$$

Où J' est la mesure de l'homogénéité avec $H'_{max} = \log K$

Les analyses statistiques (t-test, ANOVA et test Kolmogorov-Smirnov) ont été faites à l'aide du logiciel STATISTICA (version 7.0).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Asymétrie fluctuante

Tableau 1 : Différences (D-G) de la surface des écailles plastrales (G : écaille gulaire, H : écaille humérale, P: écaille pectorale, Ab : écaille abdominale, F : écaille fémorale, An : écaille anale) et de la longueur des membres antérieurs (MA) et postérieurs (MP) chez *Mauremys leprosa*, suivant une distribution normale.

	(G+D)/2 ± SD					(G+D)±SD				
	Tensift	Zat	F	ddl	P	Tensift	Zat	F	ddl	P
ARS G	5,22±4,18	5,314±4,79	0,09	1	0,924	-0,16±1,44	-0,067±1,22	0,149	1	0,700
ARS H	20,12±5,63	18,58±13,56	0,975	1	0,48	0,11±2,47	-0,01±2,21	0,079	1	0,778
ARS P	35,20±26,67	29,91±18,22	1,271	1	0,261	0,27±2,33	0,13±1,46	0,117	1	0,733
ARS Ab	51,48±39,92	48,79±23,82	1,151	1	0,598	-0,47±2,44	-0,198±0,91	0,438	1	0,509
ARS F	34,56±26,12	34,48±18,91	0,001	1	0,985	0,07±3,87	-0,08±1,42	0,016	1	0,899
ARS An	8,95±6,66	8,91±6,13	0,001	1	0,973	0,08±3,10	0,06±2,44	0,001	1	0,971
ARS MA	55,73±20,65	54,10±27,27	0,801	1	0,634	-0,14±0,93	0,04±0,68	0,236	1	0,628
ARS MP	64,18±27,26	64,03±26,33	0,912	1	0,511	-1,12±3,76	-0,77±1,72	0,379	1	0,54

Les émydes lépreuses de l'Oued Tensift, notamment les femelles, montrent un niveau d'AF plus élevé que chez celles de l'oued Zat. Ceci est nettement en relation avec la forte pollution des eaux de l'oued Tensift (Tableau 1). Outre les divers polluants de toutes natures, ces eaux sont chaudes durant une bonne partie de l'année et sont en permanence trop chargées de matière organique (eutrophisées) ce qui explique les grandes tailles des tortues dans cet habitat. Ceci s'explique par un taux de croissance plus élevé que dans l'oued Zat qui est oligo-mésotrophe (moins riche en matière organique) ce qui engendrerait plus d'erreurs dans la croissance symétrique au niveau de la carapace sous l'effet du stress de la pollution. L'AF est plus importante chez les femelles par rapport aux mâles aussi bien à oued Tensift qu'oued Zat du fait que le taux de croissance chez les femelles est plus grand. Le degré d'asymétrie enregistré augmente avec la taille corporelle des tortues, non seulement en raison des pressions exercées entre les écailles plastrales durant leur croissance, mais du fait que les tortues de plus en plus âgées accumuleraient plus de toxines dans leurs corps et seraient ainsi de plus en plus exposées au stress environnemental. Les tortues de l'oued Tensift, grâce à un apport en matière organique permanent et des conditions thermiques plus favorables, et hormis le degré de pollution particulièrement élevé, semblent bien tolérer ces conditions extrêmes. Elles pourraient disposer de moyens de détoxification efficaces et probablement d'une grande capacité d'accumulation de toxines dans les tissus durs tels que la carapace, les griffes et le squelette. De ce fait, les mesures de l'asymétrie fluctuante représentent des outils très utiles en matière de recherche et de conservation [8,9].

3.2 Formule plastrale

Tableau 2: Mesure de la variation de la formule plastrale (FP) chez *Mauremys leprosa* au niveau de l'Oued Tensift et de l'Oued Zat avec MPV : Mesure de la variation plastrale ; M: Males ; F : Femelles ; j : Juvéniles.

Mesure de laLocalité/Catégorie diversité	Tensift				Zat			
	Total	M	F	J	Total	M	F	J
	Nombre de FP	21	13	14	8	8	6	4
MPV	0,113	0,138	0,172	0,800	0,056	0,171	0,125	0,080
H'	1,794	1,474	1,806	2,025	1,437	1,398	1,366	1,268
H max	3,045	2,564	2,639	2,079	2,079	1,791	1,386	1,791
J'	0,589	0,575	0,684	0,973	0,691	0,781	0,985	0,708

La FP peut également varier entre les sexes comme cela a été mis en évidence chez plusieurs espèces de tortues et cette variation semble être en relation avec le dimorphisme sexuel [10]. La plus grande variabilité de la FP chez les femelles par rapport aux mâles dans l'oued Tensift et inversement dans l'oued Zat, pourraient s'expliquer partiellement par des différences de croissance entre les deux sexes dans chacun des deux sites d'étude. (Tableau 2).

CONCLUSION

Nous concluons enfin que le niveau d'asymétrie fluctuante et la variabilité de la formule plastrale nettement plus élevés chez *M. leprosa* en milieu pollué (oued Tensift), reflète une grande tolérance au stress environnemental et aux variations extrêmes de son habitat se traduisant par une grande plasticité phénotypique. Ceci s'explique

également par son abondance dans de tels milieux où elle survit et se reproduit avec grand succès et permet de comprendre la grande flexibilité écologique de cette espèce à travers son aire de répartition.

Références

1. Parris, M. J. and T. O. Cornelius. 2004, Fungal pathogen causes competitive and developmental stress in larval amphibian communities. *Ecology* 85:3385–3395.
2. Gallant, N, K. Teather. 2001, Differences in size, pigmentation, and fluctuating asymmetry in stressed and nonstressed northern leopard frogs (*Rana pipiens*). *Ecoscience* 8:430–436.
3. Bustnes, J. O., I. Folstad, K. E. Erikstad, M. Fjeld, Ø. O. Miland, J. U. Skaare. 2002, Blood concentration of organochlorine pollutants and wing feather asymmetry in Glaucous Gulls.
4. Lauck, B. 2006, Fluctuating asymmetry of the frog *Crinia signifera* in response to logging. *Wildlife Research* 33:313–320.
5. Davis, A. K., J. C. Maerz. 2007, Spot symmetry predicts body condition in spotted salamanders, *Ambystoma maculatum*.
6. Ernst, C. H, Barbour R. W. 1989. *Turtles of the world*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. In Press.
7. Van Valen, L. 1962. A study of fluctuating asymmetry. *Evolution* 16:125-142.
8. Leary, R. F. and F. W. Allendorf. 1989. Fluctuating asymmetry as an indicator of stress: implications for conservation biology. *Trends Ecol. Evol.* 4:214-217.
9. Clarke, G. M. 1995. Relationships between developmental stability and fitness: application for conservation biology. *Conservation Biology* 9:18-24.
10. Lovich, J. E. and Ernst, C. H., 1989. variation in the plastral formulae of selected turtle with comments on taxonomic utility. *Copeia* 1989: 304-318.

Evaluation de la rémanence de l'herbicide Glyphosate dans les cultures maraîchères de la wilaya de Jijel

Fatima Naili¹, Mostapha Benlaribi²

¹Département des Sciences de l'Environnement et de Sciences Agronomiques, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université de Mohamed Essadik Ben Yahya, Jijel, Algérie.

¹ Tel : 0556207201, E-mail : fa-na5@hotmail.fr

² Département de Biologie et Ecologie Végétale, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université de Constantine I, Algérie

Résumé

*Le présent travail est une contribution à l'évaluation de la rémanence de l'herbicide Glyphosate dans les cultures maraîchères de la wilaya de Jijel. Des échantillons de sols ayant porté des cultures à l'intérieur des serres et de sols non traités de l'extérieur des serres. La rémanence de cet herbicide est évaluée par l'utilisation d'un test biologique appliqué sur le radis (*Raphanus sativus* L.) qui est choisi comme plante-test.*

Les résultats obtenus en pots ont montré un retard à la levée des plantules pour les sols prélevés à l'intérieur des serres, de même une diminution du nombre de plantules pour les mêmes sols, et cela en fonction de la date de l'épandage du produit et l'horizon de sol considéré. Si le semis est pratiqué au niveau des sols prélevés de l'intérieur des serres après une courte durée de la date de l'épandage de l'herbicide (15 jours), on enregistre un retard de levée et une diminution du nombre de plantules levées au niveau des trois horizons pour la première serre. Si le semis est pratiqué après un temps plus long (1 mois), on observe un retard de levée et un nombre de plantules réduit au niveau des horizons profonds 20-30 cm pour la deuxième serre.

Comme conclusion, ce travail doit nous inciter à la prudence s'agissant d'un produit utilisé de façon intensive sur les cultures maraîchères qui constituent une partie de l'alimentation algérienne.

Mots clés : herbicide, glyphosate, rémanence, plante-teste, *Raphanus sativus* L.

Evaluation of the persistence of the herbicide Glyphosate in the vegetable crops of the wilaya of Jijel

Abstract

*This work is a contribution to the evaluation of the persistence of the herbicide glyphosate in vegetable crops in the wilaya of Jijel. Samples of contaminated soil inside green houses and un contaminated outside green house soils were collected. We evaluated the persistence of this herbicide by using a biological test applied toradish (*Raphanus sativus* L.) chosen as test plant. The results obtained in pots showed a delay in the emergence of the seedlings for the soils taken inside the greenhouses, as well as a decrease in the number of seedlings for the same soils, and that according to the date of the spreading of the product and the soil horizon considered. If seeding is carried out on soils taken from inside greenhouses after a short time from the date of application of the herbicide (15 days), there is a delay in emergence and a decrease in the number of seedlings released. At the level of the three horizons for the first greenhouse. If sowing is done after a longer time (1 month), there is a delayed emergence and a reduced number of seedlings in deep horizons 20-30 cm for the second greenhouse. As a conclusion, this work should encourage us to be cautious about a product that is used intensively on vegetable crops that constitute a part of Algerian food.*

Key Words: herbicide, glyphosate, persistence, test plant, *Raphanus sativus* L.

1. INTRODUCTION

Les cultures maraîchères occupent actuellement une grande superficie à Jijel, Ce nouveau mode de culture a engendré une utilisation considérable de pesticides, notamment d'herbicides. Du fait de leur usage étendu, de leur caractère persistant et de la présence de résidus dans les milieux et dans l'alimentation, les pesticides posent un réel problème pour le consommateur et pour l'agriculture.

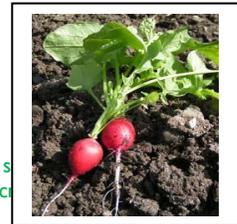
La rémanence ou la persistance d'action peut être définie par la durée pendant laquelle un herbicide, ou tout autre produit de traitement épandu ou incorporé au sol, continue à exercer son action. [1] plusieurs facteurs déterminent la rémanence des herbicides : les facteurs du sol, Les facteurs climatiques, Les propriétés de l'herbicide....etc.

Il a été choisi d'étudier l'herbicide Glyphosate parce que c'est le plus utilisé et le plus vendu à Jijel. Il est moins toxique que plusieurs autres herbicides mais son utilisation massive a engendré des effets sur : la santé, l'environnement, les cultures et le sol.

Ainsi, l'objectif principal de ce travail est d'évaluer la rémanence de l'herbicide glyphosate dans le sol en fonction de la date du semis après l'épandage du produit et l'horizon du sol.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

L'analyse chimique ou la détection de résidus de glyphosate dans les sols ne signifie pas que ces résidus sont actifs. L'utilisation du test biologique est nécessaire pour vérifier s'il y a un effet résiduel sur les cultures suivantes. Les échantillons de sol ont été prélevés sur les parcelles enherbées au niveau des serres qui ont été reçues des traitements de l'herbicide. Et aussi à partir des parcelles situées à l'extérieur



prélevés le 30 septembre dans la serre de l'épandage du produit.

- La serre une de Jimar (15 jrs après l'épandage du produit Glyphosate).
- La deuxième serre de Jimar (1 mois après l'épandage du Glyphosate).

Le test biologique :

La plante teste: nous avons choisi le radis, *Raphanus sativus* L. C'est une culture maraîchère, de la famille des Brassicacées. Il est utilisé comme plante indicatrice à cause des caractéristiques qu'il possède [2] :

- Très sensible aux produits chimiques et donc aux herbicides
- Cycle biologique très court du semis à la récolte (25 à 35 jours).

Le désherbant : le Glyphosate est un herbicide organophosphoré, foliaire, systémique. Il inhibe l'enzyme 5-enolpyruvyl-shikimate- 3-phosphate synthase (EPSPS) impliquée dans la voie métabolique de l'acide shikimique. [3]. L'herbicide utilisé se présente sous l'appellation : Round

Mises en place des essais:

Le semis : dans chaque pot contenant 2 kg de sol, on répartit 40 graines de radis , On veut que le radis pousse en feuille dans le but d'observer l'effet résiduel du glyphosate sur les feuilles. Les essais sont montés dans un endroit bien aéré, ensoleillé dans la serre vitrée du biopôle à Chaab Erssas à l'Université Constantine I.

Conditions de l'essai :

Désherbage : on élimine les mauvaises herbes constamment dès qu'elles poussent.

L'irrigation : Le sol est maintenu à une humidité suffisante, sans recevoir de grande quantité d'eau pour éviter le lessivage.

Le test de germination : Pour tester la variabilité des graines de *Raphanus sativus* L.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Afin de suivre l'effet de la rémanence de l'herbicide glyphosate sur notre plante-test, nous avons pris des photos après l'apparition des premières plantules (germination et levée).

3.1. La serre une de Jimar (15 jours après l'épandage du Glyphosate)

3.1.1. La germination

Le test de germination, les observations menées durant les 15 jours nous ont permis de relever un pourcentage de germination de 84.8 %. Les résultats sont montrés dans la figure 3.

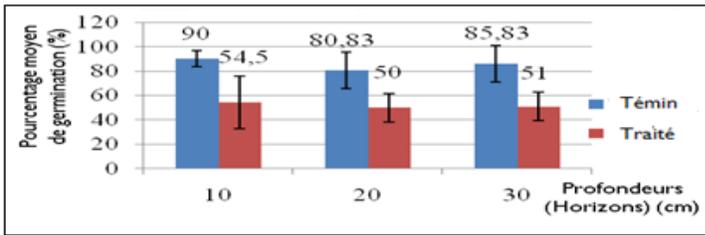


Fig 3 : Le poucentage moyen de la germination

Les graines dans le sol témoin ont rapidement et massivement germé.

En comparant ces résultats avec le pourcentage moyen du test de germination, nous observons une diminution de levée au niveau du sol traité.

Cela a été montré par le test de Student qui a révélé une différence significative au niveau des trois horizons. La différence de moyenne entre les deux sols est significative au niveau des trois horizons. Donc, nous pouvons dire qu'il ya un effet herbicide sur la germination

3.1.2. Le nombre de plantules

Les plantules de radis sont apparues tardivement sur le sol traité en comparaison avec le sol témoin. En plus, ces plantules étaient moins nombreuses au niveau du sol traité par rapport au sol témoin.

L'analyse de Student et les résultats représentés dans les figures (4-5) ont montré l'existence d'une différence significative du nombre de plantules entre le sol témoin et le sol traité au niveau des trois horizons, ce qui donc suggère la présence d'un effet inhibiteur du produit

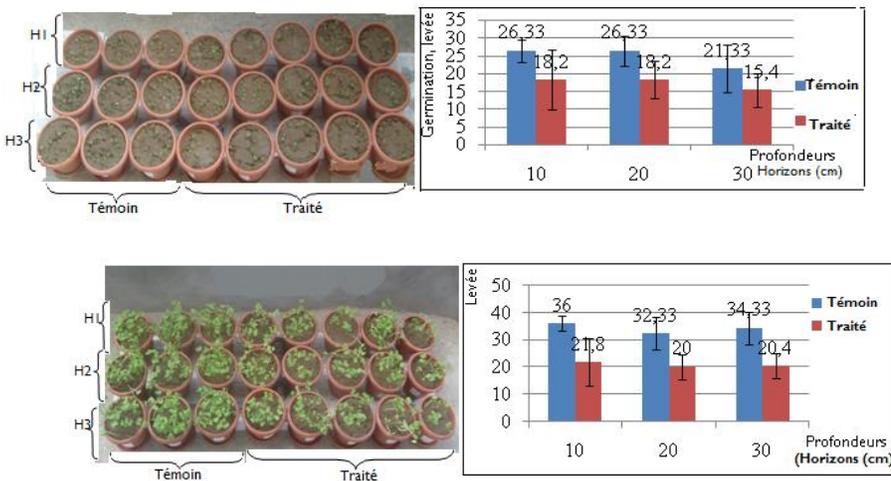


Fig 5 : quinze jours après la levée

On peut dire qu'il ya un effet de l'herbicide puisque on a semé dans un délai de 15 jours et le produit n'est pas encore dégradé suivant les résultats des auteurs [4] car le DT50 est de 43 jours.

3.2. La serre deux de Jimar (1 mois après l'épandage du Glyphosate)

3.2.1. La germination

La différence de moyenne entre les deux sols est significative au niveau du troisième horizon (20-30) cm ($t, p=0.01$).

En comparant ces résultats avec le test de germination 84.8%, nous pouvons dire qu'il ya une diminution significative de levée au niveau sol traité

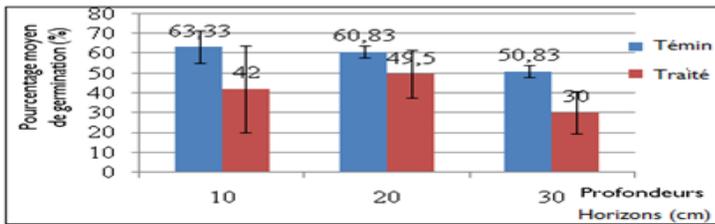
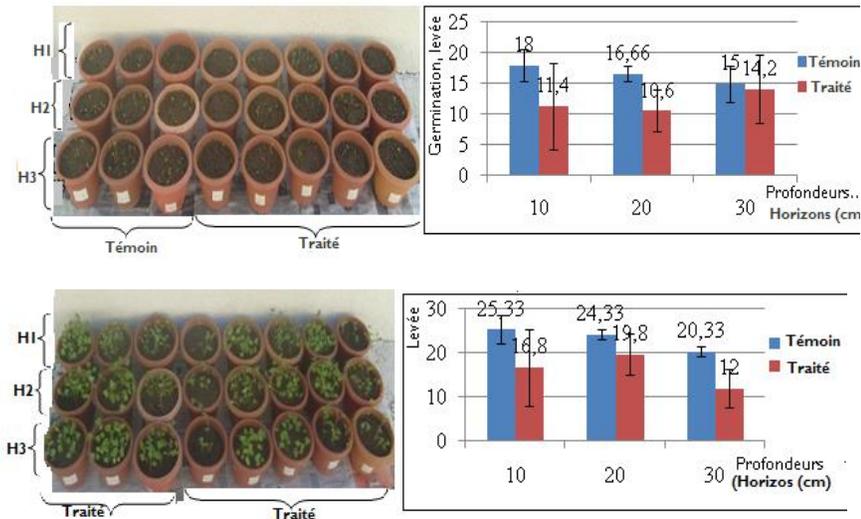


Fig 6 : Le pourcentage moyen de germination (vingt jours après la levée)

3.2.2. Le nombre de plantules

Nous remarquons ici l'enregistrement d'un retard de levée des plantules par rapport à la première serre, cela à cause des conditions météorologiques hivernales.

L'état de la végétation rapporté par les figures (10-11) indique l'absence de symptômes toxiques apparents sur la végétation.



D'après le test de Student le nombre de plante varie entre le sol témoin et le sol traité au niveau du troisième horizon 20 – 30 cm ($t, p = 0,01$). Ce qui peut s'expliquer par l'effet inhibiteur de l'herbicide glyphosate qui s'infiltre.

Nous avons enregistré la levée des plantules au niveau des sols traités et cela malgré la durée réduite séparant l'épandage du produit du semis (15 jours), ce qui suggère que le glyphosate n'a pas eu d'action persistante dans le sol. Ceci concorde avec les résultats des auteurs [5].

L'absence de symptômes tels que le flétrissement, le jaunissement ou autres apparents sur la végétation, le nombre réduit de plantules au niveau du sol traité par le glyphosate concorde avec les résultats des auteurs [6] qui montrent que dans le cas du glyphosate qui est utilisé massivement, peut avoir des conséquences désastreuses pour l'agriculture, telles qu'une perte de la fertilité des sols, une baisse de la productivité des cultures.

CONCLUSION

L'évaluation de la rémanence du glyphosate dans les cultures maraîchères grâce au test biologique nous a permis d'observer presque les mêmes résultats :

- La levée des plantules de radis dans les sols traités indique que le glyphosate est non rémanent.
- Les symptômes de phytotoxicité sont absents dans les plantules semées sur les sols traités.
- Mais cela n'empêche pas d'observer un retard sur la germination, une diminution du nombre de plantules sur les sols traités et cela en fonction de la date du semis après l'épandage du produit, l'horizon.

Comme perspectives, cette étude doit nous inciter

À la prudence s'agissant d'un produit utilisé de façon intensive sur les cultures maraîchères qui constituent une partie de l'alimentation algérienne.

Références

- [30] M. Jerry Lee, Impact des herbicides sur les écosystèmes forestiers et aquatiques et la faune sauvage : l'expérience américaine, *Revue Forestière Française*, 54 (2002) 593-608.
- [31] M. Monnier, Les graines germées : livre de cultures, 2004- eds, Vivez Soleil, 2004, pp. 135-139.
- [32] Ch. Le Mer, Effets des expositions aux herbicides : Atrazine, Glyphosate sur des larves d'épinoches à trois épines, *Gastrosteus aculeatus* L, Programme de la maîtrise en Océanographie, Université du Québec à Rimouski 2009.
- [33] A.j. Al-Rajab, M. Schiavon, Degradation of ¹⁴C-glyphosate and aminomethyl-phosphonic acid (AMPA) in three agricultural soils, *Journal of Environmental Sciences*, 22 (2010) 1374-1380.
- [34] M.T. Ragab, M. Abdel-Kader, D. Stiles, Fate of glyphosate in a sandy loam soil and analysis for residues in Field-Grwn- Crops. Acadia University, Agriculture Canada, Research Station, Kentville, 35 (1985) 67-70.
- [35] S. Sanogo S, X. Yang, H. Scherm, Effects of herbicides on *Fusarium solanif. sp. glycines* and development of sudden death syndrome in glyphosate tolerant soybean, *Journal of Phytopathology* 90 (2000) 57-66.

Contribution de l'analyse environnementale et socio-économique à la mise en œuvre d'une approche de développement durable pour un bassin versant (Rif, Maroc)

Lamiaa Machouri¹, Nadia Machouri², Youssef Foura¹, Rachida Nafaa¹ et Mohamed Saber³

¹Université Hassan II, Faculté des lettres et des sciences humaines, Mohammedia. Maroc

² Université Mohammed V, Faculté des lettres et des sciences humaines, Rabat. Maroc

³Ecole Nationale forestière d'Ingénieurs (ENFI), Salé. Maroc

Résumé :

Le bassin versant Nefzi, objet de notre étude, à l'instar de la majorité des bassins versants rifains marocain, connaît une érosion des sols relativement importante en raison à la fois des facteurs naturels défavorables (relief, climat, géomorphologie, couvert végétal, ...) et d'une forte pression humaine sur le sol et la flore (le défrichement du matorral, le surpâturage et les pratiques culturales inadéquates).

Le présent travail s'inscrit dans le cadre d'une étude environnementale et socio-économique qui a pour objectifs d'analyser les caractéristiques naturelles et humaines, comprendre le fonctionnement des exploitations agricoles, inventaire, description et évaluation des techniques de conservation des eaux et des sols réalisés par l'Etat et celles utilisées par la population locale afin de dégager les contraintes et ressortir les dépassements; et enfin la proposition d'une approche de développement durable, en se basant sur l'implication participative de la population locale et les services administratifs ainsi que tous les acteurs locaux concernés par le développement durable.

Mots-Clés: **Bassin versant, aménagement anti-érosifs, étude socio-économique, développement local durable, Maroc.**

Contribution of environmental and socio-economic analysis to the implementation of a sustainable development approach for a watershed (Rif, Morocco)

Abstract:

The Nefzi watershed, which is the subject of our study, like most Moroccan watersheds, has a relatively high soil erosion due to both unfavorable natural factors (relief, climate, geomorphology, vegetation cover, etc.) and strong human pressure on soil and flora (clearing of matorral, overgrazing and inadequate cultivation practices). The present work is part of an environmental and socio-economic study which aims to analyze the natural and human characteristics, to understand the operation of agricultural holdings, inventory, description and evaluation of techniques of water conservation and Soils made by the State and those used by the local population in order to identify the constraints and show the overtaking; and lastly, the proposal for a sustainable development approach, based on the participatory involvement of the local population and the administrative services as well as all the local actors concerned by sustainable development.

Key words: Watershed, anti-erosion, socio-economic study, sustainable local development, Morocco

Introduction

L'érosion hydrique et la dégradation des sols constituent les principales menaces environnementales pour la productivité des sols. On distingue couramment deux niveaux d'impact de l'érosion hydrique à l'échelle d'un bassin versant. En amont, sur les versants, l'érosion entraîne une baisse de la productivité agricole suite à une perte nette d'éléments nutritifs et à la diminution de l'épaisseur du sol. En aval, le transport des sédiments et des polluants par les cours d'eau conduit à la contamination de l'eau potable et à l'eutrophisation par les polluants organiques et minéraux, à l'envasement des retenues des barrages par les sédiments. De fait, pratiquement un tiers des terres cultivables du monde ont été perdues au cours des 40 dernières années par l'érosion hydrique due au ruissellement. L'érosion continue à dégrader les terres cultivables au rythme d'environ 10 millions d'hectares par an (Pimentel et al., 1995). Spatialement au Maroc, l'action de l'érosion hydrique est variable, dans certains secteurs elle transforme carrément l'espace; dans d'autres elle paraît inopérante. C'est le cas sur les larges affleurements de roches cohérentes faiblement altérées. Très souvent, le ruissellement ne s'attaque qu'aux héritages (formations superficielles) et aux roches tendres. Par ailleurs, c'est sur les fortes pentes que l'action du ruissellement concentré est la plus efficace. Sur les piémonts, l'épandage en bras divagant explique l'importance du ruissellement en nappe. Régionalement, l'érosion est surtout déchaînée dans le Monde rifain, pour des raisons structurales, lithologiques et climatiques (Laouina, 2000).

Selon le PNABV (1996), l'érosion des sols et les pertes en terres constituent un processus de dégradation des ressources naturelles qui touche, avec des intensités diverses, une grande partie du territoire national au Maroc. Ainsi, sur une superficie totale des bassins versants proche de 20 million d'hectares, au Maroc les superficies à risque représentent 75% des 15million d'hectares, jusque là étudiés. Les pertes en terre annuelles cumulées sont estimées à quelques 100 millions de tonnes et les capacités de stockages perdues par envasement ont été évaluées à 50 millions de m³ par an. Si rien

n'était entrepris au cours des deux prochaines décennies, le coût actualisé de l'érosion s'élèverait à environ dix milliards de dirhams.

Pour appréhender ces phénomènes érosifs, plusieurs bassins versants ont été retenus pour études plus ou moins approfondies, ces études ont débouché sur l'élaboration des schémas directeurs pour leur aménagement, et des propositions d'interventions ont été avancées et échelonnées sur plusieurs années. Par la suite, plusieurs projets (Neckor, Loukkos, ...), ont été conçus et mis en œuvre au niveau national avec l'adoption de différentes stratégies, et ce pour tester les techniques à adopter et pour apprécier le degré de leur acceptabilité par les habitants. C'est dans le cadre de cette vision que s'inscrit notre étude qui a pour objectif de contribuer à l'évaluation de l'efficacité des travaux des techniques anti-érosives réalisées par l'Etat et les techniques utilisées par la population locale, dans le Rif occidentale. Il s'agit d'une évaluation socio-économique et environnementale à travers l'analyse de la situation actuelle de plusieurs parcelles dans le SBV Nefzi.

1. Matériels et méthodes

1.1. Présentation de la zone d'étude

Le sous bassin versant de Nefzi est situé dans le bassin versant du Loukkos (composante Haut Loukkos), entre Mokrisset et Zoumi, il couvre une superficie de 465,5ha. Administrativement, il dépend de la province d'Ouazzan, du cercle de Mokrisset, et intéresse deux communes rurales: Mokrisset et Zoumi (Fig.1). Les terres appartiennent à deux douars, Al Meska et Nefzi et concernent deux tribus, Ghzaoua et Beni Messara. Le nombre total des ménages usagers atteint 118 ménages avec en moyenne 7 personnes par ménages, soit 826 habitants. 85% de la population totale usagère appartient à douar Nefzi, 15% seulement appartient à douar El Meska.

La zone d'étude est située dans l'étage bioclimatique humide à hiver tempéré. La pluviométrie moyenne annuelle est de 1130mm avec un maximum de 2515,5mm enregistré en 1996 et un minimum de 543mm en 1994. La température moyenne varie entre 9°C en janvier et 25,5°C en août. Le relief de la zone est accidenté avec des pentes pouvant dépasser 40%. L'altitude varie entre 600 et 800m.

Le substrat géologique du SBV est formé essentiellement de 3 types de roches: Les roches résistantes représentées par les marnes calcaires, les roches moyennement résistantes représentées par les marnes blanches à silex et les éboulis vifs, et des roches friables constituées par les marnes et marnes à bancs sableux qui couvrent la majorité du SBV.

En ce qui concerne la végétation naturelle, les seules formations végétales rencontrées sont sous formes du matorral dense qui représente 15% de la superficie totale du SBV, et d'un matorral dégradé qui représente 6%. Les autres espèces végétales rencontrées sont à base d'essences secondaires surtout: Ciste de Montpellier (*Cistus monspeliensis*); Ciste à feuilles de sauge (*Cistus salvifolius*); Lentisque (*Pistacia lentiscus*) et Arbousier (*Arbutus unedo*).

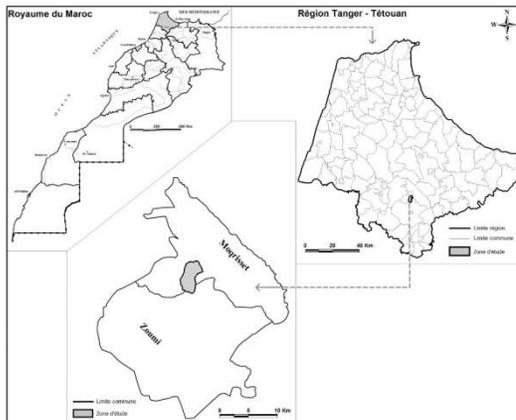


Fig.1: Situation administrative de la zone d'étude

1.2. Méthodologie d'étude

Afin d'analyser et d'évaluer l'efficacité des aménagements anti-érosifs au niveau du sous bassin versant de Nefzi, deux volets de diagnostic ont été adopté, environnemental et socio-économique.

Sur le plan environnemental, les mesures de terrain ont été réalisées au niveau de **16 Sites** situés en totalité au niveau du sous bassin versant Nefzi, il s'agit des terrains de culture aménagés et non aménagés ainsi qu'au niveau du parcours naturel, matorral dense et dégradé. Il s'agit :

- Mesures de la végétation: la mesure de recouvrement de la végétation herbacée et arbustive, mesure de la phytomasse, mesure de la diversité floristique.
- Mesures relatives aux états de surface du sol: mesures de l'humidité du sol, la cohésion du sol, la résistance à la pénétration

Sur le plan socio-économique, on a réalisé une série d'enquêtes et des entretiens avec la population usagère et les responsables locaux. Les enquêtes ont été réalisées au niveau de **90 ménages** parmi **118 ménages usagers** du SBV Nefzi et appartenant à deux douars El Meska et Nefzi, soit un taux d'échantillonnage de 76%.

2. Résultats et discussions

2.1. Les techniques anti-érosives proposées par le projet Loukkos dans SBV Nefzi

La zone du projet couvre une superficie d'environ 59000 ha. Elle fait partie du bassin versant du Loukkos et qui comprend une zone d'environ 180000 ha de terrains montagneux en amont du barrage oued El Makhazine. Le projet Loukkos a été évalué en 1979 et négocié en avril 1980, il s'est réalisé sur une période de 6ans à partir de 1981.

Le projet a proposé comme objectifs:

- La restauration des sols;
- La protection de l'infrastructure hydro-agricoles réalisée à l'aval (barrage Oued El Makhazine, plaine de Loukkous) et ce par la lutte contre l'érosion et la conservation des sols grâce à la réalisation d'une infrastructure anti-érosive et l'introduction des pratiques culturales anti-érosives dans les exploitations.
- L'élévation du niveau de vie de la population grâce au développement des productions végétales et animales et le renforcement des infrastructures sociales (éducation, santé, routes et pistes, eau potable, souks ...etc).

Le schéma directeur du bassin versant du Loukkos résulte d'une analyse globale qui a permis de déterminer l'ensemble des besoins en conservation des sols du bassin versant et d'élaborer un plan d'intervention. L'exécution de ce plan implique des programmations, zone par zone, afin de fixer sur le terrain, en accord avec les agriculteurs intéressés, la nature et l'ampleur des travaux. L'aire concernée par chaque programmation est limitée à des sous bassins versants de surface restreinte (500 à 2000 ha). Le sous bassin versant de Nefzi, objet de notre étude, est l'un de ces SBV concernés par le projet.

L'aménagement du sous bassin versant de Nefzi, propose des traitements anti-érosives diversifiés tel que le reboisement, installation des prairies, plantations arboricoles, interventions agricoles correction des ravines, ouvertures de pistes, constructions de seuils de sédimentation, voir des lacs collinaires ...

2.2. Les techniques anti-érosives existantes actuellement dans le SBV Nefzi

2.2.1. Les techniques anti-érosives réalisées par le projet Loukkos

Le projet Loukkos a proposé d'aménager la totalité du SBV Nefzi, mais d'après les travaux de terrain et les entretiens avec la population, on constate que les actions proposées par le projet Loukkos ne sont pas toutes réalisées sur le terrain. Actuellement seulement 157,5ha qui a été aménagée, soit 34% de la superficie totale du SBV (Tab.1 et Fig.2).

Certaines interventions, telles que le reboisement de protection avec Acacia, ont été exécuté par le projet dans les terrains, mais elles ne sont pas réussies car elles n'ont pas été acceptées par la population locale; cette dernière préfère la plantation d'olivier.

Les techniques anti-érosives réalisées par le projet Loukkos et qui existent actuellement sur le terrain sont principalement comme suit:

- Les murettes en pierres sèches

Ce sont des petits murs construits selon les courbes de niveau qui permettent à la fois de réduire la vitesse du ruissellement de l'eau et de piéger les sédiments transportés sur les versants à pente moyenne à forte. Elles constituent donc des ouvrages de lutte contre l'érosion par ruissellement mais aussi d'amélioration des sols. Les dimensions de ces murettes sont de 80cm à 1m de hauteur et de 60 à 80cm de largeur.

D'après les travaux de terrain et l'exploitation de la carte, on constate que 94% de la totalité de la superficie aménagée est constituée par des murettes en pierres sèches. 89ha a été aménagée par des murettes en pierres sèches avec plantation d'olivier dense et 58,5ha a été aménagée par des murettes en pierres sèches avec plantation d'olivier à faible densité ce qui représente respectivement 56,5% et 37,5% de la superficie aménagée au niveau du SBV.

- Les banquettes de diversion:

Ce type de banquettes à pente longitudinale ont pour but d'intercepter le ruissellement de l'inter-banquettes et permettre son infiltration partiel, alors que l'excédent d'eau doit être acheminé vers

l'exécutoire sans causer de dégât. L'exutoire peut être une dépression naturelle ou créée artificiellement. Il doit être recouvert de végétation et assez large pour évacuer les eaux d'écoulement à une vitesse non érosive. Sur le terrain cette technique se limite à des terrains dont la pente est continue et ne dépasse pas 15%. La hauteur du talus est uniforme et il est végétalisé par des plantations d'olivier.

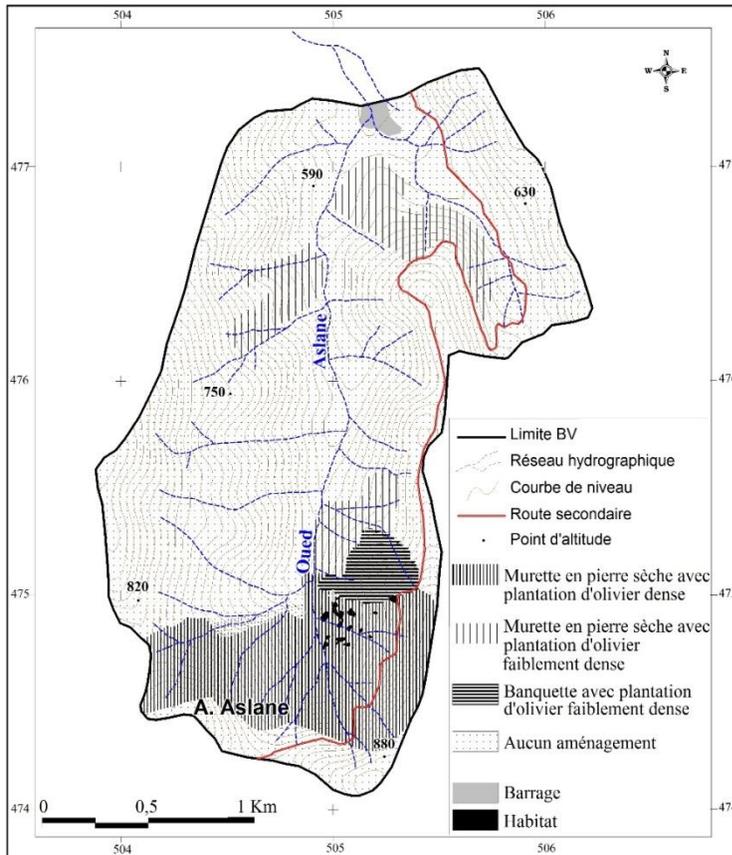


Fig. 2: Les techniques anti-érosives existantes actuellement dans le SBV Nefzi

Tab. I: Les techniques anti-érosives réalisées par le projet, existantes sur le terrain

Les techniques anti-érosives	Superficie (ha)	%
Murettes en pierres sèches avec plantation d'olivier dense	89	56,5
Murettes en pierres sèches avec plantation d'olivier à faible densité	58,5	37,5
Banquettes de diversion avec plantation d'olivier à faible densité	10	6
Total	157,5	100

2.2.2. Les techniques anti-érosives réalisées par la population locale

Parmi les techniques traditionnelles rencontrées dans la zone d'étude, on note: le labour isohypse, le fumier organique, la rotation culturale, les plantations fruitières, les terrasses, les sillons de drainage sur les parcelles agricoles, les haies.

- Le labour isohypse

La technique de labour isohypse est utilisée, sur les versants à différentes pentes. Les paysans de la région préfèrent cette technique quand ils utilisent la traction animale. Cette technique présente plusieurs avantages, en terme de conservation des eaux et des sols. En effet en travaillant le sol dans le sens contraire à la pente l'infiltration des eaux de pluie au début de la campagne agricole et leur stockage

sont améliorés, en plus de la limitation de la multiplication des mauvaises herbes (après enfouissement), l'augmentation de la rugosité de la surface et le ralentissement du ruissellement.

- Apport de fumier organique dans le sol

Cette technique consiste en l'enrichissement du sol par des quantités importantes de fumier organique produit dans l'exploitation agricole. Le fumier naturel à plusieurs avantages sur le sol. Tout d'abord, il enrichit le sol par la matière organique, maintient la cohésion des mottes, augmente le rendement et réduit le coût des engrais chimiques.

- Rotation culturale et assolement

Le paysan de la zone a appris, au fil du temps, à pratiquer des assolements variables à l'échelle des parcelles de son exploitation selon la combinaison de plusieurs facteurs pédoclimatiques et techniques. Cette pratique a des effets au niveau de la conservation des sols, la couverture continue du sol et permet la réduction des effets de pluies sur les sols nus

- Les Plantations fruitières

Les arbres fruitiers assurent une protection contre l'érosion hydrique et restaurent les sols dégradés par l'augmentation de la matière organique et l'activité biologique dans le sol.

Les principaux arbres fruitiers rencontrés dans la zone sont: l'olivier, le prunier, la vigne et le figuier. L'olivier constitue l'arbre fruitier le plus répandu dans la zone.

- Les terrasses

Leur confection consiste en un nivellement de la surface du sol qui devient horizontale. Le mur de la terrasse est soit un talus enherbé ou bien parfois un mur en pierres sèches si elles sont disponibles. Les terrasses contribuent à assurer, à la fois, une production agricole intensive et une protection efficace contre l'érosion.

- Les sillons de drainage sur les parcelles agricoles

Pour gérer l'excès d'eau pluvial, le paysan développe des systèmes d'évacuation et de conduite de ces eaux. Ces derniers sont tracés à l'aire, légèrement inclinés par rapport à la pente du versant, ils sont faits après la préparation du sol. Les sillons peuvent s'entrecroiser en vue d'esquiver que l'eau aura des vitesses fortes.

- Les haies

Les haies présentent de nombreux intérêts pour les cultures et plus généralement pour l'environnement. Les agriculteurs appréciaient autrefois leurs capacités à délimiter les parcelles, en protégeant les cultures du vent (fonction brise vent) et de l'érosion également.

2.3. Evaluation environnementale des techniques anti-erosives

2.3.1. Techniques ancestrales pratiquées par la population : la rotation culturale

Les types de rotations culturales existantes dans le SBV sont : Légumineuses /Céréale, Céréale/ Jachère et Monoculture.

Tab.2: Les types de rotations culturales existantes dans le SBV

Type de rotation	Culture précédente (2012)	Culture actuelle (2013)	Code
Légumineuses /Céréale	Fève	Blé	Fève/Blé
	Pois chiche	Blé	Pois chiche/Blé
Céréale/ Jachère	Blé	Jachère	Blé /Jachère,
Monoculture	Orge	Orge	Orge/Orge
	Blé	Blé	Blé/Blé
	Cannabis	Cannabis	Cannabis/ Cannabis

Les résultats de l'étude montrent que la rotation culturale a plusieurs avantages:

- Augmentation de l'humidité du sol

L'humidité des sols est un facteur déterminant dans l'évaluation environnementale de la rotation culturale. Elle permet de connaître le type de rotation qui garanti la plus grande quantité d'humidité dans le sous sol.

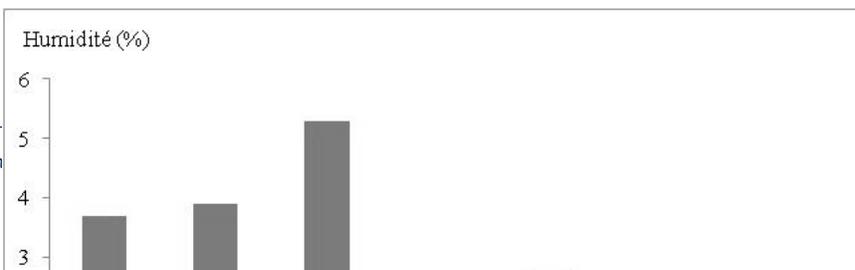


Fig.1: L'humidité du sol dans les différentes parcelles étudiées

La rotation céréale/jachère enregistre le taux d'humidité le plus important, suivi par la rotation légumineuse/céréale, alors que la monoculture enregistre le taux le plus faible. Dans la parcelle du blé en rotation avec la jachère (blé/jachère), le taux d'humidité est élevé, Il est de l'ordre de 5,3%. Ceci peut être expliqué par le recouvrement important du sol par les herbacées qui dépasse 80% de la couverture du sol.

- Une amélioration de la structure du sol et de sa stabilité structurale

Le test de résistance à la pénétration et au cisaillement permet de concevoir la structure des sols qui influence grandement le régime d'infiltration du sol.

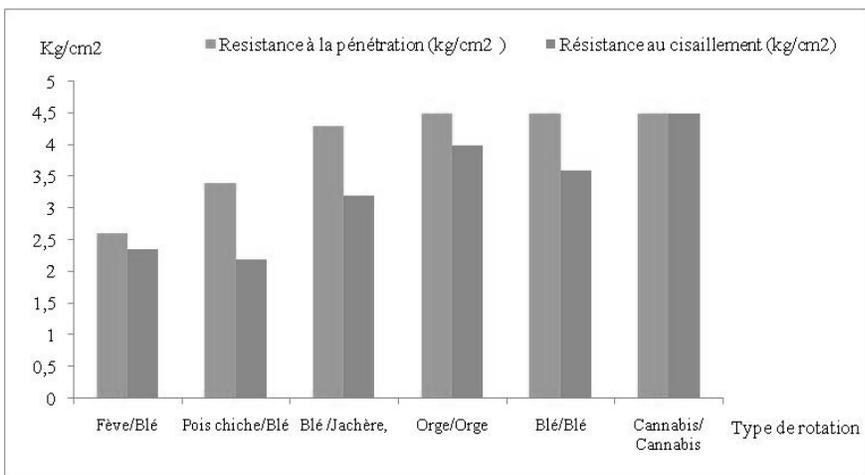


Fig.2: Résistance à la pénétration et au cisaillement au niveau des parcelles étudiées

Les parcelles soumises à une rotation céréale/jachère et légumineuse/céréale enregistrent les valeurs de la résistance au cisaillement et de la résistance à la pénétration les plus faibles. Par contre les parcelles de monoculture enregistrent les valeurs les plus élevées.

On constate alors que:

- la pratique de la rotation augmente la densité de la couche arable, ce qui a pour conséquence d'améliorer la résistance du sol au tassement et de limiter la battance.
- Avec l'adoption de la rotation, la structure du sol se modifie progressivement pour atteindre un profil cultural continu après quelques années.
- La pratique de la rotation alors permet l'amélioration de la structure du sol et de sa stabilité structurale.

2-3-2- Techniques anti-érosives réalisées par le projet Loukkos

Afin d'évaluer les techniques réalisées par le projet, les mesures sur le terrain sont effectuées au niveau des dix parcelles:

Tab.3: Les parcelles étudiées dans le SBV

Type de parcelle	Type d'aménagement	Type d'utilisation	Code
Parcelles aménagées	Murette en pierre sèche avec plantation d'olivier dense	jachère	Murette-olivier1-jachère
		blé	Murette-olivier1-blé
	Murette en pierre sèche avec plantation d'olivier faiblement dense	jachère	Murette-olivier2-jachère
		blé	Murette-olivier2-blé
	Banquette avec plantation d'olivier faiblement dense	jachère	Banquette-olivier2-jachère
		blé	Banquette-olivier2-blé
Parcelles non aménagées	Pas d'aménagement	Jachère	Jachère
		blé	Blé
Matorral	Pas d'aménagement	Matorral dense	Matorral dense
		Matorral dégradé	Matorral dégradé

Les résultats de l'étude montrent que les techniques anti-érosives présentent plusieurs avantages:

- **Augmentation de l'humidité du sol**

Le taux moyen d'humidité atteint 9,25% au niveau de la parcelle aménagée en murettes en pierres sèches avec plantation d'olivier dense, alors il ne dépasse pas 5,3% dans la parcelle aménagée en murettes en pierres sèches avec plantation d'olivier faiblement dense.

Dans le matorral dense où le recouvrement de la végétation naturelle atteint 85% de la surface du sol, le taux moyen d'humidité est de 12,7%. Alors que dans le matorral dégradé où le recouvrement de la végétation naturelle ne dépasse pas 35% de la surface du sol, le taux moyen d'humidité est de 6,2%

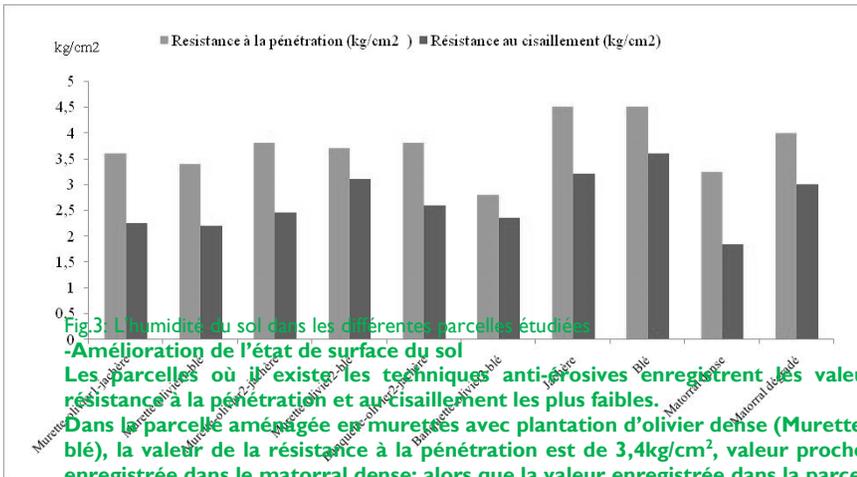


Fig.3: L'humidité du sol dans les différentes parcelles étudiées

-Amélioration de l'état de surface du sol

Les parcelles où il existe les techniques anti-érosives enregistrent les valeurs de la résistance à la pénétration et au cisaillement les plus faibles.

Dans la parcelle aménagée en murettes avec plantation d'olivier dense (Murette-olivier1-blé), la valeur de la résistance à la pénétration est de 3,4kg/cm², valeur proche de celle enregistrée dans le matorral dense; alors que la valeur enregistrée dans la parcelle de blé non aménagée est de 4,5kg/cm².

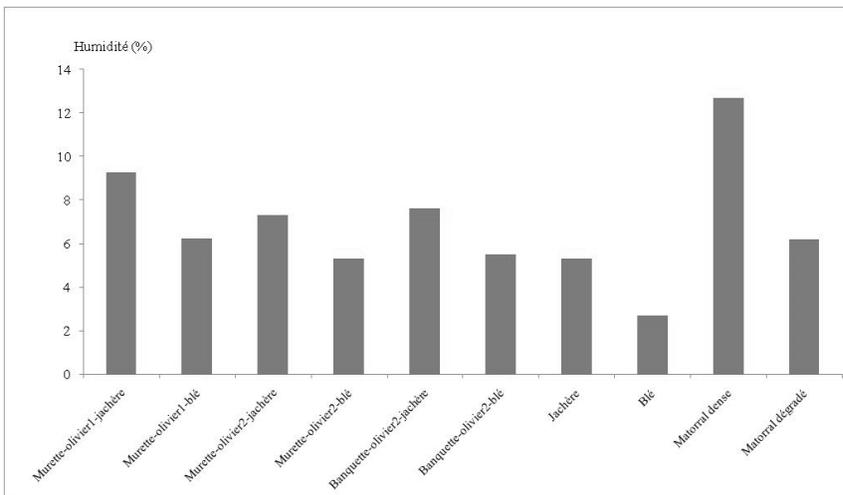


Fig.4: Résistance à la pénétration et au cisaillement

- Une meilleure protection du sol

Comparativement au recouvrement de la végétation dans le matorral dense, le recouvrement dans les parcelles aménagées s'avère très important. Dans la parcelle aménagée en murettes avec plantation d'olivier dense (Murette-olivier1-jachère), le recouvrement moyen de la végétation atteint 80%, alors que le taux de sol nu ne dépasse pas 20% en plus le système foliaire des arbres d'olivier assure un recouvrement de 60% de la surface du sol.

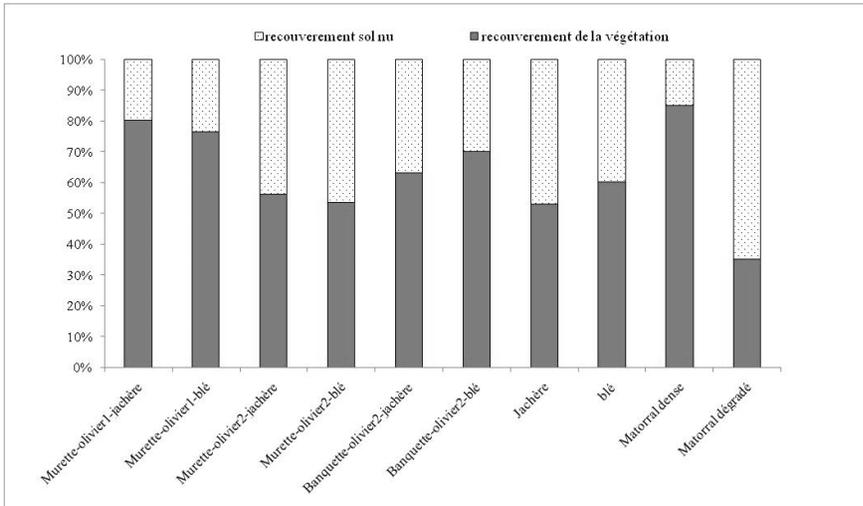


Fig.5: Recouvrement du sol au niveau de parcelles étudiées

2.4. Evaluation sociale des techniques anti-érosives

D'après les travaux de terrain et les entretiens avec la population locale on constate que :

- Techniques des murettes avec plantation d'olivier

L'évaluation sociale a montré qu'à l'amont du SBV Nefzi, les murettes ont été bien construites avec une plantation dense des oliviers, ce qui a arrêté l'érosion, ceci est bien visible sur le terrain car il n'y a pas de signes d'érosion. Mais en aval du SBV, la plupart des murettes sont actuellement détruites, car d'une part elles ne sont pas bien construites comme celles en amont et d'autre part, par l'absence des opérations d'entretien, en plus la densité des oliviers est faible. En aval cette technique n'a pas stoppé l'érosion mais elle a diminué seulement son intensité.

- Banquettes avec plantation d'olivier

Le taux de réussite de cette technique est moyen. Le sol n'est pas bien protégé, car d'une part la densité des arbres est faible, ce qui ne permet pas un recouvrement important de la surface du sol, et d'autre part le labour sous les arbres aggrave les processus d'érosion.

- Reboisement par Acacia

Le taux de réussite de cette technique est presque nul car les reboisements n'existent que dans quelques ravins. Le projet Loukkos a réalisé des reboisements d'acacia au niveau des terrains de parcours privés situés en aval du SBV Nefzi, mais les paysans n'ont pas accepté les arbres d'acacia et ils les ont déracinés, car ils préfèrent les oliviers.

Les entretiens réalisés sur le terrain montrent que la participation et l'implication de l'ensemble de la population locale est un facteur important et primordial pour la réussite des aménagements anti-érosifs. La réussite des reboisements dans le SBV exige le recours autant que possible aux variétés fruitières surtout l'olivier préféré par la population.

A la fin de cette étude, on peut conclure que pour garantir la réussite et l'efficacité des techniques anti-érosives, il faut :

- Sensibiliser la population locale à propos de la conservation des ressources naturelles;
- Continuer à entretenir les techniques anti-érosives après achèvement du projet, soit par l'Etat ou par la population locale;
- Construction des pépinières au niveau de la commune, afin de développer les arbres fruitières préférés par la population locale;
- Faire participer la population dans toutes les étapes du projet de développement par leur implication dans le choix des techniques et le type de plantations;
- Les projets de développement et de conservation des ressources naturelles doivent respecter le savoir-faire, les besoins et les priorités de la population locale.

CONCLUSION

Pour assurer la réussite d'un programme d'aménagement anti-érosif, il faut tenir compte des facteurs socio-économiques de la zone, et implicitement acquérir l'adhésion, la participation et l'implication de l'ensemble de la population locale.

Le diagnostic du paysage agricole de la zone montre l'existence de différentes techniques traditionnelles de conservation du sol qui visent à maîtriser la terre, l'eau et la dynamique du milieu naturel. Toutefois, il est important de noter que les principes de base de la conservation des eaux et des sols sont encore mal appréhendés par les paysans, bien qu'ils utilisent ces différentes stratégies traditionnelles; les agriculteurs font recours à ces techniques en bas de pente, en même temps qu'ils détruisent la végétation naturelle de l'amont, ce qui a pour conséquence le ruissellement et les inondations qui détruisent les ouvrages. Il est à signaler que l'amour porté à la terre est en perte, surtout chez les jeunes qui sont les seuls à pouvoir assurer la permanence de toutes les techniques.

Références

Al karkouri J, Laouina A, Aderghal M et Watfeh A, 2007. Pratiques et techniques de gestion conservatoire des sols et des eaux dans le bassin versant de Beni Boufrah (Rif central, Maroc). Ouvrage collectif sous la direction de Abdellah Laouina. Gestion conservatoire des eaux et des sols au Maroc, la diversité des réponses paysannes à la dégradation des terres. FLSH, Rabat Université Mohammed V, Agdal.

Al karkouri J, 2002. Dégradation du milieu naturel dans le bassin versant de Beni Boufrah (Rif Central Maroc) : analyse des facteurs et des processus, essai de quantification et modélisation spatiale. Thèse Dot. Univ.Med V.

Laouina A., 2000. Dynamiques agraires et dégradation des terres dans les régions de montagne au Maroc, les perspectives d'un développement durable. Publications de la Chaire UNESCO-GAS NATURAL « Gestion de l'Environnement et Développement Durable » la montagne marocaine, dynamiques agraires et développement durable. Faculté des Lettres et des Sciences Humaines, Université Mohamed V, Rabat, p. 5-34.

Laouina A., El Abassi H. et Chaker M., 1996. Montagnes, piémonts et plaines (Investir dans les techniques de CES au Maroc oriental). Techniques traditionnelles de conservation de l'eau et des sols en Afrique, CTA-CDCS-KARTHALA, p. 75-86.

Laouina A., 1998. Dégradation des terres dans la région méditerranéenne du Maghreb. Bulletin du réseau érosion, IRD, Montpellier, 18, p. 33-53.

Machouri N., Laouina A., Chaker M., 2013: Mesures de la végétation et des états de surface du sol pour l'évaluation du fonctionnement hydrologique, application aux techniques de CES dans la commune des sehou. Proceedings de la Réunion multi-acteurs sur le bassin du Bouregreg "Gestion durable des terres". Publié par l'Association de Recherche en Gestion Durable des Terres (ARGDT). p. 103-118.

PNABV, 1996. Plan national d'aménagement des bassins versants. Haut Commissariat aux Eaux et Forêts et à la lutte contre la désertification.

Pimentel, D., Harvey P., Resosudarmo P. et Sinclair D., 1995. Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits.

Sabir M et B. Boudhar, 1999. La DRS fruitière dans le Pré-Rif: quelle efficacité contre l'érosion hydrique et quels apports pour l'exploitation agricole de montagne: analyse de cas dans le bassin versant de l'Ouergha. Actes atelier organisé par ENFI, IAV HII, IRD, 15 octobre 1999, p. 60-73. Edit ENFI, Salé, Maroc.

Sabir M., Merzouk A., Roose E. & Laouina A., 2000. « Les stratégies et méthodes traditionnelles et modernes de lutte anti-érosive ». Actes de la journée scientifique organisée le 15 octobre 1999, ENFI, Salé.

قاسم النعامي، 2004:

عوامل الهشاشة والبيات التشكيل وأسس التهيئة والتأهيل بعالية واد اللوكوس منطقة موقريصات الريف الغربي، بحث لنيل شهادة الدكتوراه الوطنية، كلية الآداب والعلوم الإنسانية، الرباط.

Mise en place d'un modèle SIG pour la gestion du risque D'incendies de forêts au Moyen Atlas Oriental

El Houcine Lakhouaja¹, Ali Faleh², Jamal Chaouan³

¹Enseignant chercheur, LCEAT/FLSH-BM-Casablanca-Maroc, Tél :+212663343560, lakhouajah@yahoo.fr

² Enseignant chercheur, LEGAC/FLSH-Sais-Fes-Maroc, Tél :+212673602923. Falehali2001@yahoo.fr

³Enseignant chercheur, DEP2D/FP-Taza-Maroc, Tél :+212641745164. jamal.chaaouan@gmail.com

Résumé

L'étude porte sur une modélisation SIG du risque des feux de forêts, en fonction des conditions naturelles et anthropiques ; tout en intégrant des informations de terrain sur la physiognomie du couvert végétal. Des données historiques ont servi pour la pondération des indices choisis et pour la validation du modèle. Les résultats obtenus confirment la validité du modèle et proposent son amélioration, en intégrant des données relatives à la vulnérabilité au risque d'incendies de forêts.

Mots clés : salinité, Sine Saloum, facteurs anthropiques, facteurs climatiques, nappe phréatique

Establishment of a GIS model for forest fire risk management in the Middle Eastern Atlas

Abstract

This study focuses on a GIS modeling of the risk of forest fire, based on natural and human conditions and field information on the physiognomy of the vegetation cover. Historical data were used for the weighting of indices chosen and for model validation. The results confirm the validity of the model, and propose its improvement by integrating data on vulnerability to the risk of forest fires

Key Words: Forest fire; GIS modeling; Forest of the Eastern Middle Atlas

1. INTRODUCTION

L'étude et l'évaluation de risque d'incendie de forêts d'une manière précise, ne permettent pas de mener une recherche exhaustive sur l'ensemble du territoire marocain. Et puisque le Moyen Atlas oriental abrite une potentialité forestière de grande importance, d'ordres écologique et socioéconomique où s'étend le Parc national de Tazekka, nous avons donc choisi de la limiter dans la commune rurale de Bouchfaâ qui compte parmi les communes les plus exposées au risque des feux de forêts à l'échelle de la province de Taza (Hanchane et Janati, 2010).

Quelques soient les causes, la mise à feux qui est principalement d'origine humaine, vient en tête des causes (Inflammabilité des espèces végétales, température élevée..), soit par imprudence, par accident ou par malveillance. Cependant, la complexité d'étude de risque d'incendies de forêt, réside principalement dans la compréhension et la quantification des facteurs physique et anthropique régissant ce fléau et la détermination des conditions pendant lesquelles se phénomène se produit.

A cet effet, nous avons mené une approche synthétique basée sur des analyses statistiques de la base de données historiques des incendies de forêts survenus dans cette commune depuis 1997 jusqu'à 2015 ; et sur un échantillonnage systématique par placette, avec des relevés floristiques réalisés sur terrain. L'essentiel de cette étude consiste dans une première étape à localiser les incendies, et déterminer leur répartition spatiale grâce aux données des archives du Haut Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte Contre la désertification (HCEFLCD) ; afin de mettre en évidence les conditions du milieu physique et anthropique dans lesquelles ces feux ont été produits, appelées conditions de références. La seconde étape a pour but l'évaluation et la cartographie du risque des incendies, à partir de la modélisation des différents facteurs régissant ce fléau ; et l'élaboration d'un modèle empirique SIG s'inspirant de celui de Dagorne (1993, 1995) à l'issue d'une Analyse en Composante Principale (ACP) et une corrélation statistique des différents facteurs potentiels, réalisés sur un échantillon d'incendies bien représentatif.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

La modélisation du risque passe par une sélection et une hiérarchisation des facteurs d'écllosion et de propagation d'incendie de forêts. À cet effet, nous avons ajusté le modèle DAGORNE ($IR = 5 IC + 2 IH + IM$) à notre situation, en se basant sur la base des données historiques des incendies de forêts, enregistrées au sein de cette commune (De 1997 à 2015). Pour y arriver, nous avons extrait les conditions de référence des feux passés et affecter à chaque facteur un coefficient de pondération, en fonction de son influence déterminée grâce à une analyse statistique basée sur l'Analyse en Composantes Principales (ACP).

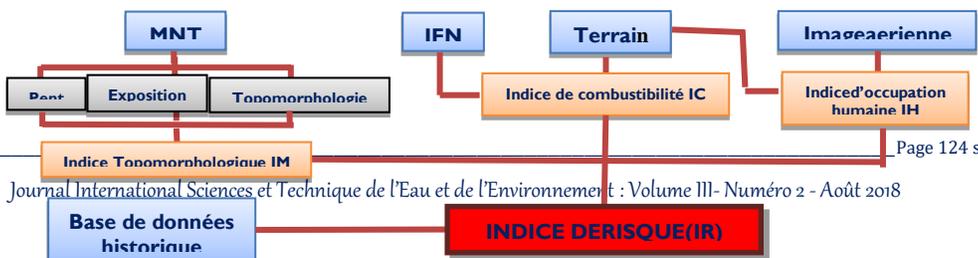


Fig. 1 - Organigramme méthodologique.

L'indice de risque (IR) est calculé en fonction des paramètres physiques du milieu (pente, exposition des versants, combustibilité du couvert végétal) ; et de l'indice d'occupation humaine.

L'évaluation du risque est déterminée par un croisement de couches d'informations géographiques ; comme il est décrit sur la figure ci-dessous.

$$IR = IC \cup IH \cup IM$$

Où

IC : l'indice de combustibilité, adopté par l'ex. CEMAGREF (IC = 39 + 2,3*BV*(E1+E2-7,18) dont BV est le biovolume et E1 et E2 les notes de combustibilité) ;

IH : représente l'indice lié à l'occupation humaine ;

IM : représente l'indice topo-morphologique.

Nous avons mis en place un système d'inventaire du combustible végétal par un échantillonnage systématique par placettes. Le procédé consiste à choisir des échantillons qui paraissent les plus représentatifs, et suffisamment homogènes. Selon un quadrillage de 2 km de résolution, nous avons pu extraire une vingtaine de placettes de 10 ares de superficie, avec leurs coordonnées géographiques. Elles sont matérialisées sur le terrain à l'aide d'un GPS ; et chaque placette a fait l'objet d'un relevé renseigné dans une fiche technique de placette.

Les données collectées (types de peuplements, taux de recouvrement, densité) sur le terrain ont été incorporées dans un SIG, afin de cartographier les types de peuplements selon leur stratification et leur densité d'une manière exhaustive. En outre, une série de données historiques sur les incendies de forêts, enregistrés dans la commune rurale de Bouchfaâ entre 1997 et 2015, a servi pour une pondération des paramètres utilisés dans le modèle SIG. Alors que d'autres données indépendantes (n'ayant pas servi lors de la modélisation), ont été utilisées pour la validation de notre modèle SIG.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 - Analyse en Composantes Principales (ACP)

Après avoir complété et rectifié la base de données sur les feux historiques enregistrés au niveau de la commune rurale de Bouchfaâ pendant les vingt dernières années, par les données collectées des placettes de terrain, et recueillies des archives de DPEFLC de Taza ; nous avons effectué une analyse statistique (analyse en composante principale ACP), pour mesurer le degré d'impact de chaque facteur recueillis.

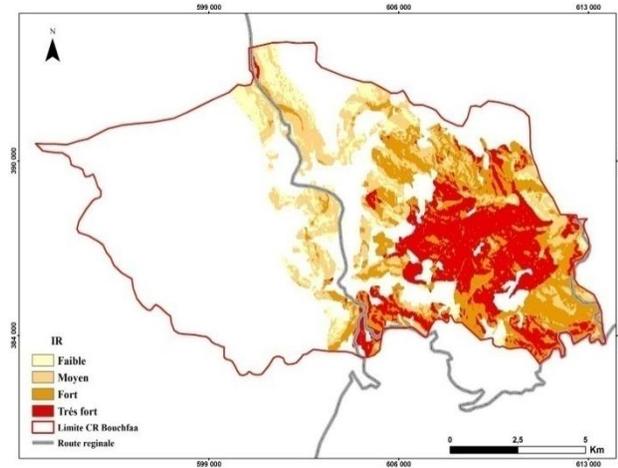
Table 1 -Rotation de la matrice des composantes.

Composante	1	2
Exposition	0,755	0,132
IC	0,734	-0,277
Superficie incendie	0,024	0,703
Distance piste	-0,243	0,662
Pente	0,329	0,435

Les résultats de l'ACP ainsi obtenu, reflètent une situation non prévue ; en effet, l'indice de combustibilité à une corrélation négative vis-à-vis de la superficie incendie, cela signifie que le facteur anthropique lié à cette étude, lié à l'existence humaine en lisière de forêts (pistes, habitations et champs de cultures), est le facteur principal de déclenchement des feux dans ces forêts.

3.2 - Indice de risque potentiel d'incendie de forêts (IR)

Le calcul de l'indice de risque du feu de forêts est le résultat du croisement des couches de l'indice de combustibilité, de l'indice topomorphologique et l'indice d'occupation humaine ; en appliquant la formule adaptée aux conditions spécifiques à cette zone.



Les forêts de la commune rurale de Bouchfaâ, restent au regard des résultats obtenus, menacées par le risque d'incendie de forêts ; dont on a constaté que 60% de la surface menacée se trouve dans les domaines de risque fort et très fort (29 et 31%). Tandis que les zones présentant un risque faible et moyen, ne représentent respectivement que moins de 13% et 27% du domaine forestier de la commune. Donc bien que cette commune soit dominée par des conditions topomorphologiques peu et moyennement favorables eu égard du risque d'incendie de forêts, ces forêts reflètent un indice de combustibilité fort et très fort ; ainsi qu'un enjeu anthropique considérable, que nous n'avons pas pu concrétiser, vu sa complexité. Ces résultats nous semblent, donc, logiques, vu le rôle primordial de la combustibilité de la végétation dans la segmentation des forêts en raison du risque d'incendies ; et vu le manque de données quantifiées sur le facteur anthropique.

4. Validation du modèle

Les résultats de l'application de ce modèle empirique adopté, ne peuvent être acceptés sans s'interroger sur leur validation, comme c'est le cas pour tous les modèles empiriques. Dans cette étude, la conception de ce modèle s'est fondée sur le principe de tenir compte seulement de 50 % des incendies de forêts historiques qui se sont produits dans la zone, en utilisant le reste dans la validation du modèle.

A cet effet, après superposition de ces feux passés, nous avons constaté que 65% de ces feux ont été survenus dans des zones reflétant un risque fort à très forts (35 et 30%) et que les feux qui se sont déclarés dans les zones reflétant un risque faible et moyen ont été très limités dans le temps et dans l'espace (35%). Cette situation peut conforter nos résultats, du point de vue conditions physiques et anthropique mise en jeu dans cette commune.

CONCLUSION

L'étude et la modélisation du risque d'incendies de forêts au niveau de la commune rurale de Bouchfaâ, nous a incité à faire appel à des outils statistiques et un modèle SIG. Et ce, en procédant à la superposition des indices susceptibles de refléter les conditions du milieu physique et anthropique régissant ce fléau.

En effet, les résultats obtenus démontrent que cette approche revêt un caractère éminemment opérationnel ; surtout après leur validation par le biais de la base de données des feux historiques.

L'une des principales contributions de ce travail, est l'intégration de nouvelles technologies dans l'étude de risque d'incendie de forêts. Néanmoins, localement ce modèle a montré certaines limites, car il existe d'autres facteurs qui ne sont pas pris en compte dans ce modèle : ou qui ne sont pas bien appréhendés à cause de nos modestes moyens déployés.

References

- [36] CEMAGREF : Guide technique du forestier méditerranéen Français, protection des forêts contre les incendies, volume II, France (1990), Fiches 5 et 8.
- [37] CLARAMUS (C) et LARDON (S);: SIG et simulation, Revue internationale de géomatique. European Journal of GIS and Spatial Analysis. Paris, Hermes Sciences publications (2000), 155 p.
- [38] DAGORNE (A), DUCHE (Y) et al. : Protection des forêts contre les incendies & Système d'information géographique : Application à la commune d'Auribeau sur Siagne (Alpes Maritimes). Revue forêt méditerranéenne t. XV, n°4, octobre 1993.

- [39] DAGORNE A., DUCHE Y., FOUCAULT B., et OTTAVI J.Y.: De l'affichage du « risque feu de forêts » à la mise en œuvre d'un plan de zones sensibles aux incendies de forêts à Auribeausur-Siagne (Alpes-Maritimes). De la simulation à la modélisation grâce au système d'information géographique. Forêt Méditerranéenne, XVI, 2 (1995) : pp 153-158.
- [40] DPEFLCD : Rapport sur les incendies de forêts, Direction provinciale des eaux et forêts et de la lutte contre la désertification, Taza, Maroc (2015) , 35 p.
- [41] EZZINE (H), BELASRI (A), BOUHALOUA (M),: « Mise en place d'une approche méthodologique pour la modélisation et la cartographie de l'aléa lié aux incendies de forêts », GEO OBSERVATEUR, Revue du centre Royal de télédétection spatiale Rabat (Novembre 2006) , ISSN 113- 4410 Maroc N° 15.
- [42] FALEH A., LAKHOUAJA H., et CHAAOUAN J.: SIG et modélisation des facteurs de risque d'incendie de forêts. Dynamiques territoriales et mutations socio-économiques au Maroc : étude de cas. Publications du laboratoire LEGAC, FLSH Saïs Fès (2015), livre pp 46-69.
- [43] FAO :« Élaboration des cartes de risque dans la province de Chefchaouen», Rapport (2007) , 45p.
- [44] HESSAS (N): Évaluation cartographique et évolution diachronique par télédétection du risque d'incendie de forêt. Thèse de doctorat, spécialité Géographie Physique, Université Joseph Fourier de Grenoble (2005) , 438 p.
- [45] IFN,: Couche de l'inventaire national forestier, HCEFLCD (2014) , Maroc.
- [46] LAKHOUAJA H., FALEH A. et CHAAOUAN J.,: Télédétection et étude diachronique des incendies de forêts dans la province de Chefchaouen. Revue Al Misbahiya, Série Sciences Humaines, Vol. N°10 ; Faculté des Lettres et des Sciences Humaines Saïs-Fès (2013) ; pp 29-39.
- [47] MARIEL (A): Cartographie du niveau de risque d'incendie : exemple du massif des Maures, CEMAGREF (1995) , article. Pp : 37-45.
- [48] NAOLI (A): Formalisation et gestion des connaissances dans la modélisation du comportement des incendies de forêt. Thèse de doctorat, spécialité Géographie, Uni. de Nice-Sophia Antipolis (2010), 216 p.

Dégradation spontanée du bleu de méthylène par le dioxyde de manganèse synthétisé par voie électrochimique

Nabila Cherchour, Zahra Benboudjemaa, Katia Nedjma

Laboratoire d'Electrochimie, Corrosion et de Valorisation Energetique (LECVE), Faculté de Technologie, Université de Bejaia, Bejaia 06000, Algérie, +213 34 81 37 13, nabila.cherchour@univ-bejaia.dz

Résumé :

De nombreuses industries, notamment l'industrie textile, utilisent divers colorants synthétiques constitués de molécules organiques, stables, toxiques et non biodégradables et génèrent une quantité considérable d'eaux usées colorées susceptibles de nuire à la santé humaine et à l'environnement. Plusieurs procédés d'oxydation avancée ont été proposés pour le traitement des rejets industriels. En outre, le développement de nouvelles méthodes moins coûteuses et respectueuses de l'environnement est très intéressant. L'application de MnO₂ dans ce domaine suscite un intérêt grandissant en raison de ses propriétés remarquables, de son faible coût et de sa relative innocuité vis-à-vis de l'environnement. Dans cette étude, la dégradation du bleu de méthylène, est réalisée par une technique très simple basée sur l'interaction de ce colorant avec le MnO₂ synthétisé par voie électrochimique. Les résultats ont montré que ce matériau permet la dégradation spontanée et très efficace du colorant dans des conditions douces et sans apport d'énergie. Par conséquent, il peut être appliqué comme matériau pour le traitement des eaux usées chargées en colorants.

Mots-clés : Dioxyde de manganèse, Colorants, Rejets industriels, Traitement

Spontaneous degradation of methylene blue by electrochemically synthesized manganese dioxide

Abstract :

Many industries, especially the textile industry, use a variety of synthetic dyes that consist of organic, stable, toxic and non-biodegradable molecules and generate a considerable amount of colored wastewater that can harm human health and the environment. Several advanced oxidation processes have been proposed for the treatment of industrial discharges. In addition, the development of new and less expensive methods that respect the environment is very interesting. There is growing interest in applying MnO₂ in this field because of its remarkable properties, low cost, and its relative harmlessness to the environment. In this study, the degradation of methylene blue is achieved by a very simple technique based on the interaction of this dye with electrochemically synthesized MnO₂. The results showed that this material allows the spontaneous and highly effective degradation of the dye under mild conditions and without energy input. Therefore, it can be applied as a material for the treatment of wastewater loaded with dyes.

Key Words: Manganese dioxide, Dyes, Industrial discharges, Treatment

Introduction

Les rejets de l'industrie textile constituent d'énormes nuisances pour la santé humaine et l'environnement. Les différents colorants utilisés causent de sérieux problèmes en raison de leur origine synthétique, de leur structure moléculaire complexe, de leur stabilité et de leur faible biodégradabilité. Ainsi, il est nécessaire de traiter ces rejets avant qu'ils soient déversés dans la nature. Il a été estimé que $2,8 \times 10^5$ tonnes de colorants textiles sont rejetés annuellement par l'industrie textile dans le monde [1]. Les effluents contenant ces colorants sont hautement colorés, ce qui rend la couleur le premier contaminant des effluents [2]. Plusieurs méthodes classiques et alternatives telles que l'adsorption, les traitements chimique, électrochimiques et biologiques ainsi que les procédés d'oxydation avancée ont été utilisées pour le traitement des colorants [3-5]. Cependant, le développement de nouvelles méthodes moins coûteuses et respectueuses de l'environnement attire de plus en plus l'intérêt scientifique.

Le dioxyde de manganèse est l'un des oxydes les plus étudiés depuis des décennies en raison de ses nombreuses variétés cristallographiques, des propriétés remarquables auxquelles elles sont associées, de sa grande disponibilité à bon prix et de sa relative innocuité vis-à-vis de l'environnement. Son utilisation ne se limite pas uniquement au domaine énergétique, il fait également l'objet de nombreuses études pour des applications potentielles pour la dépollution des colorants textiles et comme capteur pH [6-8].

L'objectif de ce travail est l'étude de la dégradation spontanée du bleu de méthylène en utilisant le dioxyde de manganèse synthétisé par voie électrochimique sur une électrode de titane. Le bleu de méthylène est un colorant phénothiazine cationique, utilisé comme modèle de contaminant organique en raison de sa structure moléculaire stable et non biodégradable.

1. Matériels et méthodes

1.1. Synthèse des films de dioxyde de manganèse

La synthèse du dioxyde de manganèse est réalisée par chronoampérométrie à température ambiante (21 ± 1 °C) dans une cellule à trois électrodes comportant une plaque de titane (Ti) comme électrode de travail, une électrode au sulfate mercureux saturée en sulfate de potassium (ESS) (EES = 0,655V/ENH) comme électrode de référence et une plaque de platine comme contre-électrode. Le montage électrochimique comprend également un potentiostat/gavanostat (AutoLab PGSTAT 302N). La solution électrolytique utilisée lors de l'électrodépôt contient du sulfate de manganèse (II) monohydraté (VWR Chemicals) de concentration 0,3 M. Le pH de la solution est ajusté à 1,8 par ajout d'acide sulfurique concentré (Sigma-Aldrich).

1.2. Décoloration du bleu de méthylène

La dégradation du bleu du méthylène (Biochem) est réalisée par interaction de la poudre MnO₂-bleu de méthylène en introduisant, à température ambiante, une poudre de MnO₂ obtenu par voie électrochimique sur une électrode de titane. Les solutions aqueuses aérées du BM sont agitées durant toute l'expérience en utilisant un agitateur magnétique et le pH des solutions est ajusté par ajout de petites quantités de H₂SO₄ ou de NaOH (Sigma-Aldrich) Les expériences ont été réalisées dans une cellule transparente sans aucune protection à la lumière. Des prélèvements sont effectués Des prélèvements sont effectués chaque heure durant l'expérience de 24 h puis analysés par spectroscopie UV-Visible (SpectroScan 50).

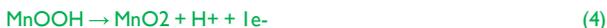
2. Résultats et discussion

2.1. Synthèse et caractérisation structurale de MnO₂

La Figure 1 présente le voltampérogramme enregistré sur une électrode de titane en présence des sulfates de manganèse. Cette courbe révèle un pic d'oxydation à environ 2,1 V vs ESS correspondant à l'électrodéposition de MnO₂ sur l'électrode de titane selon la réaction globale d'oxydation des ions Mn²⁺ en MnO₂ en milieu acide (1) [9] :



D'après la littérature [8,10,11], ce pic ne peut être attribué à un seul transfert d'électrons entre les ions Mn²⁺ en solution et l'électrode mais se déroule selon un mécanisme électrochimique, chimique et électrochimique (ECE) correspondant aux réactions (2), (3), (4):



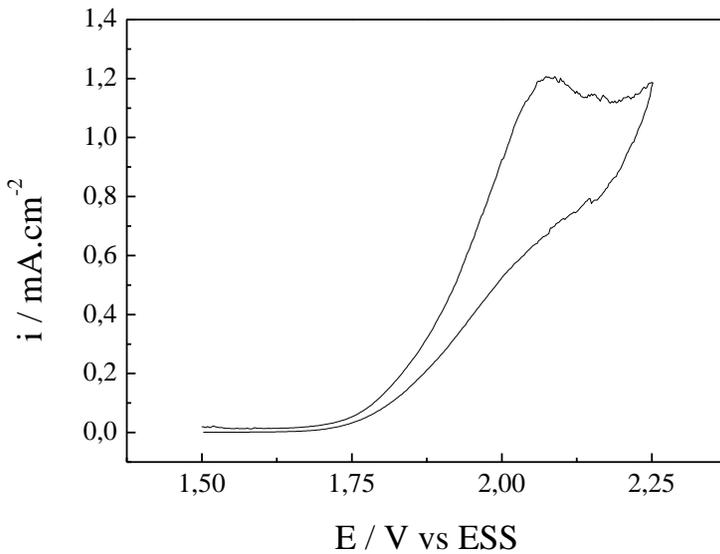


Figure 1 : Courbe de voltampérométrie cyclique sur une électrode de titane. $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ (0,3M), pH 1,8, $V_b = 10 \text{ mV/s}$ et $T = 21 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$.

Il est important de souligner que le processus d'oxydation des ions Mn^{2+} observé sur cette figure est en accord avec ceux observés sur d'autres substrats tels que le carbone vitreux [8].

L'électrodépôt de films minces de MnO_2/Ti est réalisé par chronoampérométrie en imposant un potentiel de 2 V vs ESS. Après électrolyse, l'électrode de travail est recouverte d'un film mince noir très adhérent.

Pour les besoins d'analyse par diffraction des rayons X (DRX) et pour l'étude de la dégradation du bleu de méthylène avec la poudre MnO_2 électrodéposé sur l'électrode de titane, la surface de l'électrode de travail est grattée afin de récupérer de la poudre MnO_2 . L'opération est répétée jusqu'à ce qu'une quantité suffisante de poudre de MnO_2 soit recueillie. Cette analyse effectuée à l'aide du diffractomètre PANalytical X'pert Pro MPD a révélé la présence de la variété cristallographique $\gamma\text{-MnO}_2$.

2.2. Interaction des films MnO_2/Ti avec le bleu de méthylène

Afin de mettre en évidence la réactivité des films minces de MnO_2/Ti envers les solutions aqueuses contenant du bleu de méthylène, nous avons suivi l'évolution de la décoloration de ces solutions en fonction du temps en introduisant une électrode à base de films MnO_2/Ti à température ambiante dans une cellule contenant une solution aérée et agitée du BM. Cette étude est réalisée en variant le pH de la solution à traiter (pH 1,8, pH 5 et pH 10) et la concentration initiale de la solution du BM (6,25, 18,75 et 31,25 μM).

Le taux de décoloration est calculé à partir de l'équation (5) :

$$\text{Taux de décoloration (\%)} = \frac{(A_{0(664 \text{ nm})} - A_{(664 \text{ nm})})}{A_{0(664 \text{ nm})}} \times 100 \quad (5)$$

Avec :

$A_{0(664 \text{ nm})}$: absorbance initiale à $\lambda_{\text{max}} = 664 \text{ nm}$

$A_{(664 \text{ nm})}$: absorbance à $\lambda_{\text{max}} = 664 \text{ nm}$ à l'instant t (h).

Le taux de décoloration des solutions du BM (6,25 μM), après 24 h de traitement, à différents pH sont regroupés dans le tableau I. Les résultats montrent que le pH a un effet significatif sur la décoloration du BM. En effet, plus le milieu est acide plus la décoloration du colorant est importante avec des taux de 20,68, 80,1 et 93,48 % obtenus à pH 10, 5 et 1,8 respectivement.

Tableau 1 : Taux de décoloration du bleu de méthylène (6,25 µM) après 24 h de traitement en variant le pH.

pH	Taux de décoloration du BM après 24 h (%)
1,8	93,48
5	80,10
10	20,68

Les courbes de l'évolution du taux de décoloration en fonction du temps à différentes concentrations initiales en BM à pH 1,8 sont représentées sur la Figure 2. Les résultats montrent que les courbes présentent la même allure quelle que soit la concentration initiale en colorant, ce qui indique une cinétique de dégradation du BM similaire en fonction du temps. Cette figure montre aussi que le taux de décoloration du BM est maximal après 8 h de traitement et atteint des valeurs proches de 93,48, 92,92 et 95,75 % après 24 h de traitement pour des concentrations initiales de 6,25, 18,75 et 31,25 µM respectivement.

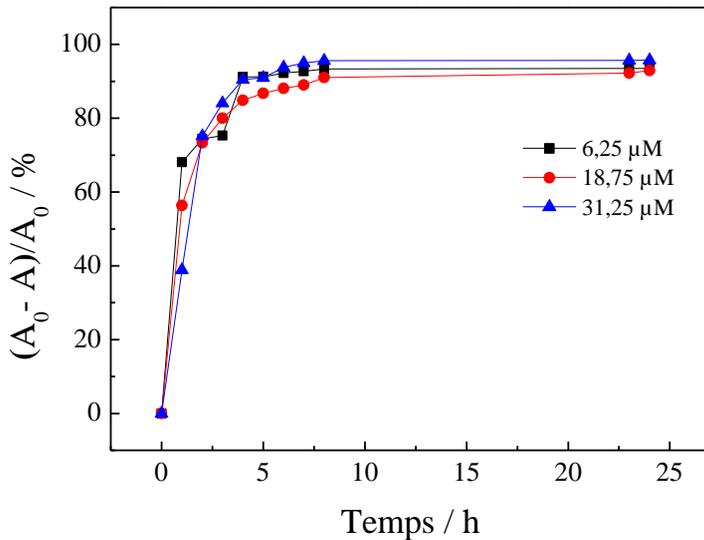


Figure 2 : Taux de décoloration du BM en fonction du temps à différentes concentrations initiales en BM à pH 1,8.

Afin de compléter l'étude de la dégradation du BM par le dioxyde de manganèse synthétisé par la technique électrochimique proposée, la dégradation de ce colorant est également réalisée en utilisant la poudre MnO₂ récupérée en grattant la surface de l'électrode de titane sur laquelle il est électrodéposé. Une quantité de cette poudre, équivalente à celle du film MnO₂/Ti, est introduite dans une solution aérée du BM à pH 1,8 et maintenue sous agitation pendant 24h. La même procédure est appliquée en utilisant une poudre MnO₂ commerciale. Les résultats obtenus sont représentés sur la Figure 3.

Le taux de décoloration du BM en fonction du temps obtenu par l'utilisation de la poudre MnO₂/Ti issue de la synthèse électrochimique est de 98,41 %. Cette valeur est légèrement supérieure à celle obtenue en utilisant un film mince de MnO₂/Ti. Cela peut être expliqué par un contact plus important du colorant avec le matériau grâce à une meilleure dispersion des particules de dioxyde de manganèse dans la solution. Néanmoins, l'allure des courbes semble la même dans les deux cas. Par ailleurs, l'utilisation de la poudre MnO₂ commerciale fait baisser le rendement de dégradation du colorant à environ 83 %. Ces résultats montrent que le dioxyde de manganèse sous forme de film ou de poudre synthétisé par la technique électrochimique proposée est plus actif que la poudre MnO₂ commerciale.

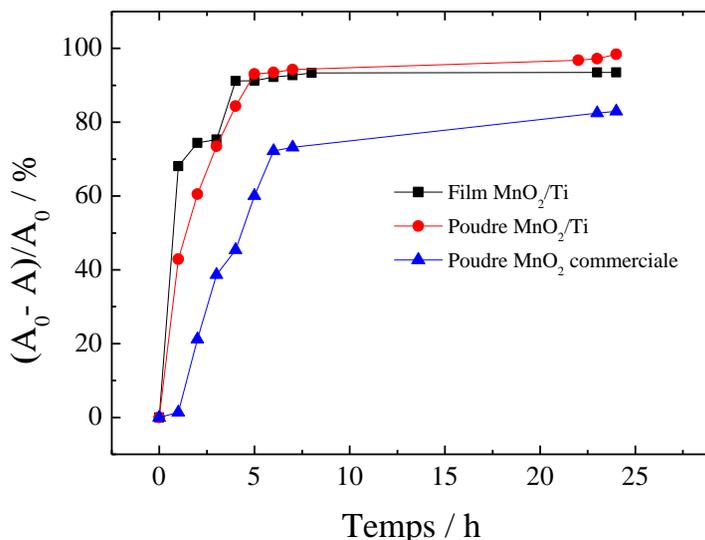


Figure 3 : Taux de décoloration du BM en fonction du temps par un film MnO₂/Ti et des poudres de MnO₂/Ti et MnO₂ commerciale. Concentration initiale en BM (6,25 µM), pH 1,8.

Conclusion

Des films adhérents de dioxyde de manganèse MnO₂/Ti peuvent être électrodéposés par une méthode hautement reproductible sur une électrode de titane par chronoampérométrie. L'étude de l'interaction de ces films avec le colorant bleu de méthylène a montré que ce matériau permet la dégradation spontanée et très efficace du colorant après 24 h de traitement à température ambiante et sans apport d'énergie. Les résultats ont également montré que le pH a un effet significatif sur le rendement de décoloration. En effet, la décoloration des solutions du BM à est presque totale à pH 1,8. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par interaction de la poudre MnO₂ issue des films MnO₂/Ti de plus, ils sont meilleurs par rapport à ceux obtenus en utilisant la poudre MnO₂ commerciale. Par conséquent, le dioxyde de manganèse synthétisé par la technique électrochimique proposée peut être appliqué comme matériau pour le traitement des eaux usées chargées en colorants.

Références

- X. Jin, G. Liu, Z. Xu, W. Yao, **Decolorization of a dye industry effluent by *Aspergillus fumigatus* XC6**, Appl. Microbiol. Biotechnol. 74 (2007) 239-243.
- H. Ali, Biodegradation of Synthetic Dye – A Review, Water, Air Soil Poll. 213 (2010) 251-273.
- M. Rafatullaha, O. Sulaimana, R. Hashima, A. Ahmad, Adsorption of methylene blue on low cost adsorbents- A review, J. Hazard. Mater. 177 (2010) 70-80.
- V. Lopez-Grimau, M.C. Gutierrez, Decolourisation of simulated reactive dyebath effluents by electrochemical oxidation assisted by UV light, Chemosphere 62 (2006) 106-112.
- A. Asghar, A.A. Abdul ², W.M. Ashri Wan Daud, Advanced oxidation processes for in-situ production of hydrogen peroxide/hydroxyl radical for textile wastewater treatment: a review, J. Clean. Prod. 87 (2015) 826-838.
- M. Zaied, S. Peulon, N. Bellakhal, B. Desmazières, A. Chaussé, Studies of N-demethylation oxidative and degradation of methylene blue by thin layers of birnessite electrodeposited onto SnO₂, Appl. Catal. B-Environ. 101 (2011) 441-450.
- M. Zaied, E. Chutet, S. Peulon, N. Bellakhal, B. Desmazières, M. Dachraoui, A. Chaussé, Spontaneous oxidative degradation of indigo carmine by thin films of birnessite electrodeposited onto SnO₂, Appl. Catal. B-Environ. 107 (2011) 42-51.
- N. Cherchour, C. Deslouis, B. Messaoudi, A. Pailleret, pH sensing in aqueous solutions using a MnO₂ thin film electrodeposited on a glassy carbon electrode, Electrochim. Acta 56 (2011) 9746-9755.
- A. Kozawa, in: K.V. Kordesch (Ed.), Batteries Manganese Dioxide, vol. I, Marcel Dekker, New York, 1974.
- R.L. Paul, A. Cartwright, The mechanism of the deposition of manganese dioxide: Part II. Electrode impedance studies, J. Electroanal. Chem. 201 (1986) 113-122.

J.Ph. Petitpierre, Ch. Cominellis, E. Plattner, Oxydation du $MnSO_4$ en dioxyde de manganèse dans H_2SO_4 30%, *Electrochim. Acta* 35 (1990) 281-287.

Contraintes de mise en valeur des parcelles rizicoles dans le village de Colomba (département de Bignona), Sud du Sénégal

Yancouba SANE¹, Boubacar Demba BA, ²Aïdara Chérif Amadou Lamine FALL³,
Boubou Aldiouma SY⁴, Luc DESCROIX⁵

¹⁻²⁻³Université Assane Séck de Ziguinchor, ¹⁻²⁻³UFR des Sciences et Technologies, département de géographie

¹⁻²⁻³Laboratoire de Géomatique et d'Environnement (LGE)

¹⁻²⁻⁵Laboratoire Mixte International Patrimoine et Territoires de l'Eau (LMI/PATEO),

⁴Université Gaston Berger de Saint Louis, ⁴Laboratoire Leïdi "Dynamiques des territoires et développement"

⁵UMR PALOC IRD/MNHN/Sorbonne Université, LMI PATEO, IRD Dakar, Sénégal

saneyancouba@gmail.com

Résumé

La Basse Casamance septentrionale a été frappée par les conséquences de la sécheresse des années 1970 qui se sont traduites par la baisse de la pluviométrie et la régression des terres rizicoles. Celles-ci ont entraîné l'abandon de plusieurs parcelles rizicoles dans le Département de Bignona en général et le village de Colomba en particulier. Cette étude se fixe comme objectif d'identifier les contraintes de mise en valeur des parcelles rizicoles dans le village de Colomba, situé dans commune de Kafountine, et leurs répercussions sur le plan environnemental et socio-économique. Pour mieux cerner la problématique, nous avons adopté une méthodologie qui s'articule autour de trois grands axes: la recherche documentaire, la collecte des données (qualitatives et quantitatives) et le traitement des données. Les résultats de l'étude montrent que les principales contraintes de mise en valeur des parcelles rizicoles dans le village de Colomba sont: la baisse de la pluviométrie des années de sécheresse, la salinisation, l'acidification et la faible disponibilité de la main-d'œuvre rizicole. Ces contraintes ont entraîné des conséquences environnementales et socio-économiques qui se manifestent par l'abandon de parcelles rizicoles, la régression du couvert végétal, la baisse progressive de la production de riz; contribuant ainsi à la paupérisation des paysans. Face à cette situation de crise, des stratégies sont développées par les paysans, appuyés par l'État et les ONG à travers la diversification de l'agriculture comme l'arboriculture fruitière, le maraîchage, la transformation de l'huile de palme, la construction d'une piste de désenclavement, de digues et mini-barrages anti-sel. Mais aujourd'hui, force est de constater que devant l'ampleur du phénomène de dégradation des rizières, les infrastructures hydroagricoles sont inefficaces.

Mots-clés: Rizières – Contraintes – Salinisation – Acidification – Colomba_Sénégal

Rice-growing constraints in the village of Colomba, department of Bignona (southwestern Senegal)

Abstract

The severe drought of the seventies appears as the main factor of soil degradation in the northern part of Low Casamance region, particularly in the vicinity of Colomba, Bignona. The important rainfall decrease resulted in soil salinization and acidification and the regression of rice-field areas. This study aims to identify the main rice-growing constraints and their environmental and socio-economic impacts in this southwestern region of Senegal. To improve our understanding of this issue, our methodology focused on three (3) main axes: literature research, data collection (land survey and soil sampling) and data treatment performed with adapted computer software: word, excel, and ArcGIS 10.3. The results confirm that the main rice-growing constraints in the study area are: the important rainfall decrease of the seventies followed by soil salinization and acidification. These constraints bring about environmental and socio-economic consequences illustrated by the abandonment of rice fields, the reduction of vegetation cover, the gradual decline of rice production and the low availability of agricultural workforce; contributing to the impoverishment of farmers. Several strategies, including the diversification of agricultural activities (fruit growing, market gardening, palm oil production) and the construction of rural access roads, dikes and small anti-salt dams, have been implemented by local population supported by the Senegalese government and NGOs to face this situation. But the impacts of these actions are time-limited or rather contribute to increase the degradation of rice fields.

Keywords: Rice - Constraints - Salinization - Acidification – Colomba – Bignona – Senegal

Introduction

La variabilité spatio-temporelle de la pluviométrie survenue depuis le début des années 1970 a entraîné de lourdes conséquences qui sont encore perceptibles à travers la diminution du niveau moyen des nappes superficielles, la dégradation de la mangrove, la progression des surfaces de tannes, la désarticulation des paysages rizicoles, etc. En effet, selon Montoroi (1996): «la baisse de la pluviométrie et de l'écoulement fluvial a eu pour conséquences: l'invasion des eaux marines dans tout le réseau hydrographique, la baisse généralisée du niveau des nappes, la salinisation et l'acidification des vasières occupées par la mangrove

qui a disparu sur de grandes étendues. De nombreuses rizières, aussi bien salées (zone de mangrove) que douces (vallées inondées), ont été abandonnées.

Cette situation de dégradation de l'environnement physique de la Casamance, avec toutes ses conséquences sur la production rizicole, garant de la sécurité alimentaire en zone rurale, a suscité une réaction des autorités sénégalaises et des acteurs non étatiques (Organisation Non Gouvernementales), qui s'est traduite par la mise en place de nombreux projets d'aménagement hydro-agricoles dans la région. Cependant, les projets engagés ont généralement souffert, soit d'une rupture de financement de la part des partenaires ou de manque de gestion et d'entretien des ouvrages la part des paysans eux même. Ceci a engendré des mutations socio-environnementales qui ont partout eu des effets sur les activités socioéconomiques des populations en Basse Casamance septentrionale en général et au village Colomba en particulier. En effet, dans le village de Colomba, la riziculture tributaire des apports pluviométriques a connu, malgré le retour timide de la pluviométrie (figure 2), la régression des surfaces rizicoles, entraînant ainsi la baisse des rendements. Ce qui pose avec acuité la question de la sécurité alimentaire et l'avenir de cette activité face à la dynamique actuelle des paysages dans un contexte climatique changeant. Toutefois des stratégies de réponses sont proposées par les acteurs locaux pour atténuer ou s'adapter les impacts.

1. Situation de la zone d'étude

Colomba est un village situé au nord de la commune de Kafountine, qui se trouve au sud-ouest du Sénégal, dans le département de Bignona, région administrative de Ziguinchor. La riziculture y occupe une place importante et cela s'illustre à travers la présence d'une grande vallée qui entoure le village. Colomba compte 764 habitants selon l'ANSD (2013), principalement composés des groupes sociolinguistiques Diola et Manjacks.

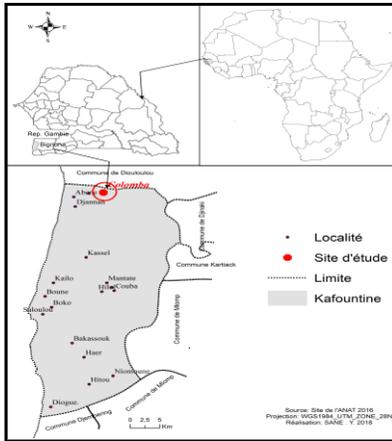


Figure 1: Carte de localisation du village de Colomba

2. Matériels et Méthodes

Pour aboutir aux résultats ciblés, la démarche méthodologique s'est articulée autour de la collecte des données de terrain (enquête et entretien (GIE)) auprès des ménages et le traitement des données et images géospatiales, pour analyser la perception des populations sur l'évolution de leur environnement. En effet, l'étude de la dynamique spatiale de Colomba de 1968 à 2017 à l'aide de l'imagerie géospatiales et des travaux de terrain a permis de constater une reconstitution des unités paysagères, soutenue par la conjonction de plusieurs facteurs. Une analyse de paramètres physico-chimiques des sols en rapport avec la salinisation et l'acidification (conductivité électrique et potentiel hydrogène), a également été effectuée. Ainsi, 6 échantillons de sol sont prélevés à l'horizon supérieur, entre 0 et 15 cm (zone d'exploration des racines de riz) sur deux transects de l'amont vers l'aval de la vallée, à raison de trois échantillons par transect. Pour l'analyse des paramètres, les ratios 1/5 pour la CE et 1/2,5 pour le pH ont été retenus. Les analyses de sols ont été effectuées au laboratoire de chimie de l'UASZ.¹

3. Résultats et Discussion

3.1. Variabilité des apports pluviométriques

¹Université Assane Séck de Ziguinchor

À la station de Diouloulou, l'analyse de la pluviométrie montre une irrégularité des précipitations qui se traduit par une succession d'années excédentaires et d'années déficitaires. De 1951 à 2017, deux épisodes sont isolés (figure 2) : le premier (1951 - 1967) est globalement excédentaire et le deuxième (depuis 1968), marque le début de la sécheresse à 2017 ; il est caractérisé par de longues séquences sèches (1979-1987, soit 8 ans) entrecoupées par de courtes périodes de deux à trois ans (1974-1975; 1988-1990) ans relativement pluvieuses. Il est important de noter que les phases sèches ont fortement participé à la désarticulation des systèmes agraires notamment rizicoles dans le village de Colomba et les conséquences sont encore visibles dans la vallée. À partir de 2008, nous pouvons constater un retour relativement timide de la pluviométrie qui correspond à une période de volonté politique de redynamisation du secteur rizicole à travers les projets et programmes agricoles. La figure 2 souligne les anomalies standardisées des totaux pluviométriques à la station de Diouloulou de 1951- 2017.

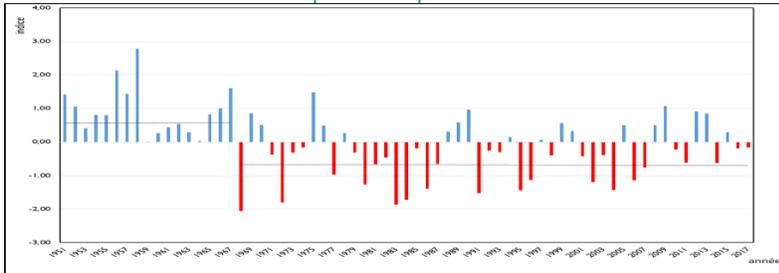


Figure 2: Anomalies standardisées à la station de Diouloulou de 1951- 2017

3.2. Les facteurs à l'origine de la dégradation des parcelles rizicoles à Colomba

Plusieurs facteurs expliquent les dynamiques récentes à Colomba : socioéconomique, environnementaux et agronomiques.

- **Les facteurs environnementaux:** la salinisation, l'acidification des sols et dans une faible mesure, l'ensablement et la toxicité ferreuse sont les principaux phénomènes observés dans la vallée de Colomba. Ce processus de dégradation chimique des terres rizicoles observé après les grandes sécheresses laisse toujours des traces et rend vulnérable l'activité rizicole (tableau 1). La salinisation de ces rizières est souvent liée à la remontée de la langue salée ou à l'invasissement des eaux du bolong. Ce qui explique que la valeur de la CE tourne autour de 45 mS/cm en saison des pluies (août 2017) et 65 mS/cm en saison sèche (mars 2018) et 75 mS/cm (juin 2018).

Tableau 1: Résultats d'analyse de la CE et du Ph des sols des rizières de Colomba

Transéct 1				Transéct 2		
Amont		centre	aval	amont	centre	avale
CE (mS)/cm	4,53	7,42	12,31	3,72	5,95	10,58
pH	4	5,3	6,51	5	5,23	6,49

Source : Données terrain Y. SANE (2018)

- **Les facteurs socio-économiques et agronomiques:** l'exode rural des jeunes vers les grandes villes sénégalaises et vers les pays voisins comme la Gambie, suite à la sécheresse des années 1970-198, a entraîné un fort déficit de main-d'œuvre dans le monde rural en sus du vieillissement actuel de la fraction active restée sur place. En effet, ce sont les vieilles femmes surtout qui s'activent dans la riziculture à Colomba. En outre, de plus en plus, les jeunes s'orientent vers l'arboriculture fruitière et le maraichage, qui les occupent presque toute l'année. Ainsi, le manque de main-d'œuvre associé à l'absence d'appuis technique et financier, réduit à néant les efforts d'entretien des aménagements hydro-agricoles pour la protection des vallées et faciliter la gestion de l'eau(photo 1).

Rappels qu'à Colomba, à l'image de son cadre géographique (Basse Casamance), l'utilisation traditionnelle du kajendu demeure encore une des limites du développement de l'activité agricole. La mécanisation est très timide. Or, selon Manzelli et al. (2013) « la mécanisation représente sûrement un outil technique fondamental pour réduire les temps du travail et augmenter les rendements, accroître les superficies cultivées et faire face à la progressive diminution et efficacité de la main d'œuvre ».

Toutefois, les prix d'achat du matériel agricole, des intrants et des services de prestations est jugés élevés par les riziculteurs dans un contexte de riziculture de subsistance. Les semences subventionnées arrivent généralement très tard et les paysans sont obligés d'avoir recours à leur récolte dont la conservation n'est pas garantie. Pour respecter le calendrier cultural et éviter les retards, après chaque récolte, une partie du riz est réservé pour la semence de la prochaine campagne. Tous ces facteurs combinés constituent une limite sensible à l'exploitation rizicole de la vallée de Colomba.

3.3. La dynamique de l'occupation sol

De 1968 à 2017, le terroir de Colomba a connu des mutations importantes des unités paysagères (figure 3) avec la régression significative des superficies rizicoles. Elles sont passées de 419,85 ha en 1968 à 51,10 ha 2004 et à 34,07 ha en 2017 à cause de l'avancée de la langue salée. Parallèlement, des modifications sont observées sur le plateau où se développe l'arboriculture au fil des ans. Cela s'explique par le fait que la population s'oriente dans ce secteur porteur de richesse. Ainsi, du point de vue spatial, les espaces jadis réservés aux cultures céréalières (mil, sorgho, arachides, etc.) vont progressivement être remplacés par des vergers: anacarde, manguiers, et agrumes. Les espaces de culture de plateau passent de 306,10 ha en 1968, à 331,55 ha en 2004 et 340,48 en 2017. Les statistiques d'évolution des surfaces de vergers révèlent: 61,74 ha en 2004 à 126,07 ha en 2017 (figure 4). En effet, l'arboriculture fruitière est une activité qui génère des revenus considérables permettant aux ménages de subvenir à leurs besoins alimentaires quotidiens. Selon le chef du village de Colomba, «l'arboriculture constitue la principale activité d'adaptation face à la crise rizicole et elle a commencé à prendre de l'ampleur à partir des années 2000. Durant les années 1968, certes, il y avait des arbres fruitiers, mais ces arbres étaient plantés autour des maisons et étaient destinés exclusivement la consommation» (figure 3).

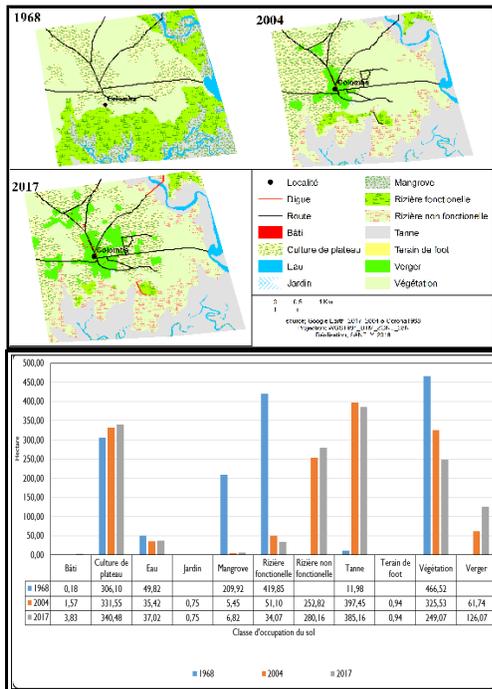


Figure 3: Cartographie multitemps de l'occupation du sol des années 1968, 2004 & 2017 à Colomba &**Figure 4 :** Evolution statistique des classes d'occupation du sol de 1968 à 2017
 Les dynamiques observées durant la période 1968 et 2017 (figure 3) résultent généralement de la mise en œuvre des stratégies d'adaptations et de lutte contre la sous exploitation des vallées rizicole.

3.4. Stratégies de réponses

Face aux contraintes au développement de la riziculture (salinisation, baisse de production) dans le terroir de Colomba, comme partout dans le département de Bignona, plusieurs stratégies de réponses sont proposées par les populations locales, l'Etat et les ONG.²

² Organisation Non Gouvernementale

- **Les stratégies de lutte :** Pour atténuer l'avancée de la langue salée dans les rizières, les paysans relèvent à l'aide du kajendu, la daba, la pelle, etc. presque chaque année, des digues traditionnelles dites anti-sel. Ces dernières sont généralement construites exclusivement à base du sable des terres des rizières. Ce qui fait que ces ouvrages ne sont pas durables. En 2014, le PADERCA³ a réalisé une grande digue anti-sel en latérite qui sert en même temps de désenclavement entre le village de Colomba et celui de Koubanack. Durant l'hivernage de la même année, le pont s'est affaissé et les agents de la structure ne sont plus revenus s'enquérir de l'état de l'ouvrage. Ce qui démontre encore le manque de suivi, d'entretien et de renouvellement des ouvrages réalisés dans le cadre des projets d'aménagement hydroagricoles en Basse Casamance de manière générale par les populations, les structures de l'État et les ONG.



Photo 1: Stratégies de lutte contre la salinisation à Colomba, cliché SANE & BA (2018)

- **Les stratégies d'adaptation :** Pour satisfaire les besoins quotidiens des ménages, les paysans de Colomba s'orientent de plus en plus vers l'exploitation forestière, les cultures de rentes, le maraichage, etc. L'arboriculture fruitière constitue une des principales orientations des paysans. Ces activités génèrent des revenus importants, et permettent actuellement de retenir les jeunes et à encourager certains à revenir dans le village après plusieurs années d'aventure pour la recherche à des meilleures conditions de vie. Aujourd'hui, chaque concession de Colomba a au moins un verger d'agrumes ou de mangues, car comme le soutiennent certains habitants interrogés, cela prépare à la retraite du paysan. Les hommes qui étaient partis à la recherche de meilleures conditions de vie, reviennent défricher les terres de leurs ancêtres et implanter leurs vergers d'agrumes. Ce qui pose aussi avec acuité la problématique de la question foncière à Colomba. Ainsi, les revenus issus de cette activité varient entre 250 000 FCFA et 1 500 000 FCFA, voire plus, en fonction de la taille du verger et selon les paysans. Ces revenus financiers permettent aux acteurs d'assurer leur alimentation quotidienne, la prise en charge des frais de l'éducation des enfants et de santé des enfants. À côté de l'arboriculture fruitière, le maraichage est devenu une activité importante dans le village de Colomba. En effet, Il est essentiellement pratiqué par les femmes qui peuvent gagner entre 50 000 FCFA et 200 000 FCFA par campagne. Ces revenus leur permettent d'avoir une « autonomie financière ». Cependant, le manque de soutien financier et matériel reste une contrainte au développement de cette activité. En effet, les puits des jardins ne sont pas équipés de motopompes, ce qui fait que tout le travail de jardinage est manuel (photo 2). Ainsi, l'entretien de la clôture et des puits est assuré par les femmes à travers des participations individuelles.



Photo 2: Arboriculture et maraichage dans le village de Colomba, SANE & BA (2018)

³Projetd'Appui au Développement Rural en Casamance

En outre, la production de l'huile de palme occupe une place importante dans les activités économiques du village de Colomba. En effet, à partir des années 1980, les populations ont décidé de s'organiser autour d'un GIE pour valoriser les ressources du terroir afin de mieux prendre en charge les besoins de la communauté. Depuis lors, l'exploitation du palmier à huile, *Eleas guinéens*, est assurée par le GIE du village suivant un calendrier bien défini. En moyenne le GIE gagne par campagne I 470 850 FCFA. C'est après la deuxième campagne que l'exploitation devient individuelle. Cette activité a commencé bien avant les années 1980. Aujourd'hui, ce secteur semble être mieux organisé, car le secrétaire général du GIE dispose d'un registre où toutes les activités et productions sont enregistrées.

Conclusion

La riziculture traditionnellement développée dans les zones de bas-fonds (vallées) a connu depuis les années de sécheresse des conditions climatiques, environnementales, et socioéconomiques de plus en plus défavorables qui ont conduit à la baisse de la production, à la réduction et à l'abandon des rizières cultivables. Aujourd'hui, plus de la moitié de la vallée rizicole de Colomba n'est plus exploitée. Malgré l'importance des actions de luttes contre la dégradation des rizières en Basse Casamance, le village Colomba semble être laissé en rade. En effet, les populations ont développé des activités extra-rizicoles notamment l'arboriculture fruitière, le maraichage, l'exploitation forestière, etc. Ces activités leur permettent de combler le gap en besoins alimentaires des ménages, d'assurer frais de scolarité des enfants, et dans une certaine mesure, à l'autonomisation financière des femmes. Aujourd'hui, avec le retour timide de la pluviométrie, il est urgent de réaliser des aménagements hydroagricoles pour une redynamisation de l'activité rizicole. À cet égard, la maîtrise de l'eau doit être assurée par les paysans eux-mêmes au sein des communautés des villages polarisés par la vallée réhabilitée et qui doivent s'organiser en structure de gestion et suivie (des comités de vallée).

Références

1. Grdr, T. Sané, E. H. B. Diéye, L. Descroix, Un littoral en mouvement diversité, dynamiques et mutations des territoires frontaliers du sud-ouest du Sénégal et du nord-ouest de la Guinée-Bissau [Ziguinchor, Sédhiou, Oïo et Cacheu, Atlas GrDr, ISBN 979-10-95026-01-3, 2017, 133 p.
2. Y. Sané, Impacts de la dégradation des rizières par salinisation et ensablement dans la commune de Tenghory : de Tenghory Transgambienne à Diourou, mémoire de master UASZ 2016, 125 p.
3. L. Descroix, S. Djiba, T. Sané et V. Tarchiani, Eau et sociétés face au changement climatique dans le bassin de la Casamance, 2nded. Harmattan, 2015, 240 p.
4. M. Manzelli, E. Fiorillo, M. Bacci, V. Tarchiani, La riziculture de bas-fond au sud du Sénégal (Moyenne Casamance): enjeux et perspectives pour la pérennisation des actions de réhabilitation et de mise en valeur. CahAgric 24 : 301-312. doi : 10.1684/agr.2015.0772.
5. T. Sané, O. Sy, E. B. Diéye, L. Descroix, A. T. Diaw, De la pertinence des grands aménagements hydro-agricoles dans un contexte d'instabilité climatique : le cas du barrage d'Affiniam en Basse Casamance : Atelier scientifique et du lancement de l'initiative « Casamance : un réseau scientifique au service du développement en Casamance » Ziguinchor, Sénégal juin 15-17 (2015).
6. E. Diouf, Ouvrages hydrauliques et modèles de gestion de l'eau dans le bassin du fleuve Casamance, Thèse de doctorat Gaston Berger de Saint-Louis, 2013, 310 p.
7. L. Diédhiou, Projets de développement et représentations sociales en Basse Casamance : le DERBAC et le PROGES, Thèse en sociologie, Université de Montréal, 2001, 399 p.
8. J.P. Montoroi, Gestion durable des sols de la mangrove au Sénégal en période de sécheresse. Dynamique de l'eau et géochimie des sels d'un bassin versant aménagé. Collection Études et Thèses ORSTOM, Paris, 1996, 266 p.

Evaluation du transfert Sol-Plante du Cr (VI) dans l'Armoise blanche de la région steppique d'Ain Oussera

REBHI Abdelghani El Mahdaoui^{1,3}, LOUNICI Hakim², LAHRECH Mokhtar Boualem³, MOREL Jean Louis⁴

¹Ecole Nationale Polytechnique, B.P. 182-16200, El Harrach (Algérie).

² Université de Bouira, MDD, pôle technologique, 1000-Bouira (Algérie).

³ Laboratoire de Chimie Organique et des Substances Naturelles, Université Ziane Achour de Djelfa (Algérie).

⁴Laboratoire sols et environnement, Université de Lorraine, INRA UMR 1120, Université de Lorraine, 2, avenue de la Forêt de Haye, 54505 Vandœuvre-lès-Nancy (France).

Résumé

Cette communication est centrée sur l'évaluation du transfert Sol-Plante du polluant Cr (VI) sur une espèce de l'Armoise blanche de la région steppique d'Ain Oussera en Algérie. Il s'agit d'une plante médicinale d'intérêt écologique, très utilisée en fourrage. Le travail a consisté en premier lieu à une sélection de jeunes plantes de cette espèce, suivi d'ajout hebdomadaire d'une solution de chrome

hexavalent (K_2CrO_4) à 500 ppm dans le sol, pendant une période de trois mois (Février – Mai). L'étape d'après de ce travail consistait à suivre et contrôler les teneurs du chrome dans les différentes parties de la plante et aussi dans le sol. L'opération a été répétée pendant trois années consécutives (2013, 2014 et 2015).

Mots clés : Pollution ; Sol ; Chrome ; Armoise blanche ; Translocation.

Evaluation of Cr (VI) transfer of Soil-plant of white wormwood in Ain Ousserastepe region

Abstract

This paper focuses on Cr (VI) soil-plant transfer evaluation of a white wormwood species in Ain Ousserastepe region of Algeria. It is an ecological interest medicinal plant, widely used in forage. The work consisted first of all of a selection of young plants of this species, followed by addition weekly the hexavalent chromium solution (K_2CrO_4) at 500 ppm in the soil, during three months (February - May).

The next step in this work was to monitor and control chromium levels in different plant parts and in the soil. This work was repeated for three consecutive years (2013, 2014 and 2015).

Key words: Pollution ; Soil ; Chromium ; Armoise blanche ; Translocation.

1. INTRODUCTION

Les végétaux comme tous les organismes vivants sont aussi exposés aux différents stress dus à l'augmentation des concentrations des polluants métalliques dans les sols, apportés en majorité par les activités anthropogéniques, et qui s'introduisent aisément dans la chaîne alimentaire humaine (Belkessam F., et al., 2017). Parmi les principaux polluants métalliques générés par les activités industrielles, le chrome représente une menace préoccupante tant pour les écosystèmes que pour l'Homme [1]. Il est largement utilisé dans plusieurs secteurs industriels (tanneries, teinture des textiles, industrie de la céramique et des verres, l'industrie métallurgique et chimique...). Il est présent dans l'environnement principalement sous deux formes : le Cr (III) (plus stable) et le Cr (VI) (oxydant puissant). Ce dernier est réputé être toxique à cause de sa grande solubilité qui lui confère une mobilité élevée en solution [2]. Par contre, sous la forme trivalente, en faibles quantités, le Cr (III) est connu comme étant un élément essentiel dans le métabolisme protéique, lipidique, et glucidique des mammifères, alors que le Cr (VI) perturbe ces fonctions métaboliques par inhibition de leur activité enzymatique [3]. Le chrome trivalent peut aussi devenir un métal toxique dans l'eau et s'oxyde en chrome hexavalent, en présence d'oxygène dissous, ou suite à un traitement par chloration [4].

L'Armoise blanche (*Artemisia herba alba*) choisie pour cette étude est une espèce végétale spontanée qui connaît ces dernières années des dégradations dans la zone située entre le tell méditerranéen au nord et le tell saharien au sud. Cette espèce appartient à la famille des astéracées, essentiellement fourragère et très appréciée par les bétails en pâturage [5]. C'est aussi une plante médicinale, dotée de vertus considérables en phytothérapie. Elle présente des caractéristiques très intéressantes, comme l'adaptation aux conditions des climats les plus sévères, des sols de zones arides. Elle occupe une vaste répartition géographique couvrant en Algérie près de 4 millions d'hectares. Cette diversité d'utilisation rend nécessaire l'étude de sa capacité à véhiculer les polluants jusqu'aux organismes vivants par introduction dans la chaîne alimentaire animale et humaine. Ce qui nous permettra de mieux comprendre la mobilité du Cr (VI) dans la matrice Armoise blanche-sol. Certaines plantes résistent à la présence des polluants dans le sol, et arrivent à en accumuler des quantités importantes. Ces espèces sont dites «hyperaccumulatrices», et sont utilisées en dépollution des sols par phytoremédiation. Les espèces résistantes aux fortes concentrations des polluants métalliques présentes dans les sols constituent de très bons modèles d'étude dans la recherche fondamentale sur l'évolution, l'écologie et la physiologie [1]. Cette étude s'intéresse alors aux réponses de l'Armoise blanche face au stress abiotique dû à la pollution au chrome (VI) dans le sol. Les objectifs de ce travail se focalisent sur : la caractérisation du sol ; l'évaluation de la résistance de la plante à se développer sous stress abiotique, dû à la pollution par le Cr (VI), et éventuellement sa qualification en phytoremédiation ; quantification de l'accumulation du Cr (VI) dans les différents compartiments du microsystème (sol-plante).

2. MATERIELS ET METHODES

La région d'étude est de nature aride à semi-aride, localisée au centre de la steppe algérienne dans la wilaya de Djelfa. La figure suivante montre clairement la délimitation des steppes algériennes et la zone d'étude. Le climat de la région d'Ain Oussera est de type aride, selon le Climagramme d'Emberger, chaud sec en été, froid et rigoureux en hiver [6].



Figure 1 - Situation géographique de la zone d'étude [6]

Les échantillons du sol ont été prélevés du lieu exact de la plante, sur une profondeur de 25 cm. Après un séchage pendant 48 heures à l'air libre du laboratoire. Dix plantes ont été sélectionnées et traitées pendant trois mois (2013 – 2015) avec une solution de K_2CrO_4 à 500 ppm. Elles ont été ensuite extraites séparément et rincées avec de l'eau de robinet, pour éviter toute introduction d'impuretés. A chaque plante, trois échantillons sont constitués, correspondant aux racines, tiges et feuilles. Les tiges ailées sont découpées en fragments de 5 cm de long environ afin de faciliter le broyage. La granulométrie du sol a été déterminée selon la norme NF X 31-107, qui consiste en l'élimination de la matière organique avec de l'eau oxygénée (H_2O_2), un tamisage au 2 mm d'ouverture, et enfin une dispersion de la phase minérale (A l'aide d'une résine cationique). Le pH eau à la proportion 1/5 a été mesuré selon la norme NF ISO 10390. La CEC a été mesurée après échanges avec 36 Mm ammonium oxalate solution selon la norme NF X 31-130. La conductivité électrique du sol nous renseigne sur son degré de salinité, en se référant à l'échelle de Durand pour déterminer sa classe de salinité [7]. Après attaque à l'eau régale (HNO_3 à $14,65 \text{ mol.l}^{-1}$; HCl à $12,0 \text{ mol.l}^{-1}$), les concentrations des éléments en traces métalliques dans le sol et dans la plante ont été déterminés par ICP-AES de marque iCAP 6000 series ICP-spectrometer apparatus. La capacité de la plante à tolérer et à accumuler les polluants dans ses différents organes est déterminée par la mesure du facteur de translocation FT. Ce facteur est défini comme étant le rapport de la concentration du métal dans les feuilles par rapport à celui des racines [8].



Figure 2 - Armoise blanche.

3. RESULTATS ET DISCUSSIONS

Tableau 1 - Résultats de l'analyse granulométrique du sol

Fractions du sol	Dimensions	(g / kg)	(%)
- Argile	< 2 μm	97,6	9,76
- Limons fins	2 - 20 μm	88,4	8,84
- Limons grossiers	20 - 50 μm	13,4	1,34
- Sables fins	50 - 200 μm	435,4	43,54

-Sables grossiers	200 - 2000 µm	362,3	36,23
-------------------	---------------	-------	-------

Les résultats obtenus de l'analyse granulométrique du sol révèlent des pourcentages de sable proche de 70%. D'après le triangle de texture pédologique (FAO) qui permet de déterminer la classe texturale des sols, la zone d'étude présente des types de sols essentiellement sableux. Les sols sableux sont très perméables à l'eau et à l'air du fait de leur porosité texturale (espacement entre les particules) entraînant une bonne aération, un bon drainage du sol et un bon développement racinaire. Le lessivage des horizons supérieurs en est favorisé dans la perspective de leur dessalement. Les sols sableux ont une structure instable, de plus ils s'assèchent très rapidement ; raison pour laquelle ils sont particulièrement sensibles à l'érosion éolienne. Ces sols sont toutefois, moins exposés à l'érosion hydrique du fait de leur texture qui favorise une importante infiltration, ce qui limite le ruissellement des eaux.

Table 2 -Résultats des mesures de pH, de la CEC et de la conductivité électrique du sol

Paramètres	Unités	Sol
pH	-	8,46 ± 0,11
Conductivité	µS/cm	521,75 ± 27,53
CEC	cmol+/kg	5,53 ± 0,02

Ces résultats montrent que le sol est de type peu alcalin à alcalin selon la classification de [9]. Les sols à pH alcalin sont souvent des sols calcaires, ou dont le complexe absorbant est saturé par des ions sodium. Ce type de sol peut entraîner une solubilisation incomplète de certains éléments [10]. Les résultats de la conductivité électrique obtenus montrent que le sol de la région d'Ain Oussera est de classe I (Non salé), selon le Classement de salinité des sols de l'échelle de Durand[7].

Tableau 3 - Concentrations dans le sol et dans la plante avant et après ajout du polluant(K₂CrO₄)

Cr (mg/kg)	Année	Témoins			K ₂ CrO ₄		
		Sol	Racines	Feuilles	Sol	Racines	Feuilles
Cr (mg/kg)	2013	18,003	1,670	1,193	86,980	85,740	25,723
	2014	13,607	2,453	1,697	149,480	267,930	68,463
	2015	13,470	1,643	1,550	144,667	324,350	84,983

Le facteur de translocation est déterminé en pourcentage comme suit : $TF (\%) = \left(\frac{[Cr]_{PA}}{[Cr]_{PR}} \right) \cdot 100$

Où : [Cr]_{PA} représente la concentration en chrome dans les parties aériennes (mg/kg de MS)
 Et [Cr]_{PR} représente la concentration en chrome dans les parties racinaires (mg/kg de MS)

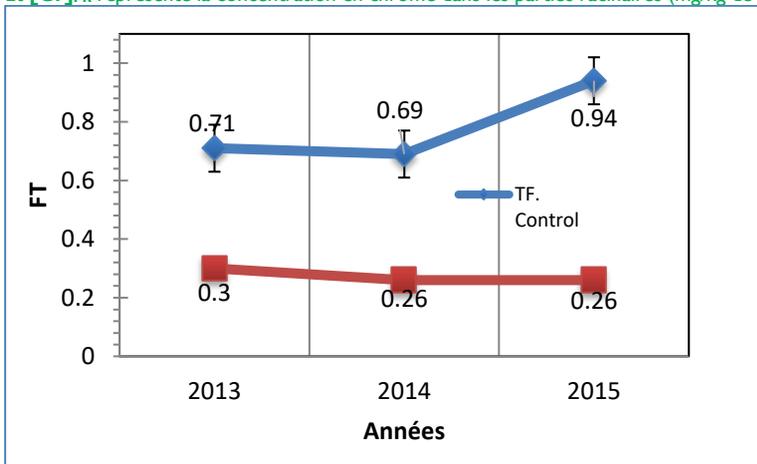


Figure 2 - Facteur de Translocation de l'Armoise blanche.

Le facteur de translocation calculé dans ce cas représente le transfert intrinsèque du chrome dans la matrice sol-plante, et qui indique que la majeure partie du chrome accumulé par l'armoïse blanche a été retenu dans les racines comme montré dans la figure 2.

Conclusion

Les résultats de l'analyse physiologique et élémentaire de l'Armoise blanche avant et après simulation de pollution du sol par le Cr (VI) ont montré une résistance et une adaptation au stress abiotique apporté par cette pollution. De tous les essais effectués, nous avons noté que seules deux plantes n'ont pas pu supporter la simulation de la pollution, ce qui est insignifiant par rapport au nombre total de plantes utilisées à travers les trois années d'étude.

Une augmentation des concentrations de chrome dans les différentes parties de l'espèce a été observée, sans pour autant perturber la croissance et le développement végétatif de la plante en question. Cette étude révèle également qu'aucune stratégie d'évitement n'a été adaptée par l'Armoise blanche au cours des trois années de simulation de la pollution au Cr (VI). En effet, le chrome s'est accumulé principalement dans la partie souterraine de la plante et a été retenu dans sa majorité dans les racines. De plus, la surveillance de cette contamination a conduit à une augmentation de la concentration de chrome dans les différents organes de la plante souterraine et aérienne.

Références

1. A. Zayed & N. Terry, (2003). Chromium in the environment: factors affecting biological remediation. *Plant and Soil* 249: 139–156.
2. L. Reale, F. Ferranti, S. Mantilacci, M. Corboli, S. Aversa, F. Landucci, C. Baldisserotto, L. Ferroni, S. Pancaldi, R. Venanzoni, (2016). Cyto-histological and morpho-physiological responses of common duckweed (*Lemna minor L.*) to chromium. *Chemosphere* 145, 98-105.
3. A. Munees, (2015). Enhancing phytoremediation of chromium-stressed soils through plant-growth-promoting bacteria. *Journal of Genetic Engineering and Biotechnology* (2015) 13, 51–58.
4. E.M. Stanley (2000) "Environmental Chemistry, seventh edition" International Standard Book Number: 1-56670-492-8
5. E. Adrian, J. A. Maria, J. M. Pita & F. Perez-Garcia. Inhibitory effects of *Artemisia herba-alba* on the germination of the gypsophyte *Helianthemum squamatum*. *Plant Ecology* 148: 71–80, 2000.
6. A. Rebhi, A. Bouzidi, M. B. Lahreche, F. Mouhouche, A. Ararem, F. Rebhi, H. Lounici, (2016). Evaluation of Trivalent and Hexavalent Chromium Retention on Ain Oussera Soil by the Batch Method and Radiotracer Technique. *Journal of Chinese Soil and Water Conservation*, 47 (3): 165-170 (2016)
7. J. H. Durand, (1983). Les sols Irrigables. Etude pédologique. Presses Universitaire de France. Agence de Coopération Culturelle et Technique. 338 p
8. J. Nouri, N. Khorasani, B. Lorestani, M. Karami, A. H. Hassani, N. Yousefi (2009) *Environ Earth Sci.* 59:315–323.
9. F. Gauchers and H. Soltser (1981). Base de la production végétale, le sol. Edition Techniques agricoles.
10. J. Y. Loyer (1991). Classification des sols salés : les sols Salic. *Cah. Orstom Ser. Pédol.*, XXVI, 51–61.

Etude de l'élimination d'un produit émergent (paracétamol) par procédé oxydation fenton en eau distillée

Lahiouel salih¹, ounoki samira², achour samia³

^{1, 2, 3} Département génie civil et hydraulique, Université Mohamed khider Biskra algérie

Laboratoire de Recherche en Hydraulique Souterraine et de Surface – LARHYSS – Université de Biskra, B. P. 145, R. P., Biskra, Algérie

skkd21.sl@gmail.com¹ ; oua_sam@yahoo.fr² ; ³ samia.achour@Larhyss.net

Résumé

L'eau est une richesse rare. Malgré son abondance sur le globe terrestre, l'eau de bonne qualité demeure très limitée et menacée par les divers rejets urbains, industriels et agricoles. Le développement industriel et l'évolution du mode de vie ont générés des polluants dits émergents récalcitrants et nocifs pour l'homme et l'environnement. Parmi ces polluants, on peut citer les médicaments et leurs résidus. Le paracétamol est l'antalgique le plus consommé au niveau mondiale (jacques dangoumau, 2006). Sa présence et son accumulation dans les eaux naturelles constitue un sérieux problème pour les organismes aquatiques et la santé humaine. La source majeure de la pollution des eaux par le paracétamol provient des effluents de stations d'épuration (Thomas et Ternes, 1998). Le but de notre travail consiste à étudier l'efficacité du procédé d'oxydation fenton pour l'élimination d'un produit émergent qui est le paracétamol en milieu aqueux. Pour ce faire, des solutions synthétiques d'eau distillée ont été dopées en paracétamol et traitées par H₂O₂ en présence de sulfate du fer. Les teneurs résiduelles en paracétamol ont été dosées par spectrophotométrie. Afin de déceler les paramètres

réactionnels les plus marqués, diverses conditions opératoires ont été variées telles que le temps de contact, le pH et la température. Les résultats obtenus montrent une élimination satisfaisante du paracétamol par l'oxydation fenton. La cinétique de réaction est estimée à 4 h. Le milieu très acide apparaît comme le plus favorisé pour ce type de traitement. Cependant, la température à 40°C est le meilleur pour l'élimination du paracétamol par le procédé fenton en eau distillée.

Mots clés : paracétamol, procédé fenton, pH, température, H₂O₂

1. INTRODUCTION

Le paracétamol appartient aux classes des anti-inflammatoires non stéroïdiens (AINS) (qui font partie des médicaments de l'inflammation) et des analgésiques – antipyrétiques (qui font partie des médicaments de la douleur) C'est en fait, l'antalgique le plus banal. Mais, c'est quand même un produit pharmaco - logiquement assez complexe. Le paracétamol est au point de vue chimique une molécule simple, le para-acétamido-phénol.

C'est un dérivé de l'acétanilide, le plus ancien des antalgiques non morphiniques. C'est une poudre blanche, inodore et de saveur amère. Il est assez peu soluble dans l'eau, très peu dans les graisses. C'est un acide faible. Bien que la Dénomination Commune Internationale soit paracétamol, l'appellation « Acétaminophène » est toujours utilisée aux Etats-Unis. Le paracétamol est rapidement absorbé par les muqueuses digestives et le maximum de concentration est atteint au bout d'une demie à une heure. Il se distribue dans l'eau totale de l'organisme. Les concentrations plasmatiques efficaces sont de l'ordre de 5 à 20 mg/l. Son taux de liaison aux protéines plasmatiques est de 50 %. Sa demi-vie d'élimination est de deux à quatre heures.

2. PROCEDURE EXPERIMENTALE

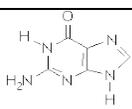
2.1. PREPARATIONS DES SOLUTIONS

* La solution mere du paracetamol (C₈H₉NO₂) est de 1 g/l.

* la solution de sulfate du fer ferreux hydrate (FeSO₄·7H₂O) a une concentration de 1g/l.

* le peroxyde d'hydrogene (H₂O₂) est de 19 mol/l. Les principales caractéristiques sont présentées dans le tableau I.

Tableau I : Caractéristiques des solutions

Caractéristiques	Paracétamol	fer	l'eau d'oxygéné
Structure chimique			
Symbole	C ₈ H ₉ NO ₂	Fe	H ₂ O ₂
Masse molaire	151,163(g/mol)	55,845	34,0147
Point de fusion	169 °c	1538 °c	-0.4°C

A. MILIEUX DE DILUTION

Le milieu aqueux utilise au cours de nos essais est l'eau distillée qui a un ph variant entre 2 et 4,5 et la température 30,40 et 50 °C

2.3 DOSAGE DU PARACETAMOL

Les teneurs résiduelles en paracétamol après traitement sont dosées par spectrophotométrie en mesurant l'absorbance à une longueur d'onde de 245 nm.

2.4 DESCRIPTION DES ESSAIS

Les essais d'oxydation du paracétamol ont été réalisés en discontinu sur des agitateurs magnétiques. Les solutions synthétiques d'eau distillée contenant une dose du paracétamol, une dose du fer et une dose de l'eau oxygénée sont agitées pendant des fractions de temps bien déterminées. Les échantillons

prelevés sont filtrés sous vide puis ils sont dosés par spectrophotométrie afin de déterminer les concentrations résiduelles en paracétamol. Différents paramètres opératoires ont été testés tels que le temps de contact, le pH et la température (tableau 2)

tableau 2 : variation des paramètres réactionnels

Paramètres	Valeurs
PH	2 ; 2,5 ; 3 ; 3,5 ; 4 ; 4,5
la température	30 ; 40 ; 50
H ₂ O ₂	200 ; 400 mg/l
Fer (mg/l)	10mg/L
Paracétamol	20mg /L

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Effet du temps de contact

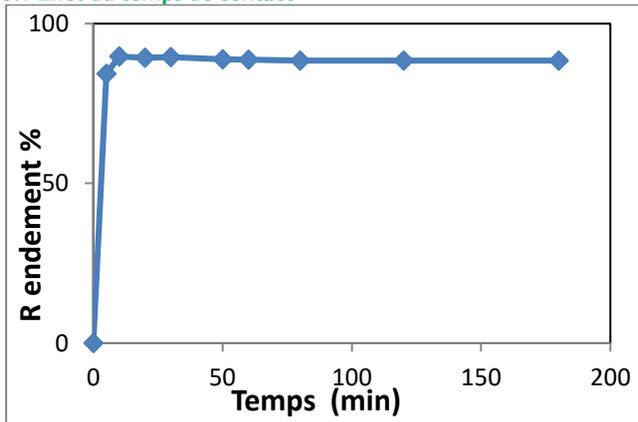


Figure 1: Effet du temps de contact

La figure 1 présente l'effet du temps de contact entre le paracétamol (20 mg/l) et le peroxyde d'hydrogène en présence de sulfate de fer. Une bonne élimination est aperçue dès les premières 5 minutes de réaction (84%). Puis, l'abatement se stabilise au fur et à mesure que le temps augmente. Les résultats obtenus s'accordent bien avec les données bibliographiques en particulier avec ceux obtenus par Velichkova (2014) qui souligne que durant les 5 premières minutes la grande partie du fer ferreux a oxydé H₂O₂ pour générer les radicaux hydroxyles OH• qui vont dégrader le paracétamol.

3.2. Effet de la variation du PH

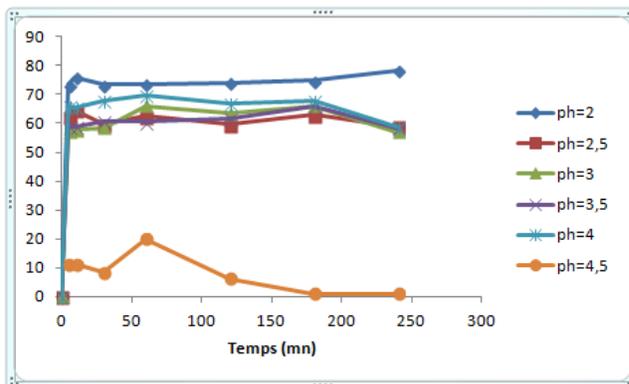


Figure 2 : effet du pH

Les résultats présentés sur la figure 2 montrent que la valeur du pH qui donne le meilleur rendement d'élimination du paracétamol est 2 avec un optimum de 78% et un minimum de 73%. Le bon abattement a été remarqué dès les premières 5 minutes. Un pH compris entre 2 et 4 permet d'éviter la précipitation du fer qui est un paramètre majeur pour la génération des radicaux hydroxyles (Velichkova, 2014).

3.3. Effet de la variation de la température

Les résultats présentés sur la figure 3 montrent que la valeur de la température qui donne le meilleur rendement d'élimination du paracétamol est 30 °C avec un optimum de 55% et un minimum de 40%.

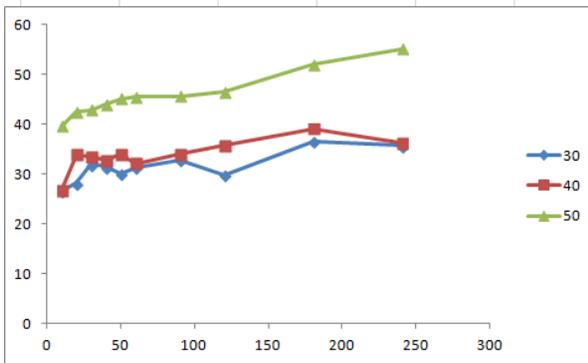


Figure 3 : effet de la température
CONCLUSION

L'objectif de notre étude consiste à étudier l'efficacité de l'oxydation avancée fenton pour l'élimination d'un polluant

emergent qui est le paracétamol en eau distillée. Trois paramètres opératoires ont été observés à savoir le temps de contact, le pH et la température.

Les résultats acquis montrent une élimination satisfaisante dès les 5 premières minutes de réaction avec 84% d'abattement. Le pH semble être un facteur primordial durant l'oxydation du paracétamol par fenton car il limite la précipitation du fer et accélère par conséquent la génération des radicaux hydroxyles responsables de la dégradation du paracétamol. L'effet du catalyseur au cours de l'oxydation avancée du produit médicamenteux s'avère important car il favorise l'apparition des radicaux hydroxyles. Cependant, il a été observé au cours de nos essais que les meilleurs rendements d'élimination du paracétamol sont obtenus pour la température 30°C°

Références

Si la référence est un article :

Jacques dangoumau, 2006

Thomas et Ternes, 1998

Pr. Philippe Lechat Service de pharmacologie 2006

Velichkova vers un procédé fenton hétérogène pour le traitement en continu d'eau polluée par des polluants pharmaceutiques 2014

Caractérisation électrochimique et électrique de couches minces d'oxyde de cuivre électrodéposés pour des applications aux cellules solaires

Kahina Aoudia¹, Naima Sait¹, Naima Brinis¹, Lila Chaal¹ et Boualem Saidani¹

¹ Laboratoire d'Electrochimie, Corrosion et de Valorisation Energétique (LECVE), Faculté de Technologie, Université A. MIRA, Bejaia 06000, Algérie

Tel : 05-57-41-92-67 E-mail : k_aoudia@yahoo.fr

Résumé

Des films d'oxyde de cuivre (I) (Cu₂O) ont été formés par électrodéposition cathodique sur un substrat d'acier inoxydable, l'effet des conditions de dépôt, en particulier le pH, sur les propriétés structurales, et électriques de cet oxyde a été étudié. L'influence du pH du bain d'électrodéposition sur l'orientation des grains et la forme cristalline a été soigneusement examinée en utilisant la diffraction des rayons X (DRX) et la microscopie électronique à balayage (MEB).

Mots clés : Électrodéposition, homo-jonction p-n, oxyde cuivreux, photovoltaïque, semi-conducteur.

Electrochemical and electrical characterization of electrodeposited copper oxide thin films for solar cell applications

Abstract

Copper oxide (I) (Cu₂O) films were formed by cathodic electrodeposition on a stainless steel substrate, the effect of deposition conditions, in particular pH, on the structural and electrical properties of this oxide has been studied. The influence of electrodeposition bath pH on grain orientation and crystallite shape was carefully examined using X-ray diffraction (XRD) and scanning electron microscopy (SEM).

Key Words: Electrodeposition, p-n homojunction, Cuprous oxide, photovoltaic, semiconductor.

1. INTRODUCTION

De nos jours, la filière photovoltaïque industrielle la plus développée est celle du silicium (amorphe, poly-ou mono-cristallin). Pour obtenir des rendements de cellules suffisants, des épaisseurs de couches supérieures à 100 μm sont alors nécessaires. Ces cellules sous forme de couches minces présentent des rapports rendement/coût intéressants. Néanmoins, des problèmes de toxicité liés à l'utilisation d'éléments comme le sélénium, limitent leur utilisation à large échelle.

Une nouvelle filière de cellules solaires, en couches minces, entièrement constituées d'oxydes semi-conducteurs a émergé il y a quelques années. L'attractivité de cette nouvelle filière vient de la nature et des propriétés intrinsèques des oxydes : stabilité chimique, faible toxicité, éléments abondants naturellement constituant les oxydes, ce qui en fait des candidats prometteurs pour les applications photovoltaïques de nouvelle génération. De manière générale, la plupart des oxydes semi-conducteurs utilisés dans les systèmes photovoltaïques sont principalement des oxydes transparents conducteurs de type n. Parmi les plus répandus l'AZO : ZnO dopé par de l'aluminium, l'ITO : SnO_2 dopé à l'indium et le FTO : SnO_2 dopé au fluor [1,2] Certains oxydes absorbants de lumière de type p présentent aussi des caractéristiques intéressantes pour ce type d'application mais restent marginaux en raison principalement de leurs conductivités limitées. Parmi les oxydes absorbants de lumière, le Cu_2O est le plus étudié. Cependant, l'oxyde cuivreux et l'oxyde cuivrique sont intrinsèquement des semi-conducteurs de type p, tant dit qu'une cellule solaire est essentiellement une jonction p-n. L'association de Cu_2O avec un oxyde transparent conducteur de type n permet la création de cellules photovoltaïques sous forme d'hétérojonctions p-n [3-6].

L'oxyde cuivreux peut être synthétisé par oxydation thermique, oxydation anodique, électrodéposition, méthode chimique: «sol-gel» et dépôt par pulvérisation cathodique. L'électrodéposition est une technique polyvalente et peu coûteuse pour la préparation de films minces de semi-conducteurs à base d'oxyde. Ses principaux avantages sont la possibilité de déposer à basse température, étant donné qu'une partie de l'énergie nécessaire est fournie électriquement, et de donner des couches plus homogènes. Les durées de dépôt sont très variables, s'étalant de quelques minutes à plus d'une heure [7-9].

Dans ce travail, les oxydes de cuivre, à savoir l'oxyde cuivreux et l'oxyde cuivrique, sont préparés par électrodéposition. Un aspect intéressant de l'électrodéposition de Cu_2O est l'observation de la façon dont le pH des solutions influence l'orientation du grain dans le film déposé. En se basant sur des travaux antérieurs [10], nous avons dans un premier temps élaboré puis caractériser en fonction du pH du bain d'électrodéposition les films d'oxydes de cuivre formés. L'accent est mis sur le type de semi-conducteur élaboré. Un processus de dépôt en deux étapes est développé pour fabriquer une homo-jonction p-n de l'oxyde cuivreux. L'importance de cette homo-jonction réside dans le fait qu'elle permet la fabrication de cellules solaires avec un rendement de conversion raisonnable et un coût relativement faible.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

Tous les produits chimiques proviennent de sources commerciales présentant la plus grande pureté disponible. Le montage expérimental utilisé dans cette étude est celui d'une électrode à disque tournant en cuivre ou en acier inoxydable de 8 mm de diamètre. Avant tout dépôt, la surface de l'électrode de travail est nettoyée par un procédé mécanique. Après le polissage, les substrats sont rincés dans de l'eau distillée. Les mesures électrochimiques sont réalisées grâce à un montage comportant une cellule à trois électrodes (une électrode de travail en cuivre ou en acier inoxydable, une électrode de référence au calomel saturée (ECS) et une contre-électrode en platine) reliée à un appareil électronique intégrant un potentiostat/galvanostat et un analyseur de fonction de transfert de marque Autolab, type (PGSTAT30). Cet appareil est piloté par un ordinateur (fig.1).

Les films d'oxyde cuivreux sont déposés par électrodéposition dans une solution contenant du sulfate de cuivre (II) à 0,4 M et de l'acide lactique à 3 M [11-13]. L'acide lactique est utilisé pour stabiliser les ions Cu (II) à un pH du bain supérieur à 7. Le pH du bain est soigneusement ajusté entre 7 et 12 par addition contrôlée de NaOH à 4 M, la température du bain est maintenue à 60 °C.



Fig.1. Photo du dispositif expérimental.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Voltamétrie cyclique

Avant tout dépôt, la voltamétrie cyclique est effectuée dans la même cellule que pour le dépôt afin de déterminer les paramètres nécessaires au dépôt de l'oxyde cuivreux.

Nous avons représenté sur la Fig.2, à titre d'exemple le voltamogramme obtenu dans la sution électrolytique pour un pH 7.

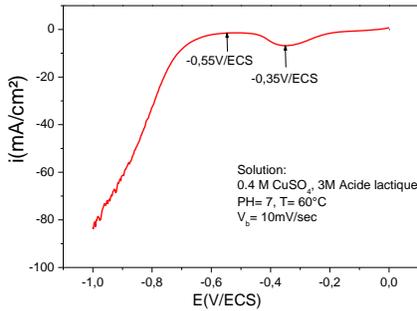


Fig. 2. Courbe de voltampérométrie cyclique pour une solution contenant 0,4 M de CuSO_4 et 3 M d'acide lactique (pH = 7, T = 60 °C).

Selon la figure 2, le dépôt de Cu_2O se produit entre -0,17 V et -0,55 V. De ce fait, nous avons choisi d'appliquer un potentiel d'électrodéposition égal à -0,35 V à pH = 7. Un même comportement est également observé à d'autres valeurs de pH du bain. Par conséquent, nous avons choisi d'appliquer à pH = 9 un potentiel de -0,4 V et à pH = 12, un potentiel de -0,55V.

3.2. Diagrammes DRX à différents pH du bain

Les diagrammes DRX des films d'oxyde cuivreux déposés sur de l'acier pendant une heure à différents pH de bain sont représentés sur la Fig. 3.

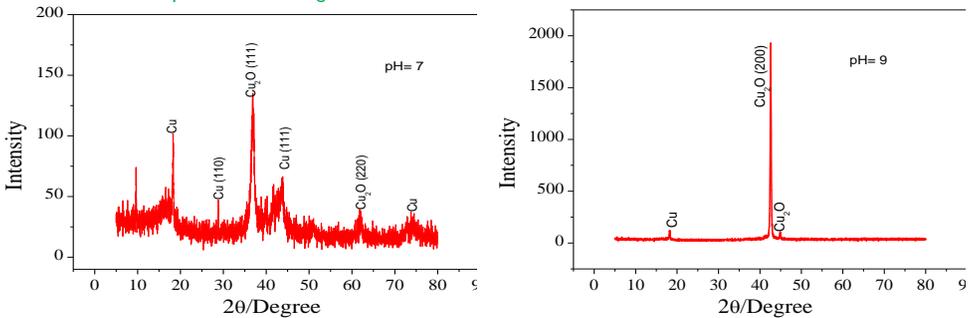


Fig.3. diagrammes DRX des films d'oxyde cuivreux: à pH = 7,0 et pH = 9,0.

On constate qu'à un pH = 7, les films d'oxyde cuivreux sont de mauvaise qualité, tandis que pour un pH supérieur à 9, la cristallinité de l'oxyde cuivreux s'améliore considérablement. Outre la cristallinité, les orientations des films d'oxyde cuivreux changent également avec le pH du bain.

Il n'y a pas d'orientation préférée pour les échantillons déposés à un pH = 7. Alors que lorsque le pH augmente, l'intensité du pic (200) commence à augmenter et atteint un maximum à un pH d'environ 9,0. Ce résultat corrobore ceux de la littérature [10].

3.3. Effet du pH sur la morphologie

Comme pour le changement d'orientation, le film d'oxyde cuivreux présente une morphologie de surface différente. Trois échantillons déposés pendant une heure (à pH = 7, 9 et 12, respectivement) sont choisis pour la caractérisation par MEB.

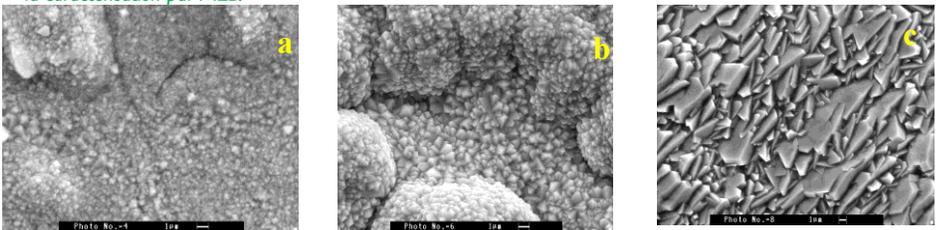


Fig.4. Les images MEB des échantillons de Cu_2O électrodéposés sur de l'acier à des pH (a) 7,0, (b) 9, et (c) 12,0.

Ces images montrent clairement que le pH du bain contrôle les propriétés structurales en affectant le taux de dépôt. L'effet du pH sur la croissance des cristaux est dû au fait que le nombre d'atomes d'oxygène par unité de surface est différent. Selon Wang et col. [10], le mécanisme de dépôt d'oxyde cuivreux, Cu^+ provient de la réduction de Cu^{2+} et O^{2-} vient des OH^- présents en solution. Etant donné que la concentration en Cu^{2+} est maintenue constante tout au long du dépôt, $[OH^-]$, c'est-à-dire le pH déterminera le taux de croissance des différentes faces cristallographiques et donc contrôlera l'orientation. Au fur et à mesure que la valeur du pH du bain augmente, la concentration en ions hydroxyles augmente, ce qui favorise la croissance des faces cristallographiques.

3.4. Effet du pH sur les propriétés électriques

Comme le pH du bain modifie l'orientation cristalline de l'oxyde cuivreux électrodéposé, il peut également modifier les propriétés électriques. Une étude électrochimique a donc été réalisée sur les films d'oxydes cuivreux électrodéposés à différents pH. En effet, une fois les films électrodéposés à différents pH, les électrodes couvertes d'oxydes cuivreux sont plongées dans une solution d'acétonitrile contenant 0,1 M de tetrabutylammonium hexafluorophosphate [14]. Des mesures d'impédances électrochimiques ont été réalisées à différents potentiels afin d'extraire les valeurs des capacités correspondantes. Les diagrammes de Mott-Schottky ($1/C^2$ vs. V) sont donc présentés (fig.5).

Les données ci-dessous sont analysées avec l'équation de Mott-Schottky [15] représentée comme suit:

$$\frac{1}{C_{sc}^2} = -\frac{2}{e\epsilon\epsilon_0 A^2 N_A} (E - E_{fb} + \frac{KT}{e}) \quad (1)$$

Où C_{sc} représente la capacité, ϵ est la constante diélectrique de l'oxyde cuivreux, ϵ_0 est la permittivité du vide, A est la surface de l'électrode de travail, N_A est la concentration des accepteurs d'électrons, V est la tension appliquée, E_{fb} est le potentiel de bande plate, K est la constante de Boltzmann (1.38×10^{-23} J / K), T est la température absolue (298 K) et e la charge électronique ($1.6 \cdot 10^{-19}$ C).

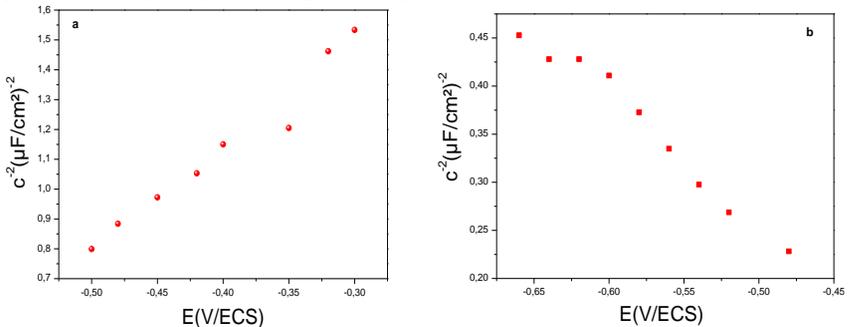


Fig.5. Diagrammes de Mott-Schottky pour films d'oxyde cuivreux électrodéposés à (a) pH= 7 et (b) pH= 9. Selon la théorie de Mott-Schottky [15] une pente négative indique un comportement semi-conducteur de type p alors qu'une pente positive révèle une conduction de type n. D'après les tracés présentés ci-dessus, on peut conclure que l'oxyde cuivreux est un semi-conducteur de type p à pH= 9 et de type n à pH= 7.

3.5. Fabrication de l'homo-jonction p-n

Etant un matériau prometteur pour les applications photovoltaïques, l'oxyde cuivreux a été étudié de façon approfondie depuis les années 1970. De nombreux efforts ont été déployés pour fabriquer des dispositifs photovoltaïques à base d'oxyde cuivreux, tels que des diodes Schottky, des isolants métalliques semi-conducteurs et des cellules solaires à hétéro-jonction, [16-20]. Jusqu'à présent, le meilleur rendement obtenu est de 20%.

La plupart de ces études ont conclu que la seule façon d'augmenter l'efficacité des cellules solaires à base d'oxyde cuivreux est de réaliser une homo-jonction p-n d'oxyde cuivreux.

Comme indiqué précédemment, le pH de la solution contrôle l'orientation du cristal en contrôlant la quantité d'oxygène incorporée dans le film. De cette manière, l'oxyde cuivreux déposé électrochimiquement peut devenir de type n.

Le contrôle de l'incorporation d'oxygène devrait être réalisable en contrôlant le pH du bain. Sur la base de cette théorie, une série d'expériences sont conçues et les films d'oxyde cuivreux de type p et n sont obtenus de manière reproductible. En outre, une jonction homopolaire p-n d'oxyde cuivreux déposé par électrolyse est fabriquée par un procédé d'électrodéposition en deux étapes.

La préparation des échantillons

Un procédé de dépôt en deux étapes est mis en œuvre pour fabriquer une homo-jonction p-n d'oxyde cuivreux. La première étape consiste à déposer l'oxyde cuivreux de type p. Le substrat d'acier est immergé dans une solution de sulfate de cuivre (II) à 0,4 M et de l'acide lactique à 3 M avec un pH de bain de 9 ajusté par addition contrôlée de NaOH à 4 M. Le film d'oxyde cuivreux est déposé à un potentiel de -0,40 V/ECS pendant 10

minutes à 60 ° C. Juste après le dépôt d'oxyde cuivreux de type p, le substrat avec de l'oxyde cuivreux de type p est mis dans une solution avec un pH du bain de 7. Le potentiel appliqué est de -0,35 VIECS. La température du bain est maintenue à 60 ° C et le temps de dépôt est de 60 minutes (fig.6).

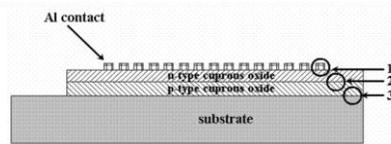


Fig.6. Jonction p-n: (1) jonction Schottky entre l'oxyde cuivreux de type n et tout contact supérieur, (2) jonction p-n entre oxyde cuivreux de type n et p et (3) jonction Schottky entre l'oxyde cuivreux de type p et le substrat d'acier.

3.6. Caractérisation MEB

Trois échantillons sont préparés pour la caractérisation MEB.

Echantillons: dépôt de type n, dépôt de type p et dépôt de jonction p-n. Les images MEB de ces trois échantillons sont représentées dans la figure suivante.

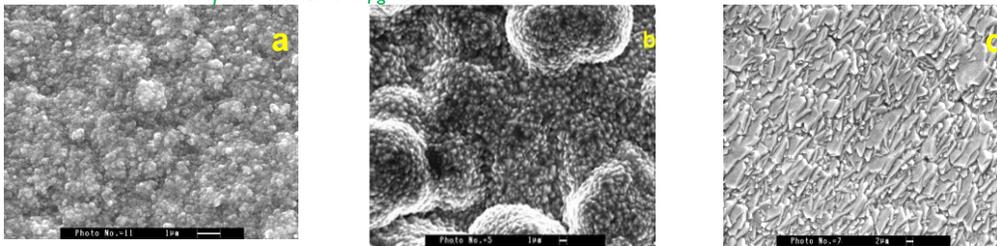


FIG.7. Images MEB d'oxyde cuivreux déposé à: (a) PH = 7, (b) PH = 9,0 ET PH = 7.

Ces images montrent une différence significative de la morphologie de surface des échantillons de jonction p-n par rapport à celle des échantillons de type n ou p. Les oxydes cuivreux de type n et p sont déposés directement sur des substrats d'acier inoxydable. Alors que pour les échantillons de jonction p-n, le film de type n est déposé sur l'oxyde cuivreux de type p. La différence de morphologie de surface peut être attribuée au fait que le dépôt s'effectue sur des surfaces de départ différentes.

CONCLUSION

Les oxydes de cuivre, à savoir l'oxyde cuivreux, sont préparés par dépôt électrochimique. Les propriétés structurales et électriques des oxydes de cuivre déposés sont étudiées. L'effet des conditions de dépôt, en particulier le pH de dépôt, sur les propriétés structurales et électriques de l'oxyde cuivreux a été étudié. Il a été montré que la morphologie de surface ainsi que la taille des grains changent avec le pH. Pour expliquer l'effet du pH sur les propriétés structurales de l'oxyde cuivreux, un nouveau modèle est proposé comme suit: le pH du bain contrôle l'orientation du film d'oxyde cuivreux en affectant la vitesse de croissance des plans cristallographiques avec différents rapports Cu^{+} / O^{2-} . On a également constaté que les oxydes cuivreux déposés à un pH de bain égal 7 sont des semi-conducteurs de type n, tandis que les oxydes cuivreux déposés à un pH de bain supérieur à 9 sont des semi-conducteurs de type p. Un procédé de dépôt en deux étapes bien contrôlé est développé pour fabriquer des homo-jonctions p-n d'oxyde cuivreux. Des mesures de photo-courant et de courant-tension sont prévues afin de démontrer qu'une homo-jonction p-n de l'oxyde cuivreux a bien été fabriquée avec succès.

L'intérêt de ce travail est de montrer qu'il est possible de déposer à la fois du Cu_2O de type n et de type p. Une cellule solaire à base d'oxyde cuivreux peut ainsi être obtenue avec un rendement de conversion beaucoup plus élevé et un coût de production beaucoup plus faible.

Références

1. E. Fortunato, D. Ginley, H. Hosono, D.C. Paine" Transparent Conducting Oxides for Photovoltaics". *MRS Bull.*, Vol. 32, 2007, 242-247.
2. D.S Ginley, C. Bright" Transparent Conducting Oxides". *MRS Bull.*, Vol. 25, 2000,15-1
3. J. Katayama, K. Ito, M. Matsuoka and J. Tamaki," Performance of Cu_2O/ZnO Solar Cell Prepared By Two- Step Electrodeposition" *J. Appl. Electrochem.*, 34, 687-692 (2004).

4. W. Siripala, A. Ivanovskaya, T.F. Jaramillo, S-H. Baeck and E.W. McFarland, "[A Cu₂O/TiO₂ heterojunction thin film cathode for photoelectrocatalysis](#)" Sol. Energy Mater. Sol. Cells, 77, 229-237 (2003).
5. P.E. de Jongh, D. Vanmaekelbergh and J.J. Kelly, "Cu₂O: Electrodeposition and Characterization" Chem. Mater., 11, 3512-3517 (1999).
6. J. Oh, Y. Tak and J. Lee, "Electrochemically Deposited NanoColumnar Junctions of Cu₂O and ZnO on Ni Nanowires", Electrochem. Solid-State Lett., 8, C81 (2005).
7. Y.S. No, D.H. Oh, S.Y. Kim, K.-H. Yoo, T.W. Kim, Structural, "optical, and electrical properties of Cu₂O nanocubes grown on indium-tin-oxide-coated glass substrates by using seed-layer-free electrochemical deposition method", Appl. Surf. Sci. 258 (2012) 7581-7583. doi:10.1016/j.apsusc.2012.04.091.
8. Z. Zhang, P. Wang, "Highly stable copper oxide composite as an effective photocathode for water splitting via a facile electrochemical synthesis strategy", J. Mater. Chem. 22 (2012) 2456- 2464. doi:10.1039/c1jm14478b
9. R.-M. Liang, Y.-M. Chang, P.-W. Wu, P. Lin, "Effect of annealing on the electrodeposited Cu₂O films for photoelectrochemical hydrogen generation ", Thin Solid Films. 518 (2010) 7191-7195. doi:10.1016/j.tsf.2010.04.073.
10. L.C. Wang, N.R. de Tacconi, C.R. Chenthamarakshan, K. Rajeshwar, M. Tao, "Electrodeposited copper oxide films: Effect of bath pH on grain orientation and orientation-dependent interfacial behavior ", Thin Solid Films 515 (2007) 3090-3095.
11. A. E. Rakhshani, A. A. Al-Jassar, and J. Varghese, "Electrodeposition and characterization of cuprous oxide" Thin Solid Films, 148, 191-201 (1987).
12. T. D. Golden, M. G. Shumsky, Y. Zhou, R. A. VanderWerf, R. A. Van Leeuwen and J. A. Switzer, " Electrochemical deposition of copper(I) oxide films" , Chem. Mater., 8, 2499-2504 (1996).
13. Y. Zhou and J. A. Switzer, "Electrochemical deposition and microstructure of copper (I) oxide films ", Scripta Mater., 38, 1731-1738 (1998).
14. G. Nagasubramanian, A.S. Gioda and A. J. Bard, "[Semiconductor Electrodes. 37. Photoelectrochemical Behavior of p-Type Cu₂O in Acetonitrile Solutions](#) ", J. Electrochem. Soc., 128, 2158-2164 (1981).
15. S. M. Sze, Physics of Semiconductor Devices, 2nd edition, John Wiley & Sons, New York (1981).
16. A. E. Rakhshani, "Preparation, characteristics and photovoltaic properties of cuprous oxide—a review ", Solid-State Electron., 29, 7-17 (1986).
17. L. C. Olsen, F. W. Addis and W. Miller, "Experimental and theoretical studies of Cu₂O solar cells", Sol. Cells, 7, 247-279 (1982-1983).
18. A. A. Berezin and F. L. Weichman, "Photovoltaic effect in cuprous oxide-copper junctions in relation to the optical absorption spectrum of cuprous oxide "Solid State Commun., 37, 157-160 (1981).
19. M. Balkanski, Y. Petroff and D. Trivich" Optical properties of cuprous oxide in the ultra-violet", Solid State Commun., 5, 85-88 (1967).
20. W. M. Sears and E. Fortin" Preparation and properties of Cu₂O/Cu photovoltaic cells", Sol. Energy Mater., 10, 93-103 (1984).

Evaluation de la performance de la station d'épuration d'Oued Souf (Algérie)

Guergazi Saâdia ⁽¹⁾, et Achour Samia ⁽²⁾

(1,2) Laboratoire de Recherche en Hydraulique Souterraine et de Surface-LARHYSS
Faculté des Sciences et de la Technologie Université de Biskra, BP 145 RP, 07000, Biskra, Algérie
Email : saadia.guergazi@yahoo.fr
Email 2: samia.achour@lahyss.net

Résumé

Le lagunage aéré est un procédé biologique intensif repose sur une technique rustique d'épuration des eaux usées. Il reste un alternatif convenable en Afrique et en particulier en Algérie dans les zones sahariennes ensoleillées. Suite à la souplesse qu'offre son exploitation nécessitant peu de technicité, en plus les avantages socio-économiques et environnementaux qu'il présente, le lagunage aéré est devenu le procédé le plus utilisé. Dans ce contexte, notre objectif est de faire un diagnostic et d'évaluer les performances de la station d'épuration de la ville d'Oued Souf (Kouinine) (Sud- Est de l'Algérie). Les eaux usées urbaines de la ville d'Oued Souf sont épurées dans une station de type lagunage aéré. Les résultats que nous avons obtenus ont bien montré que ce procédé a un rendement d'élimination appréciable dépassant les 70% pour les différents paramètres que nous avons testés à savoir en particulier les nitrates, (NO_3^-) Carbone organique dissous (DCO) et la demande biologique en oxygène (DBO_5). De même le ration DCO/ DBO_5 marque une valeur faible implique la présence d'une grande proportion de matières biodégradables, ce qui permis d'envisager un traitement biologique. L'ensemble de ces paramètres prouvent les performances les plus élevées de la station d'épuration de Kouinine (Oued Souf) après plus de six ans d'exploitation.

Mots clés : Eaux usées, stations d'épurations, Lagunage aéré, DBO_5 , DCO, NO_3^- et DCO/ DBO_5

Evaluation of the performance of the Oued Souf wastewater treatment (Algeria)

Abstract

Aerated lagooning is an intensive biological process based on a rustic technique of Wastewater treatment. It remains a suitable alternatif in Africa and in particular in Algeria in the sunny saharan zones. Following the flexibility of its operations requiring little technical, and more socio-economic and environmental benefits it presents, the aerated lagooning has become the most widely used process. In this context, our objective is to make a diagnosis and to evaluate the performance of the treatment plant of the city of Oued Souf (Kouinine) (South East of Algeria). The urban wastewater of the town of Oued Souf is purified in an aerated lagooning station. The results we have obtained have clearly shown that this process has an appreciable elimination efficiency exceeding 70% for the various parameters that we have tested, namely in particular nitrates, (NO_3^-), dissolved organic carbon (DCO) and the biological oxygen demand (BOD_5). Similarly, the COD / BOD_5 ratio indicates a low value implies the presence of a large proportion of biodegradable materials, which made it possible to envisage a biological treatment. All these parameters prove the highest performance of the Kouinine (Oued Souf) treatment plant after more than six years of operation.

Key Words: wastewater treatment plants, Aerated lagoon,, DBO_5 , DCO, NO_3^- et DCO/ DBO_5

1. INTRODUCTION

La pollution de l'eau est une dégradation physique, chimique, biologique ou bactériologique de ses qualités naturelles, provoquée par l'homme et ses activités. Elle perturbe les conditions de vie de la flore et de la faune aquatiques. Cette pollution peut être provoquée par le rejet des eaux d'égout domestiques doivent être épurées avant leur rejet dans le milieu naturel. Grâce à des procédés physico-chimiques ou biologiques, les stations d'épurations ont pour rôle de concentrer la pollution contenue dans les eaux usées sous forme de résidus appelés boues, valorisable en agriculture et de rejeter une eau épurée répondant à des normes bien précises, qui trouve quant-à-elle, une réutilisation dans l'irrigation, l'industrie et les usages municipaux [1]. Parallèlement au procédé à boues activées et au lit bactérien, qui sont de caractère intensif, le lagunage aéré présente par ses nombreux avantages, une alternative idéale pour notre pays, en réunissant toutes les conditions favorables à son bon fonctionnement. Ce procédé d'épuration (lagunage aéré) consiste à faire circuler des effluents dans une série de bassins pendant un temps suffisamment long pour réaliser les processus naturels de l'auto-épuración. Il est pratiqué dans les régions très ensoleillées, dans des bassins de faible profondeur [2].

Il est important de signaler que, le lagunage aéré est une technique rustique d'épuration des eaux usées. Elle reste aussi une alternative convenable en Afrique d'une part et en Algérie en particulier, par la souplesse qu'offre son exploitation nécessitant peu de technicité et d'autre part, par les avantages socio-économiques et environnementaux associés.

Cependant la qualité de l'effluent traité dépend de la maîtrise des processus biologiques responsables de l'épuration, de la pollution des eaux qui dépendent à des paramètres physico chimiques du milieu (Température, pH, potentiel redox, oxygène dissous) et de la qualité de l'effluent brut (charge organique et hydraulique).

C'est dans le but de l'étude de ce procédé biologique qui est peu onéreux, faisant intervenir les micro-algues et les bactéries dans l'épuration des eaux usées, que s'inscrit ce présent travail où nous essayerons d'évaluer les performances de la station d'épuration de la ville d'Oued Souf (Kouinine I) après quelques années de sa mise en exploitation.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

Selon notre objectif des prises d'échantillons sont effectuées à plusieurs points à l'entrée du lagunage d'aération (après dessableur) et à la sortie de la station (lagunage de finition).

Les paramètres suivants ont été analysés pH (potentiel hydrogène), T (Température), O₂ (oxygène dissous), DCO (demande chimique en oxygène), DBO₅ (demande biochimique en oxygène), Nitrates (NO₃-), CE (Conductivité électrique). Il est important de signaler que nos échantillonnages sont étalés sur une période allant du mois de Janvier jusqu'au la première semaine du mois d'avril pendant l'année 2017. Les méthodes analytiques utilisées sont décrites par Rodier (2009) [3] ou dans les catalogues de l'appareillage utilisé.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Paramètres physiques

Température et pH

À l'entrée de la station d'épuration de Kouinine, les températures des eaux brutes sont en moyennes varient entre 7.83 à 23 °C. À la sortie de la station, les températures des eaux traitées en moyennes sont de 6.29 à 12°C. Ces valeurs de température ne constituent pas un risque de pollution thermique pour le milieu récepteur (procédé d'épuration), mais sont en faveur d'une accélération des procédés biologiques de traitement des eaux usées et des boues, car elles contribuent à l'augmentation de la cinétique de dégradation des matières organiques.

D'après notre résultat, le pH moyenne à l'entrée de la lagune aéré de Kouinine est situé entre 5.92 à 7.5 et à la sortie de la lagune de finition est de 5.58 à 7,08. De même, il y'a une légère augmentation dans les eaux sortantes cela pourrait être due à une réaction de nitrification qui dégage des ions H⁺. D'une manière générale, nous pouvons dire que, ces pH restent compris entre 6.5 et 8.5, ce qui n'a pas d'incidence écologique forte sur les organismes aquatiques.

Conductivité

La mesure de la conductivité (figure 1) permet d'évaluer la concentration des éléments minéraux dans les eaux. Durant notre période d'étude, les conductivités mesurées sont tous assez élevés. Cette conductivité pourrait être pour origine la forte salinité de l'eau potable de la zone d'étude. Il est important de signaler que nos résultats indiquent à l'entrée de la station, les valeurs de la conductivité se situent entre 8 ms/cm à 8.20 ms/cm. À la sortie de la station il y'a une augmentation qui varie entre 0.5 à 0.23 ms/cm, à l'exception dans le mois de Mars où on a marqué une diminution de l'ordre de 0.98%. Cette augmentation selon (Abissy et Mandi) [4], est probablement liée à des processus comme le lessivage des minéraux du sol, la minéralisation de la matière organique ou le phénomène d'évapotranspiration des algues.

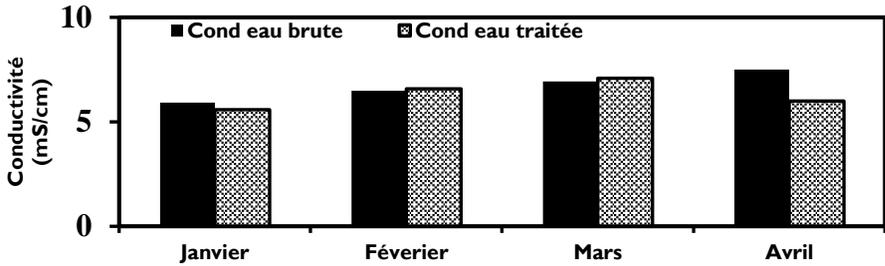


Fig.1 -Variations moyennes de la conductivité de l'eau brute et de l'eau traitée de la station de Kouinine pendant la période d'étude

3.2. Paramètres chimiques

Oxygène dissous

La figure 2 nous présente les variations des concentrations moyenne en oxygène dissous à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration de Kouinine durant la période allant du mois de Janvier jusqu'au mois d'Avril.

Les fluctuations de la teneur en oxygène dissous de l'eau sont liées aux variations saisonnières de la température et la salinité de l'eau qui ont un impact direct sur le processus de solubilité de l'oxygène. En effet, nous notons une augmentation des valeurs moyennes des concentrations en oxygène des eaux traitées par rapport aux eaux brutes. Cette augmentation peut être expliquée par la présence de l'aération artificielle, et par l'action photosynthétique des algues dans les bassins d'aération.

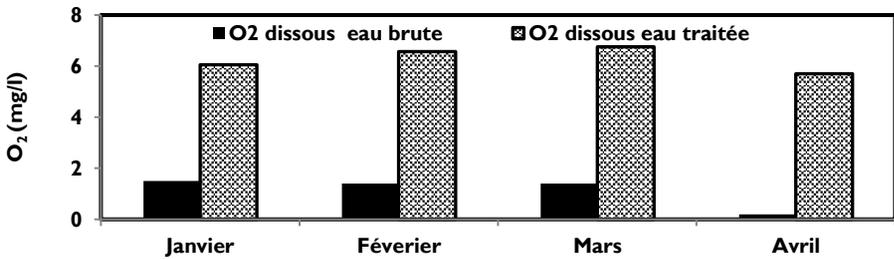


Fig.2- Variations moyennes de l'oxygène dissous de l'eau brute et de l'eau traitée de la station de Kouinine pendant la période d'étude

Notre résultat a été confirmé par les résultats obtenus par Rassam et al., [5] ont indiqué que la teneur de saturation en oxygène dépend fortement de la température. En effet, l'augmentation des teneurs d'oxygène dissous, à la sortie de la station revient probablement à la technique d'épuration elle-même, utilisant des aérateurs et permettant le développement des algues qui libèrent de l'oxygène par photosynthèse. En plus, lorsqu'il existe moins de matières organiques à dégrader, les teneurs en oxygène dissous augmentent.

Demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO permet d'apprécier la concentration en matières organiques ou minérales, dissoutes ou en suspension dans l'eau, au travers de la quantité d'oxygène nécessaire à leur oxydation chimique totale [6]. La DCO évolue en sens inverse avec l'oxygène dissous, ce qui traduit une probable utilisation de l'oxygène pour la dégradation de la matière carbonée.

A la lumière des résultats que nous avons obtenus sur les histogrammes de la figure 3, les valeurs de concentration de la DCO des eaux brutes de la station d'épuration de Kouinine d'Oued Souf varient entre un maximum de 566 mg/l et un minimum de 500 mg/l. Après traitement, nous avons enregistré un rendement d'élimination qui varie entre 72,37 à 77,40%. Donc, nous remarquons qu'il y a un bon abattement de DCO.

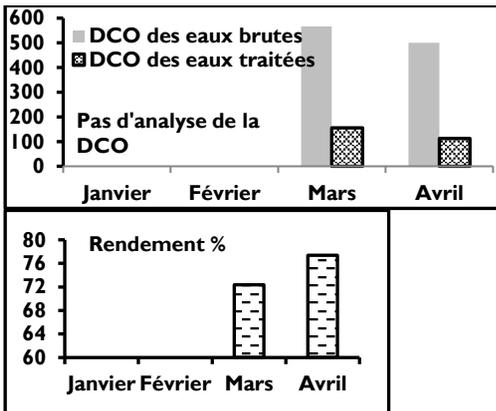


Fig.3- Variations moyennes mensuelles de la demande chimique en oxygène (DCO) à l'entrée et à la sortie de la station de Kouinine pendant notre période d'étude et les rendements d'élimination de la DCO

Demande biologique en oxygène (DBO₅)

La DBO₅ est une expression pour indiquer la quantité d'oxygène qui est utilisée pour la destruction de matières organiques décomposables par des processus biochimiques [7]. Les variations de la teneur en DBO₅ dans les eaux usées à l'entrée et à la sortie de la STEP Kouinine, au cours de notre suivi, sont présentées sur les histogrammes de la figure 4.

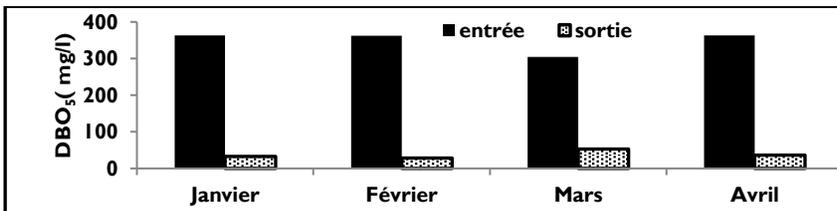


Fig.4- Variations moyenne mensuelles de la DBO₅ à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration de Kouinine pendant notre période d'étude

Au regard de notre résultats (figure 4) on remarque que les valeurs moyennes mensuelles de la DBO₅ des eaux brutes sont variables, elles oscillent entre 304 mg O₂/l et 363 mg O₂/l avec une moyenne de 333.5 mg O₂/l. Après traitement les valeurs enregistrées de la DBO₅ sont largement inférieures à celle de des eaux avant traitement. Cette diminution est située entre 82.60 à 90%. Donc, le maximum de la pollution organique biodégradable est éliminé par la station.

Ratio DCO/DBO₅

Les résultats de ce rapport constituent une indication de l'importance des matières polluantes peu ou pas biodégradables. A l'entrée de la station d'épuration de Kouinine, le rapport DCO/DBO₅ durant notre période d'étude varie entre 1.36 à 1.86. À la sortie de la station, le rapport DCO/DBO₅ en moyenne varie de 2.94 à 3.14.

Si on se référant aux travaux de Fathalla et al. [6], nous pouvons classer les eaux usées de la willaya d'Oued Souf à caractère mixte. Elles renferment des matières organiques et inorganiques et peu biodégradables, puisque le rapport DCO/DBO₅ de la sortie de la station est compris entre 2.94 à 3.14. Par ailleurs, le traitement biologique adapté pourrait être convenable

Nitrates (NO₃⁻)

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote et représentent la forme d'azote au degré d'oxydation le plus élevé présent dans l'eau. Leurs concentrations dans les eaux naturelles sont comprises entre 1 et 10 mg/l et leurs teneurs dans les eaux usées non traitées sont faibles [8]. Les concentrations mesurées ont montrés que les nitrates obtenus varient entre 1.2 mg /l à 1.19 mg /l à l'entrée de la station et de 5.2 mg /l à 5.84 mg/l à la sortie. Cette augmentation indique qu'il y a une nitrification et que la dénitrification est absente ou bien très faible par rapport la nitrification.

CONCLUSION

D'après les résultats de nos analyses effectuées sur les eaux usées entrantes et sortantes des deux lagunes (aéré et de finition) de la station d'épuration de Kouinine. Nous pouvons conclure que :
Pour l'ensemble des paramètres testés, les concentrations dans les eaux épurées sont conformes avec les normes des rejets des eaux usées après épuration. Le rendement épurateur de la station de Kouinine est important.

Références

1. H. Pearson, Microbiology of waste stabilisation ponds. In: A. SHILTON(Ed.): Pond Treatment Technology. London: IWA Publishing, 2005 pp14-48.
2. H. Dhaouadi, Traitement des Eaux Usées Urbaines : Les proceeds biologiques d'épuration, Université Virtuelle de Tunis (2008),
3. J. Rodier, Analyse de l'eau. 9ème édition.Ed. Dunod, Paris, 2009 pp1579.
4. Abissy et Mandi., Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines : cas du roseau. Rev. Sci. Eau., Vol. 12. (1998)285-315.
5. A. Rassam, A. Chaouch, B. Bourkhiss et M. Bourkhiss, Performances de la dégradation de la matière organique par lagunage aéré dans la station d'épurationdes eaux usées de la ville d'Oujda (Maroc oriental), Bulletin de la Société Royale des Sciences de Liège, Vol. 81 (2012)121 – 125.
6. Z. Fathallah, K.Elkharrim, R. Fathallah, E.M. Hbaiz, C. Hamid, A. Ayyach, A. Elkhadmaoui, D. Belghyti, Etude physico-chimique des eaux usées de l'unité industrielle papetière (cdm) a sidi Yahia El gharb (maroc). Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n°20, Décembre (2014) 57-69
7. S. Ounoki, S. Achour, évaluation de la qualité physicochimique et bactériologique des eaux usées brutes et épuréesde la ville d'Ouargla. Possibilité de leur valorisation en irrigation. Larhyss Journal, N°20, (2014), 247-258.
8. M. Von Sperling, Wastewater characteristics, treatment anddisposal, IWA Ed., London (2007),

Commande floue d'un système photovoltaïque

GUERGAZI Aicha¹, DEBILOU Abderrazak²

^{1,2} Laboratoire de Recherche en Identification, commande, contrôle et communication

« LI3CUB », Département de Génie Electrique , Faculté des Sciences et de Technologie, Université de Biskra, BP 145 RP, 07000, Biskra, Algérie,

a_guergazovski@yahoo.fr; a.guergazi@univ-biskra.dz
debilouzak@yahoo.fr

Résumé

L'électricité photovoltaïque est perçue comme une importante source d'énergie renouvelable. Le champ photovoltaïque est une source de puissance instable, dont le point de puissance crête dépend de la température et de l'irradiation. Le suiveur du point de puissance maximale (MPPT) joue un rôle très important pour l'obtention d'une puissance maximale d'un système photovoltaïque, car il permet d'assurer un fonctionnement optimal, quelles que soient les conditions atmosphériques (ensoleillement et température). A cet effet, Ce travail présente une approche intelligente pour l'amélioration et l'optimisation des performances de contrôle d'un système photovoltaïque, par la méthode de la poursuite du point de puissance maximale (MPPT). Le système photovoltaïque est composé d'un panneau photovoltaïque, d'un convertisseur de type Boost et une batterie comme une charge. Ce contrôle est effectué en mettant en œuvre deux algorithmes MPPTs. L'un employant l'algorithme "P&O" (Perturb and Observ) et l'autre à base du contrôle par les modèles flous. L'environnement Matlab-Simulink est utilisé pour analyser, puis interpréter les résultats de simulation de ces algorithmes, et par conséquent, montrer les performances et les limites de chaque algorithme.

Mots clés : Système photovoltaïque, convertisseur boost, commande P&O, commande flou

Fuzzy control of a photovoltaic system

Abstract

Photovoltaic electricity is received as an important source of renewable energy. The photovoltaic field is a source of unstable power, on which the point of power crest depends on temperature and on radiation. The follower of the point of maximum power (MPPT) plays a very important role for the getting of a maximum power of a photovoltaic system, because he allows to assure an optimum functioning, whatever are atmospheric conditions (hours of sunshine and temperature). With this effect, this job introduces a clever approach for improvement and optimization of the performances of control of a photovoltaic system, by the method of the chase of the point of maximum power (MPPT). The photovoltaic system is composed of a photovoltaic panel, a converter of type Boost and a battery as a load. This control is performed by implementing two algorithms MPPTs. An using algorithms "P&O" (Perturb and Observ) and other one based on control by the vague models. Matlab-Simulink environment is used to analyze, then to interpret the results of simulation of these algorithms, and as a result, to show performances and borders of every algorithm.

Key Words: Photovoltaic system, boost converter, P & O control, fuzzy control

1. INTRODUCTION

La production d'énergie est un défi majeur pour les années futures étant donné que les besoins énergétiques mondiaux ne cessent d'augmenter. Par ailleurs, les pays en voie de développement auront besoin de plus en plus d'énergie pour soutenir leur économie. De nos jours, une grande partie de la production et de la consommation mondiale d'énergie engendre des effets polluants ou des dérèglements climatiques. La consommation des ressources naturelles (fossile ou fissile) réduit inéluctablement les réserves et compromet leur disponibilité pour les générations futures.

Face à ces problèmes, et de façon à limiter l'emploi de l'énergie d'origine combustible. Certains pays, se sont tournés vers la nouvelle forme d'énergie dites « énergie renouvelable ». En plus, la diminution des sources énergétiques traditionnelles comme (pétrole, gaz,...) due à une utilisation croissante, entraîne que l'étude des énergies renouvelables met une importance cruciale pour les années à venir. A la différence des énergies fossiles, les énergies renouvelables sont des énergies à ressource illimitée. Les énergies renouvelables d'actualité sont de plusieurs types tels que : Hydraulique, chauffage solaire actif, éolienne, géothermique, photovoltaïque, biomasse ...etc. [1].

Dans ce contexte, les systèmes photovoltaïques (PV) offrent une solution très concurrentielle. Pour surmonter le problème de rendement des panneaux solaires et obtenir un rendement maximum, il est nécessaire d'optimiser la conception de toutes les parties du système PV. En outre, il est nécessaire d'optimiser les convertisseurs DC/DC employés comme interface entre le générateur PV et la charge afin d'extraire le maximum de puissance et ainsi faire fonctionner le générateur GPV à son point de puissance maximum (MPP) à l'aide d'un contrôleur MPPT [2][3], par conséquent, obtenir un courant électrique maximum sous la variation de la charge et des conditions atmosphériques (luminosité et température). Depuis 1968, divers résultats sur des commandes assurant un fonctionnement de type MPPT apparaissent régulièrement. Commencant par des techniques simples comme les contrôleurs MPPT basés sur le retour d'état de la tension et du courant [4], [5], aux contrôleurs plus performants, parmi les techniques les plus utilisées : Perturbation et Observation (P&O), Incrémentation de la Conductance (IC) [2]. La technique de perturbation et d'observations est l'une des fameuses techniques qui peut garantir de bonnes performances. Nous avons choisi dans ce travail d'améliorer cette performance afin d'arriver à des résultats optimaux. Les algorithmes d'intelligence artificielle sont très populaires pour le contrôle des paramètres permettant le suivi du point de puissance maximale (MPPT) [4] [5]. Parmi ces algorithmes d'intelligence artificielle, la logique floue a démontré des résultats très intéressants pour les applications dans le domaine des énergies renouvelables [4].

C'est l'objectif de ce travail qui porte sur l'étude, la conception et le test d'un système de contrôle des systèmes énergétiques renouvelables utilisant la programmation en logique floue. Le système photovoltaïque est présenté à la (Fig.1).

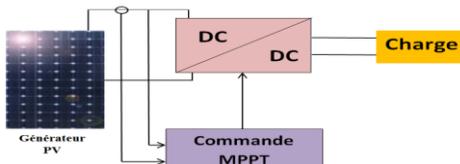


Fig.1: Schéma d'un système photovoltaïque

2. SYSTÈME SOLAIRE PHOTOVOLTAÏQUE

2.1. Modèle d'une cellule photovoltaïque

Le schéma équivalent de la cellule photovoltaïque réelle c'est un modèle à quatre paramètres (Fig. 2), il est constitué d'une diode (d) caractérisant la jonction, une source de courant (I_{ph}) caractérisant le photo-courant, une résistance série (R_S) représentant les pertes par effet Joule, et une résistance shunte (R_P) caractérisant un courant de fuite entre la grille supérieure et le contact arrière qui est généralement très supérieure à (R_S) [3]

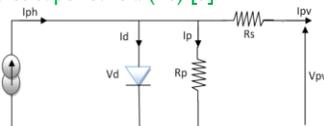


Fig.2 : Schéma équivalent d'une cellule photovoltaïque réelle.

Dans notre travail, nous avons utilisé le modèle mathématique du module solaire à exponentiel simple.

Le courant de sortie d'une cellule photovoltaïque se met sous la forme mathématique suivante :

$$I_{ph} = I_{pv} - I_d - I_p \quad (1)$$

I_{pv} : Courant généré par la cellule photovoltaïque, I_p : Le courant dérivé par la résistance parallèle

Avec :

$$I_d = I_0 \left[\exp \left(\frac{V_{pv} + R_s I_{pv}}{n V_T} - 1 \right) \right] \quad (2)$$

$$I_p = \frac{V_{pv} + R_s I_{pv}}{R_p} \quad (3)$$

$$V_T = \frac{KT}{e} \quad (4)$$

I_d : Le courant circulant dans la diode, I_0 : Le courant de saturation inverse d'une diode, V_T : La tension thermique

V_{pv} : La tension de sortie ; e : charge d'électron ($1.602 \times 10^{-9} C^\circ$), K : constante de Boltzmann ($1.381 \times 10^{-3} J/K$)

T : La température effective de la cellule en kelvin, n : Le facteur de qualité de diode

En utilisant les équations ci-dessus, on peut déduire l'expression du courant délivré par la cellule photovoltaïque :

$$I_{ph} = I_{pv} - I_0 \left[\exp \left(\frac{V_{pv} + R_s I_{pv}}{n V_T} - 1 \right) \right] - \frac{V_{pv} + R_s I_{pv}}{R_p} \quad (5)$$

2.2. L'influence de l'éclairement et de la température sur le fonctionnement du panneau PV

Les figures suivantes présentent l'influence de l'ensoleillement et de la température sur les caractéristiques I-V et P-V de cellules photovoltaïques. Les paramètres de simulation sont donnés dans le tableau I

- Influence de l'Éclairement

En faisant varier l'éclairement entre 250 w/m² et 1000 w/m² avec un pas de 250, la caractéristique ($I_{pv} = (V_{pv})$) est donnée par la (Fig.3) et la (Fig.4). On remarque que la valeur du courant de court-circuit est directement proportionnelle à l'intensité du rayonnement. Par contre, la tension en circuit ouvert ne varie pas dans les mêmes proportions, elle reste quasiment identique même à faible éclairement [3]. L'irradiation standard, internationalement acceptée, pour mesurer la réponse des panneaux photovoltaïques est une intensité rayonnante de 1000 W/m² et une température de 25 °C.

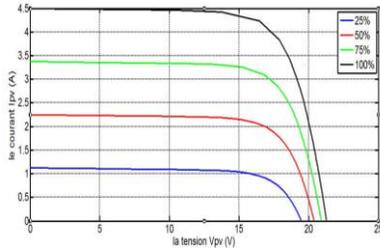


Fig.3: Caractéristique I-V du module PV selon l'éclairement

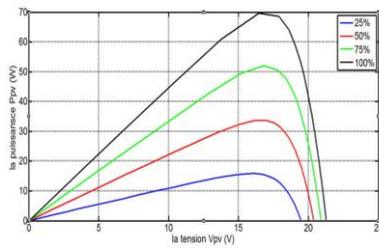


Fig. 4. Caractéristique P-V du module PV selon l'éclairement.

- L'influence de la Température

On remarque sur la (Fig. 5) et la (Fig. 6) que la température à une influence négligeable sur la valeur du courant de court-circuit. Par contre, la tension en circuit ouvert baisse assez fortement lorsque la température augmente, par conséquent la puissance extractible diminue. Lors du dimensionnement d'une installation, la variation de la température du site sera impérativement prise en compte.

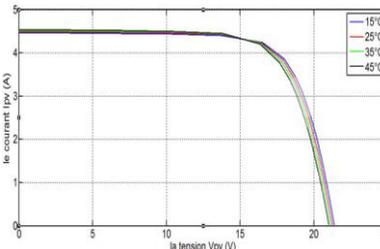


Figure 5. Caractéristique I-V du module PV selon la température.

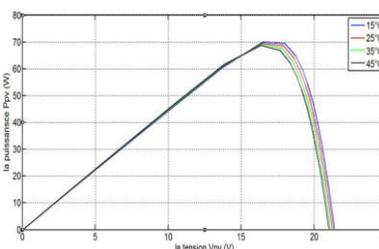


Figure 6. Caractéristique P-V du module PV selon la Température.

3. MISE EN ŒUVRE DE LA COMMANDE MPPT

Le MPPT est un mécanisme qui assure d'une façon instantanée l'adaptation du point de fonctionnement de la charge à la puissance maximale fournie par le générateur PV [4] [5] [6]. Ceci peut être assuré à travers un hacheur intercalé entre le générateur et la charge commandé d'une façon dynamique à l'aide de son rapport cyclique variable. Nous élaborons dans cette partie la méthode basée sur la perturbation et l'observation P&O (Perturb & Observe) et le contrôleur d'intelligent (le contrôleur flou).

3.1. Perturber Et Observer (P&O)

C'est une méthode itérative permettant d'obtenir le MPP : on mesure les caractéristiques du panneau PV puis on induit une petite perturbation sur la tension (ou le courant) afin d'analyser la variation de puissance qui en résulte en l'augmentant ou en la diminuant d'une faible amplitude autour de sa valeur initiale. Si une augmentation de la tension provoque un accroissement de la puissance, le point de fonctionnement se trouve à gauche du PPM, si au contraire la puissance décroît, il est à droite (Fig. 7). La perturbation est suivie par l'observation de son impact sur la puissance de sortie du panneau, en vue d'une éventuelle correction de ce rapport cyclique [7].

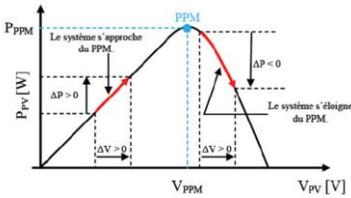


Fig. 7 : Caractéristique puissance–tension d'un panneau photovoltaïque [6].

Pour déterminer la puissance à chaque instant, sur la commande MPPT de type P&O, deux capteurs sont nécessaires pour mesurer les valeurs de la tension et du courant.

3.2. Technique MPPT à base de la logique floue

La logique floue ou de la théorie des ensembles flous est une nouvelle méthode de commande MPPT pour atteindre le point de puissance maximale du générateur photovoltaïque. La commande par logique floue est assez facile à implémenter, car elle ne nécessite pas de modèle mathématique exact du système. Le contrôleur MPPT flou est composé de trois composantes de base, fuzzification, moteur d'inférence, et défuzzification, comme le montre la (Fig. 8) [6] [8] [9].

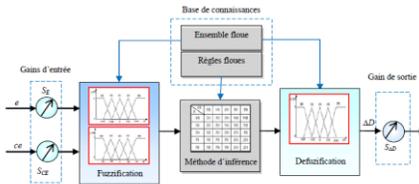


Fig. 8 : Structure du contrôleur flou.

- **La fuzzification** : est de transformer les variables d'entrée en variables linguistiques ou variables floues. Dans notre cas, on a deux variables d'entrées qui sont l'erreur $E(k)$ et la variation d'erreur CE à l'instant k qui sont définis comme suit :

$$E(k) = \frac{P(k) - P(k-1)}{V(k) - V(k-1)} \quad (6)$$

$$CE(k) = E(k) - E(k-1) \quad (7)$$

Où $P(k)$ et $V(k)$ sont respectivement la puissance et la tension du générateur PV. La variation du rapport cyclique, (ΔD) d'un convertisseur DC-DC est utilisée comme une sortie du régulateur proposé.

Comme illustré en (Fig.8), les variables d'entrée du régulateur flou (E , CE) sont déterminées à partir des signaux réels (e , ce) en multipliant par les gains (ou facteurs) d'échelle correspondants (SE , SCE), puis converties en variables linguistiques tels que GB (Grand Positif), PP (Petit Positif), ZO (Zéro), PN (Petit Négatif), GN (Grand Négatif) en utilisant des sous-ensembles flous de base. Sur (Fig.8) montre les fonctions d'appartenance des cinq sous-ensembles flous pour les variables d'entrée et de sortie. Toutes ces fonctions sont de forme triangulaire afin de simplifier le traitement informatique.

- **Méthode d'inférence** : Les règles floues permettent de déterminer le signal de sortie du contrôleur en fonction des signaux d'entrée. En effet, des règles d'appartenance vont être définies pour

la sortie comme cela a été fait pour les entrées Cependant, les règles d'inférence utilisant la table des règles suivante [8].

Tableau 1. Tableau d'inférence

ΔD		ΔE				
		GN	PN	ZO	PP	GP
E	GN	ZO	ZO	GN	GN	GN
	PN	ZO	ZO	PN	PN	PN
	ZO	PN	ZO	ZO	ZO	PP
	PP	PP	PP	PP	ZO	ZO
	GP	GP	GP	GP	ZO	ZO

Le tableau 1 comprend 25 règles floues de commande. Ces règles sont employées pour la commande du convertisseur survolteur (ou dévolteur) telle que la puissance maximum du panneau solaire soit atteinte.

- **Défuzzification** : On a constaté que la méthode d'inférence fournit une fonction pour la variable d'appartenance résultante ; il s'agit donc d'une information floue. Puisque le convertisseur DC-DC nécessite un signal de commande D précis à son entrée, il est nécessaire de transformer cette information floue en une information déterministe, cette transformation est appelée défuzzification. La littérature compte sept méthodes de défuzzification possibles, où la méthode du centre de gravité est la plus utilisée [8] [9]. Dans ce travail, la défuzzification est effectuée en utilisant la méthode de la détermination du centre de gravité (COA) du dernier ensemble flou combiné. Le dernier ensemble flou combiné est défini par l'union de toutes les ensembles flous produits par les règles floues en utilisant la méthode d'agrégation maximale. Dans ce travail, la méthode COA est utilisée pour déterminer la sortie de régulateur flou (ΔD), qui peut être exprimée comme suit :

$$\Delta D(k) = \frac{\sum_{j=1}^n \mu(\Delta D_j(k)) * \Delta D_j(k)}{\sum_{j=1}^n \mu(\Delta D_j(k))} \quad (8)$$

La sortie du régulateur flou est le changement du rapport cyclique ΔD(k) qui est converti en rapport cyclique D(k) par :

$$D(k) = D(k - 1) + S_{\Delta D} * \Delta D(k) \quad (9)$$

4. RESULTATS DE SIMULATION

Dans les simulations (sous Matlab/Simulink) qui suivent on va simuler les différentes méthodes de MPPT étudiées perturbation et observation (P &O), contrôleur logique flou (CLF), nous analysons les résultats par une étude comparative dans des conditions standards, on peut voir que le contrôleur par la logique flou (CLF) est plus précis et plus stable et donne une réponse plus rapide par rapport à la méthode de perturbation et d'observation (P&O).

Dans le premier test, la température est maintenue constante et l'ensoleillement est supposé variable comme l'indique la (Fig.9). Les (fig. 10, 11 et 12) montrent la variation de la puissance de sortie du panneau solaire, la variation de tension de fonctionnement, et la variation du rapport cyclique commandée par le contrôleur flou en utilisant un convertisseur survolteur.

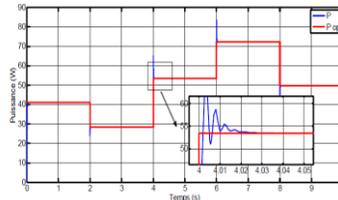
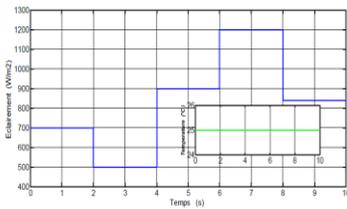


Fig.9 : Variation de l'éclairement et la température. Fig.10 : Allure de puissance P et Pop.

Dans le deuxième test, nous comparons par simulations, la convergence vers le PPM concernant la puissance de sortie du système PV sous test, en utilisant l'un des deux contrôleurs P&O et "Flou" pour une température T fixée à 25 °C et éclairement G est rapidement variable. Respectivement, la (fig.13) montre la variation de la puissance résultat de simulation ainsi obtenue pour ce test

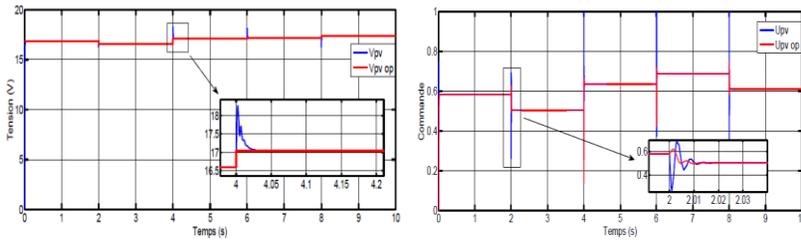


Fig.11 : Allure de tension V_{pv} et $V_{pv\ op}$ Fig.12 : Allure de commande U_{pv} , $U_{pv\ op}$

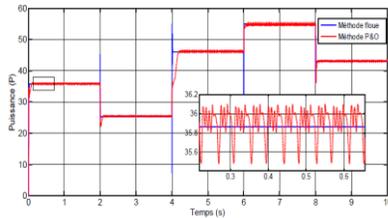


Fig. 13: Variation de puissance.

Le résultat de la simulation montre que la commande MPPT floue conduit à des meilleures performances que la commande MPPT classique (P&O) qui sert à la réduction du temps de réponse et de minimiser les fluctuations autour de PPM.

CONCLUSION

La comparaison des résultats de la simulation de la commande de PV par un contrôleur classique P&O et un contrôleur flou montre une légère différence en matière de suivi des trajectoires. Les résultats obtenus avec un Contrôleur flou sont meilleurs que ceux obtenus avec des algorithmes de contrôle perturbation et observation. Ainsi le contrôle par logique flou peut être vu comme un pas vers un rapprochement entre le contrôle mathématique précis et la prise de décision humaine. Aussi, ces résultats confirment le bon fonctionnement du contrôleur (P & O) mais montrent un meilleur fonctionnement du contrôleur flou. Ce dernier a prouvé qu'il a de meilleures performances, temps de réponse rapide et erreur à l'état permanent très faible, et qu'il est robuste aux différentes variations des conditions atmosphériques

Références

- [1]. A.H. Bellia, Y. Ramdani, F. Moulay, K. Medles, « Irradiance and Temperature Impact on Photovoltaic Power by Design of Experiments », Rev. Roum. Sci. Techn. – Électrotechn. Et Énerg., 58, 3, p. 284–294, 2013.
- [2]. R. Ramaprabha, M. Balaji, B.L. Mathur, « Maximum power point tracking of partially shaded solar PV system using modified Fibonacci search method with fuzzy controller », Electrical Power and Energy Systems, pp. 754–765, 2012.
- [3]. Noguchi T., Togashi S., Nakamoto R., « Short-current pulse-based maximum power- point tracking method for multiple photovoltaic and converter module system », IEEE Trans. Ind. Electron., 49, pp. 217–223, 2002.
- [4]. Dorofte C., Borup U., Blaabjerg F., « A combined two- method MPPT control scheme for gridconnected photovoltaic systems », in: Proc. Eur. Conf. Power. Electron, pp. 1–10, Appl., 2005.
- [5]. Hussein K.H., Muta I., « Maximum photovoltaic power tracking: an algorithm for rapidly changing atmospheric conditions », Proc Inst Electr Eng – Generation, Transmission. Distribution, pp. 59–64, 1995.
- [6]. M.S. Aït Cheikh, C. Larbes, G.F. Tchoketch Kebir, A. Zerguerras, « Maximum Power Point Tracking Using A Fuzzy Logic Control Scheme », Revue Des Énergies Renouvelables, VOL. 10 N°3 387-395; 2007
- [7]. H.Boumaaraf, A.Talha, « Modeling of a Photovoltaic Panel and the Search for its Maximum Power Point Tracking », EFEEA.10 International Symposium on Environment Friendly Energies in Electrical Applications, 2010.
- [8]. Sivanandam, S. N., Sai Sumathi, and S. N. Deepa, « Introduction to fuzzy logic using MATLAB ». Vol.1. Berlin : Springer, 2007
- [9]. K. Michels, F. Klawonn, R. Kruse, and A. Nürnberger, « Fuzzy control: fundamentals, stability and design of fuzzy controllers ». Heidelberg, Germany : Springer, 2007.

Adaptation bioclimatique de l'espèce *Withaniafrutescens* (Solanacée) dans l'Algérie Occidentale BOUAYED I.S.¹, HASSANI F.², GHALEM S.³.

¹ Doctorante, Laboratoire d'Ecologie et gestion des Ecosystèmes naturels,
Faculté SNV.STU-Université de Tlemcen
ibtissem213@yahoo.fr

²MCA, Laboratoire d'Ecologie et gestion des Ecosystèmes naturels,
Faculté SNV.STU-Université de Tlemcen
faicalhassani@yahoo.fr

³Doctorante, Laboratoire d'Ecologie et gestion des Ecosystèmes naturels,
Faculté SNV.STU-Université de Tlemcen
sarah.ghalem@outlook.com

Résumé :

La dernière décennie est marquée par l'intérêt particulier porté à la flore, à ses caractéristiques biologiques, à son adaptation aux fluctuations du climat ainsi qu'à l'influence des activités humaines.

Les écosystèmes du bassin méditerranéen constituent de remarquables ensembles pour l'étude des changements globaux, car la région méditerranéenne est une zone de transition sur le plan bioclimatique, et selon plusieurs études prospectives récentes, les changements climatiques devraient avoir là des effets majeurs. Il est cependant très difficile, voire artificiel, de séparer les effets écologiques engendrés par les changements climatiques et atmosphériques de ceux occasionnés par les modifications du mode d'usage des terres, très variables selon les régions péri-méditerranéennes suite aux pressions anthropiques.

Le climat régional est défini à l'aide des données par les diverses stations météorologiques installées dans la région. Les données sont obtenues dans les conditions standardisées qui tendent à éliminer l'influence des facteurs stationnels. Il s'agit de mettre en évidence les relations qui existent entre la végétation (groupement à *Withaniafrutescens*) et les facteurs climatiques...

Le but de cette analyse bioclimatique est de mettre en relief une étroite comparaison entre l'ancienne période (**Seltzer**) et la nouvelle période d'étude (**ONM**) mais de préciser l'évolution de la végétation en fonction des gradients climatiques...

Ces changements climatiques interviennent rigoureusement dans l'évolution de la végétation et notamment dans la répartition de *Withaniafrutescens* dans le Nord-Ouest Algérien...

Mots clés : *Withaniafrutescens*, climat, Aridité, Tlemcen (Oranie), Phytoécologie

Bioclimatic adaptation of the species *Withaniafrutescens* (Solanaceae) in Western Algeria

Abstract :

The last decade has been marked by particular interest in flora, its biological characteristics, its adaptation to climate fluctuations and the influence of human activities.

The ecosystems of the Mediterranean basin are remarkable ensembles for the study of global changes, because the Mediterranean region is a bioclimatic transition zone, and according to several recent prospective studies, climate change should have major effects here. However, it is very difficult, even artificial, to separate the ecological effects generated by climate and atmospheric changes from those caused by changes in land-use patterns, which vary widely across peri-Mediterranean regions as a result of anthropogenic pressures.

The regional climate is defined using data from the various meteorological stations installed in the region. Data are obtained under standardized conditions that tend to eliminate the influence of stationary factors. It is a question of highlighting the relations which exist between the vegetation (grouping with *Withaniafrutescens*) and the climatic factors ...

The purpose of this bioclimatic analysis is to highlight a close comparison between the old period (Seltzer) and the new study period (ONM) but to specify the evolution of vegetation according to climatic gradients ...

These climatic changes intervene rigorously in the evolution of the vegetation and in particular in the distribution of *Withaniafrutescens* in North-West Algeria ...

Key words: *Withaniafrutescens*, climate, Aridity, Tlemcen (Oran), Phytoecology

Introduction :

Le climat est l'ensemble des phénomènes météorologiques (température, pression atmosphérique, vents, précipitations) qui caractérisent l'état moyen de l'atmosphère et son évolution en un lieu donné. C'est un élément essentiel dans l'étude de différentes régions du monde. C'est le facteur qui se place en amont de toute étude relative du fonctionnement des écosystèmes écologiques [1]

[2] a souligné au cours de ses travaux que le seul dénominateur commun permettant de définir la région méditerranéenne est avant tout d'ordre écologique et plus particulièrement d'ordre climatique. C'est l'élément naturel sur lequel l'homme n'a aucune influence directe à l'exception de cas particuliers tels que les irrigations par exemple.

La présente étude bioclimatique a été réalisée dans le but de mettre en relief une étroite comparaison entre l'ancienne et la nouvelle période de la région d'étude mais aussi de préciser l'évolution de la végétation en fonction des gradients climatiques.

1 Méthodologie :

Le climat régional a été défini à l'aide des données par les diverses stations météorologiques installées dans la région. Les données sont obtenues dans les conditions standardisées qui tendent à éliminer l'influence des facteurs stationnels.

Dans cette étude on a choisi deux stations météorologiques de telle façon qu'elles encadrent le mieux possible la zone d'étude, ce sont : Zenâta, Béni Saf.

Notre étude bioclimatique est menée pendant deux périodes : (1918– 1938) et (1992-2016).

Tableau 01 : Données géographiques des stations météorologiques

Stations	Latitude	Longitude	Altitude
Zenâta	35°01'N	01°27'W	249m
Béni Saf	35°18'N	01°21'W	68m

Le climat est un facteur déterminant de la zone d'étude de plus en plus fine. Pour mieux comprendre son action, il faut mettre en évidence les relations qui existent entre la végétation et les facteurs climatiques qui sont :

-**Les précipitations** qui sont l'un des facteurs climatiques qui conditionnent le maintien et la répartition du tapis végétal. Elles jouent un rôle dans la dégradation du sol par le phénomène de l'érosion [3].

-**Les Températures** : La synthèse bioclimatique est une étape indispensable à tout projet relatif à l'environnement. Elle conditionne par le biais de ces composantes. Le type de climat et du couvert végétal.

Cette synthèse sera établie à partir des travaux [4], [5], [6], appliqué sur nos données météorologiques dans le but d'apprécier le climat de la région d'étude.

2 Résultat et discussion :

L'étude bioclimatique met en évidence au niveau de la région d'étude un climat de type méditerranéen, ou se trouvent essentiellement deux étages bioclimatiques, le semi-aride qui est le plus répandu et le sub humide, caractérisés par deux stations bien tranchées.

L'une hivernale, courte et froide s'étale d'Octobre à Mars, caractérisée par l'irrégularité pluviométrique. L'autre estivale, longue et sèche caractérisée par le manque des précipitations et les fortes chaleurs, peut aller jusqu'à 7 à 8 mois, sur le littoral et en plein sub littoral, moins sur les monts de Tlemcen (environ 6 mois).

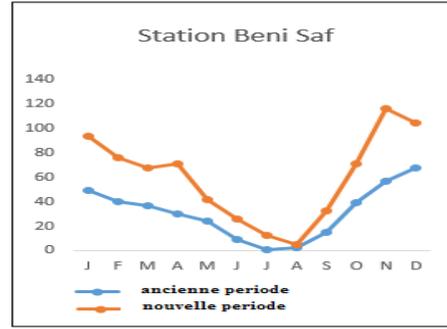
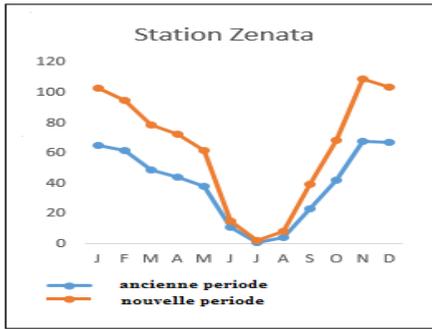


Figure 01 : Variations mensuelles des précipitations
 Tableau 02 : Indice de continentalité

Stations	Période	(M-m)	Type de climat
Zénata	(1913-1938)	25.34	Semi continental
	(1992-2016)	28.42	Semi continental
BéniSaf	(1913-1938)	20.2	Littoral
	(1992-2016)	20.72	Littoral

Tableau03 : Type de climat en fonction de l'Indice d'aridité deDemartonne pour les deux périodes

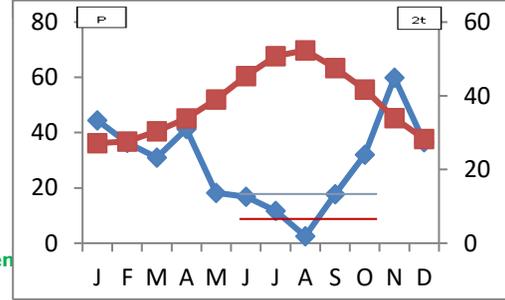
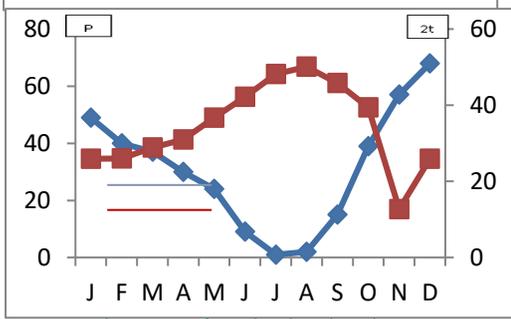
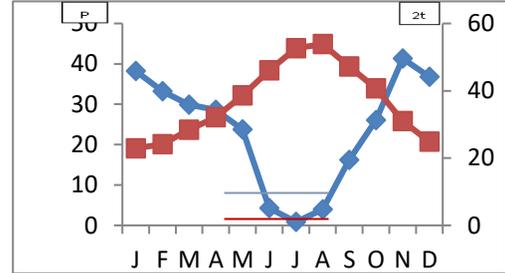
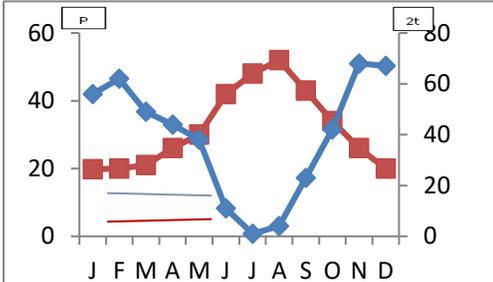
Stations	Périodes	I (mm/°C)	Type de climat
Zénata	(1913-1938)	17.57	Semi-aride
	(1992-2016)	10	Semi-aride
BéniSaf	(1913-1938)	13.17	Semi-aride
	(1992-2016)	11.98	Semi-aride

Tableau 04 : étage bioclimatique des stations météorologiques durant deux périodes en fonction de m et Q2 d'Emberger

Stations	Périodes	m	Q2	Etage bioclimatiques
Zénata	(1913-1938)	6.7	63.97	Etage semi-aride supérieur à hiver tempéré doux
	(1992-2016)	5.12	34.06	Etage semi-aride inférieur à hiver tempéré doux

Béni Saf	(1913-1938) (1992-2016)	9.1 8.53	62.85 57.61	Etage semi-aride supérieur à hiver chaud Etage semi-aride supérieur à hiver chaud
----------	----------------------------	-------------	----------------	--

Station Zenâta



La comparaison des données récentes avec ceux des travaux de [7] confirme qu'actuellement, il n'y a pas un changement de type climat méditerranéen mais plutôt un décalage dans les étages bioclimatiques d'Emberger dû à :

- Une augmentation des moyennes des minima.
- Une continentalité forte.
- Une augmentation de la xéricité.
- Une accentuation de la sécheresse estivale.

La répartition des pluies hivernales et printanières permet à la végétation, la reprise de ses activités biologiques et surtout d'entamer la saison sèche avec des réserves hydriques à la fois dans le sol et dans le végétal.

Références bibliographiques :

1. **Thinthoin,R, 1948** ; - Les aspects physiques du tell oranais. Essai de morphologie de pays semi-aride : ouvrage publié avec le concours du C.N.R.S Ed.L.Fouque 639p.
2. **EmbergerL., 1930** ;(b – Sur une formule climatique applicable en géographie botanique. C. R. Acad.Sci, 191. pp :389-390.
1971 ; – Travaux de botanique et d'écologie. Ed. Mass. Cie Paris.520p.
3. **Djebaili,S, 1978**; –Recherche phytoécologique et phytosociologique sur la végétation des hautes plaines steppiques de l'Atlas Saharien Algérien.Thèse Doct.Univ.Sci et Tech.Du Langdoc, Montpellier, 299p+ annexes
4. **EmbergerL., 1955** ;– Une classification biogéographique des climats. Trav. ab.
5. **Bagnoulet Gaussen, (1955)** ; -Saisons sèche et xérotisme.Doct.Cart. Prod. Vég. Ser.Genll,I, art. VIII, Toulouse,47p.1 carte.
6. **De Martonne, (1926)**-Un nouvelle fonction climatologique:l'indice d'aridité. Lamétéo 449-459.
7. **SELTZER.P, 1946**;-Le climat de l'Algérie.Inst.Météor. Et de phys-du globe. Univ. Alger.219P.

Pollution des eaux souterraines par les nitrates

(Etude de cas sur un bac d'essai)

1.D.DEGUIG, Doctorant en hydraulique a l'université d'Abou Bakr Belkaid (Tlemcen).

E-mail : agro_deg@yahoo.fr.

2 H.BOUCHELKIA, Maître de conférence a l'université d'Abou Bakr Belkaid (Tlemcen),

E-mail : h_bouchelkia@yahoo.fr

Résumé

Le but de ce travail et d'étudier le rôle physico-chimique du sol à atténuer la propagation des polluants migrants vers les eaux souterraines. En d'autres termes connaître l'efficacité du sol à retenir la pollution.

La démarche à suivre est de choisir un sol de la plaine de Hénnaya qui constitue l'exutoire de la majorité des rejets en eaux usées du groupement urbain de la ville de Tlemcen. Après une série de test pour connaître ces caractéristiques pédologiques. Nous avons commencé par tester sa perméabilité vis-à-vis l'eau distillée à l'aide de l'appareil de drainage (Perméamètre) le filtrat recueillis servira à connaître les concentrations initiales du pollueur (les nitrates). Et vis-à-vis les eaux usées prisent à l'entrée de la station d'épuration d'Ain El Houtz. Les filtrats prélevés seront analysés pour voir l'évolution de la concentration des polluants en fonction de la perméabilité du sol.

Les questions qui se posent dans pareils cas sont : est-ce que le sol jouera son rôle d'auto-épurateur ? Que sera le sort des pollutions traversant ce sol ? Quelle est la portion des polluants qui migre vers les profondeurs et ainsi que vers les eaux souterraines ?

Mots clés : Pollution, Nappe souterraine, infiltration, Eaux usées, sol. Algérie, Tlemcen

Pollution of groundwaters by the nitrates case study on a test bench

Abstract

The goal of this work to study the physico-chemical role of the ground to attenuate the propagation of the migrant pollutants towards groundwaters. In other words, to know the effectiveness of the ground to retain pollution. The approach to be followed is to choose a ground of the plain of Hénnaya which constitutes the discharge system of the majority of the waste water rejections of the urban grouping town of Tlemcen. After a series of test to know these pedological characteristics. We started by testing his permeability opposite the water distilled using the device of drainage (Permeameter) the filtrate collected will be used to know the initial concentrations of the pollutant (the nitrates). And opposite waste waters snuff at the entrance of the sewage treatment plant of Ain El Houtz. The taken filtrates will be analysed to see the evolution of the concentration of the pollutants according to the permeability of the ground. The questions which arise in similar cases are: will the ground play its part of auto-purifier? What will be the fate of pollution crossing this ground? Which is the portion of the pollutants which migrates towards the depths and like worms the groundwaters?

Key Words: Pollution, Underground layer, infiltration, Waste waters, grounds. Algeria, Tlemcen

1. INTRODUCTION

Les types de pollutions sont nombreux et le nombre de contaminant, organiques ou inorganiques, répertoriés ne cesse d'augmenter. On peut citer les espèces minérales telles que les nitrates et phosphates, les métaux lourds tels que le cadmium, le zinc et le plomb, les molécules organiques et les radionucléides. D'autres sources de contamination incluent notamment les fertilisants, les pesticides, les retombées acides, les retombées radioactives. Ces différents types de polluants et leurs sources associées se retrouvent logiquement dans les sols et les eaux du milieu naturel.

Des interrogations nombreuses portent sur les risques lors de fonctionnement du sol comme émetteur de contaminants dans l'eau. Ce milieu complexe pose d'importantes interrogations concernant sa capacité à conserver les polluants.

Dans ce travail on vise essentiellement l'étude de la propagation de la pollution à travers les eaux souterraines de la région de Tlemcen causée par les eaux usées d'origine urbaines et industrielles. Les prélèvements des échantillons des eaux usées présentent à l'entrée de la STEP d'Ain el Houtz d'une part, et d'autres parts un échantillon de sol au niveau de la plaine de Hénnaya, qui est assujettie d'une façon directe et prépondérante aux rejets du groupement urbain de la ville de Tlemcen et constitue un périmètre agricole par excellence.

Nous essayerons de suivre l'évolution des nitrates NO_3^- ; qui constituent un principal polluant en vue de leur concentration excessive dans les eaux rejetées à travers le sol pris au niveau de la plaine de Hénnaya.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

Le principe de ces essais s'articule sur la connaissance des concentrations de nitrates existantes dans les eaux usées brutes après passage à travers le sol (saturé ou non), que nous soumettrons à plusieurs tests pour connaître ses caractéristiques pédologiques.

Le modèle physique, nous a permis d'étudier les phénomènes de transport (monodimensionnel vertical) tout en restant dans des conditions contrôlées du laboratoire.

La colonne de sol est un outil classique de laboratoire très utilisé afin d'étudier le transport de solutés. De plus, le fait de travailler avec deux systèmes différents (zone saturée et non saturée), nous permettra, par comparaison, de voir s'ils présentent les mêmes paramètres de transport.

Les objectifs de cette expérience sont multiples. D'une part, nous voulons comparer la forme des courbes d'évolution des masses des éléments chimiques (polluants), obtenues en sortie de la colonne, afin de vérifier la réaction du sol avec ces éléments, sa capacité de rétention, et son rôle d'autoépuration. Et d'autre part, l'évolution de l'infiltration des polluants à travers les différentes couches de sol. Et le temps mis pour ces polluants pour atteindre les nappes phréatiques.

2.1. Le Sol :

L'échantillon prélevé au niveau du site sus-indiqué a subi plusieurs tests pour connaître ses caractéristiques pédologiques. Ces tests sont effectués au niveau du laboratoire de l'hydraulique agricole et du génie civil de la faculté des sciences de l'ingénieur de l'université de Tlemcen.

Table 1—Caractéristique pédologiques du sol.

La granulométrie : notre sol et d'une granulométrie homogène et uniforme.		La macroporosité	2,76%
L'humidité au champ et de	10%	La capacité de saturation	25%
La densité apparente :	1,16	L'humidité équivalente	44%
La densité réelle	2,5	La conductivité :	583 μS
L'eau hygroscopique	3%	La salinité :	0.29 ppm
La porosité totale	53,80%	Le Ph	7,5
La microporosité	51,05%	La matière organique	18,18%

2.2. L'eau usée :

La plupart des eaux usées sont évacuées vers la station de Ain El Houtz. Cette station recueille les eaux usées du centre-ville et de la zone industrielle de Ain Defla. De ce fait, les eaux prises comme échantillons de cette station sont représentatives.

Le prélèvement des eaux se fait au niveau de cette station. Ces eaux sont par la suite transportées au laboratoire de l'ANRH (Agence Nationale des Ressources Hydrauliques) d'Oran pour analyse.

Table 2—Concentration des nitrates dans les eaux usées brutes.

Désignation	Quantité mg/L	Valeurs guides
		D'après l'OMS
Nitrate (NO_3^-)	4	50

2.3. Essai d'infiltration

A partir de ce principe nous avons simulé au laboratoire un écoulement des eaux usées à travers une couche de sol prise de la plaine de Hénaya.

Le banc d'essai choisi est l'appareil d'essai de filtration et de drainage qui existe au niveau du laboratoire d'hydraulique de l'université de Tlemcen.



Figure 1 – Banc d'essai ou appareil de DARCY.

Dans un premier lieu, on remplit le 1/3 du cylindre avec du sol et les deux tiers restant avec de l'eau distillée ou l'eau usées. On met le chronomètre en marche ; dès que, les premières gouttes apparaissent après saturation du sol. Chaque dix centimètres on mentionne le temps. Les prises des filtrats (pour analyse chimique) ce fait à un intervalle de temps de 1/4 d'heure entre chaque prise.

Cela nous permettra, d'une part ; de comparer la perméabilité du sol vis-à-vis l'eau usée et l'eau distillée, connaître les concentrations initiales de nitrate dans notre sol, et d'une autre part ; avoir une vue sur les quantités des Nitrates passant à travers chaque sol dans les deux conditions saturées ou non.

Nous avons, pour cela ; effectué trois essais :

Essai n° 01 :

Nous avons utilisé en premier temps le sol à l'état sec, avec l'eau distillée comme soluté. L'essai a duré 2 heures 30 minutes, et il nous permettra, par la suite, de connaître sa perméabilité vis-à-vis cette eau. Nous avons recueilli un seul filtrat pour l'analyser, afin de connaître les concentrations initiales des Nitrates contenues dans notre sol. Ce test sert comme témoin pour ce qui suit.

Les résultats révèlent que notre sol contient 60 mg/l de nitrate. C'est une concentration initiale, dû à la présence de matière organique qui présente 18,18%.

Essai n° 02 :

Nous avons laissé le sol à son état humide (saturé en eau distillée), mais cette fois en introduisant des eaux usées comme soluté. Pour pouvoir comparer sa perméabilité à celle de l'état non saturé. L'essai a duré 6 heures et trente minutes. Nous avons eu 08 échantillons de filtrats. Le but de cet essai est de voir le comportement des eaux usées dans la zone saturée du sol (nappe), et l'évolution des concentrations des polluants contenues dans ces eaux.

Essai n° 03 :

Dans cet essai nous avons pris un sol sec, et les eaux usées comme soluté. Cela nous permettra de connaître la perméabilité de ce sol vis-à-vis ces eaux polluées, et d'en savoir l'évolution des concentrations de chaque élément, après analyse des 14 échantillons de filtrats, recueillis durant 5 heures d'essai. Le but de ce test, est de voir le comportement des eaux usées dans la zone non saturée, ainsi que l'évolution des concentrations polluantes.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Comparaison de perméabilité.

Sol – Eau distillée

Remarquons dans l'essai n° 01, réalisé en utilisant l'eau distillée et le sol à l'état sec, la descente rapide de la perméabilité dans un intervalle de temps de quarante minutes, de 2.35×10^{-3} cm/s à 0.22×10^{-3} cm/s

(plus de 10 fois) avant de se stabiliser lorsque le sol atteint le point de saturation. La perméabilité évolue d'une façon plus lente et constante, avec une vitesse moyenne d'infiltration égale à 1.5×10^{-4} cm/s pendant les deux heures restantes.

C'est l'effet normale des sol argileux qui tendent à se colmater en présence de l'eau lorsqu'il atteint le stade de saturation ce qui réduit la vitesse de percolation qui demeure constante après ce point.

Sol non saturé- Eau Usée

Pour cet essai on remarque une lenteur dans la vitesse d'infiltration du fluide (polluant) lorsqu'il traverse notre couche de sol, où la perméabilité passe de 6.41×10^{-4} cm/s à 1.04×10^{-4} cm/s (6 fois), dans un intervalle de temps de 1h :40, avec un débit de 0.092 cm³/s, puis elle demeure pratiquement constante durant les 04 heures restantes ; avec une vitesse de filtration de 8.7×10^{-5} cm/s.

De cela on déduit que : les eaux usées s'infiltrent très lentement par rapport à l'eau distillée dans un sol non saturé. Cela revient essentiellement à l'existence des matières en suspensions (solide colloïdale) qui se frottent entre elle, rendant le milieu visqueux. Ces particules tendent à colmater les pores de la surface de contact entre sol et soluté, suite à la décantation de ces particules sur le fond sous l'effet des forces de gravité. Formant un film épais sous forme d'un filtre inversé, retardant l'infiltration des eaux à travers ces pores. Aussi il y a l'effet du tissu argileux qui se noue et gonfle, créant une couche semi-perméable responsable elle aussi de la réduction de la perméabilité du sol.

Sol Saturé – Eau usée

Par contre, dans cet essai réalisé avec des eaux usées et un sol humide (saturé), montre que la perméabilité chute brusquement de 2.85×10^{-3} cm/s pour atteindre 2.5×10^{-4} cm/s, dans un intervalle de temps de 13 minutes.

On constate que l'écoulement des eaux usées à travers la zone saturée est 04 fois plus important qu'à travers une zone non saturée. Ce qui montre la rapidité du transfert des polluants quand ils atteignent cette zone surmontant la nappe phréatique, appelée aussi zone capillaire.

Table 3–Variation de la perméabilité du sol dans l'état (saturé ou non).

	Eau distillée	Eaux usées Sol saturé	Eaux usées Sol non saturé
Perméabilité (cm/s)	3.01×10^{-4}	1.82×10^{-4}	1.33×10^{-4}

3.2. Comparaison des concentrations de nitrate

Sol non saturé – eau usée.

La figure n° 02 : représente l'évolution de la pollution à travers le sol à l'état sec, ou on remarque que la concentration de nitrate, chute pendant les deux premières heures de 98%, après elle demeure stable aux alentours de 7 mg/l.

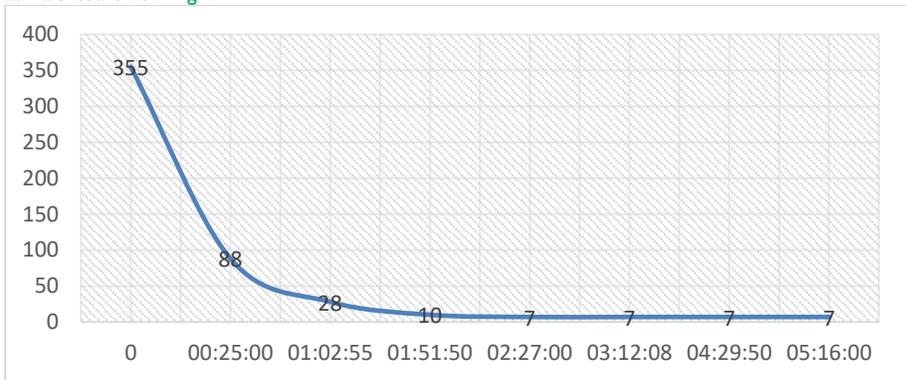


Figure2–Banc d'essai ou appareil de DARCY.

Cette concentration a été réduite sous plusieurs effets, d'une part par les caractéristiques physiques du sol où la microporosité est très importante 51% ; qui tend à emprisonner les nitrates dans leurs pores laissant le temps aux bactéries dénitrifiantes le temps pour transformer les nitrates en oxyde nitreux (N₂O) qui a l'aspect gazeux. Ou bien former des sels dans un milieu acide. Ces sels sont par la suite assimilés par les plantes.

Sol saturé – eau usée

La figure n° 03 représentent l'évolution des nitrates après infiltration des eaux usées à travers le sol à l'état humide, On remarque que sa concentration saute en premier lieu de 05 mg/l à 12 mg/l pendant ¼ d'heure, puis il demeure constant le reste du temps d'essai.

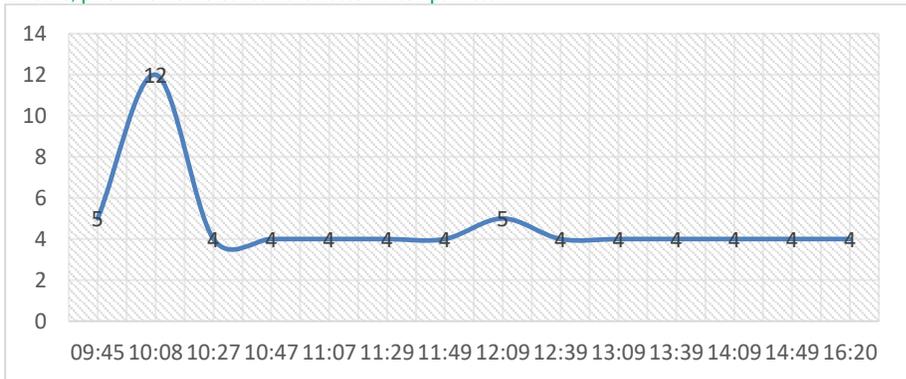
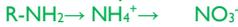


Figure3–Banc d'essai ou appareil de DARCY.

La remontée de la concentration en début de courbe peut être expliquée par une réaction de l'azote organique des eaux urbaines principalement formé d'urée et d'acides aminés. Sous l'action des bactéries et par hydrolyse notamment, l'ammonification se réalise que le milieu soit oxydant ou non selon la réaction suivante :

Bactéries Oxydantes



(Azote organique) (Azote ammoniacal)

Bactéries nitrifiante

Nitrates

La vitesse de réaction est suffisamment rapide pour qu'un séjour de quelques heures en réseau réduise de moitié les concentrations d'azote organique.

Table 4–Variation de la concentration en nitrate et la perméabilité du sol dans l'état (saturé ou non).

	Sol + Eaux Usées				Sol + Eau distillée	
	Sol non saturé (essai n°03)		Sol saturé (essai n°02)		Sol non saturé (essai n°01)	
	intervalle de chute pendant une heure	taux de baisse	intervalle de chute pendant une heure	taux de baisse	intervalle de chute pendant une heure	taux de baisse
Perméabilité	(6.5 -1.0)x10 ⁻⁴ cm/s	6-7 fois	(28.5- 1.0)x10 ⁻⁴ cm/s	20-30 fois	(24-2.5)x10 ⁻⁴ cm/s	10-12 fois
Nitrate (NO₃⁻)	355 -28 mg/l	92%	12 -4 mg/l	66%	-	-

CONCLUSION

On peut conclure que le temps de transfère des polluants vers les eaux souterraines, varient sensiblement et dépend principalement de :

- L'épaisseur de la zone non saturée.
- Sa texture et sa structure granulométrique.
- La profondeur de la surface piézométrique.
- La perméabilité du réservoir (fissuration) ou le pouvoir de filtration.
- Les caractèresdupolluant.

Les terrains à perméabilité d'interstices (sables, grès) connaissent un temps de transfert très court. Les roches à perméabilité de fissures (calcaires) connaissent un temps de transfert élevé. En cas de présence d'argile cette perméabilité et réduite sensiblement.

Dans la nature, le soluté traverse la zone non saturée, caractérisée par la présence d'oxygène, de minéraux argileux et matières organiques... Qui maintien les éléments polluants par les réactions adsorption/désorption entraînent un retard dans le transfert du polluant. Ces deux phénomènes sont favorisés par la présence d'argiles, oxydes et hydroxydes, et par les constituants organiques. L'adsorption prédomine sur la désorption. Les métaux sous forme ionique sont retenus par échanges d'ions ou adsorption, par les argiles, acides humiques et hydroxydes. Notre expérience a montré que plus de 92

% des éléments de nitrate, sont maintenues par cette zone. Cette diminution revient aussi à la présence des argiles qui ont réduit de six à sept fois la perméabilité du sol dans un temps très court d'une heure.

La présence de la zone saturée ou bien appelée aussi zone capillaire réduit la proportion des polluants qui échappent, avec un taux 66% de nitrate. On remarque l'efficacité de cette zone pour la fixation de la pollution.

C'est-à-dire que sur 100 mg/l de nitrate entrant dans la zone non saturé ; 92 mg/l seront maintenues dans cette zone, la zone capillaire maintient 66% de la quantité restante (08 mg/l) et la valeur qui atteint les eaux souterraines n'est que 03%.

Le sol joue donc un rôle fondamental dans la fixation des micropolluants. Il fait également fonction de stockage et de tampon en ce qui concerne la pollution la nappe.

Références

Livre ;

1. ANNE- MARIE LAROCHE 2000 : Evaluation de la contamination de l'eau souterraine par le nitrate à l'échelle régionale ; Université de Laval Québec.
2. BESSADIK MADANI 1994-1995 : Essai de modélisation d'une nappe application à la nappe de HENNAYA sur banc d'essai Université de Tlemcen.
3. BOUCHENTOUF KHALED & M^{elle} BENSAID WAHIBA 2001 : Etude et diagnostic de l'irrigation des maraîchers de la ville de Tlemcen par les eaux usées Université de Tlemcen.
4. BOUTOUIL AHMED et M^{elle} BOUTALEB Leila 2003 -2004 ; moyen et technique de la recharge artificielle des nappes d'eau souterraines. Cas des nappes de Mascara « Plaine de Ghriss ». Université de Mascara.
5. De Marsily 1996 : Hydrologie comprendre et estimé les écoulements souterraine et le transfère des polluants. Ecole des mines de Paris. ENGEES.
6. ERIC GOMEZ, EMMANUEL LEDOUX, BRUNO MARY : Modélisation de la contamination nitrique des masses d'eau souterraine par les nitrates d'origine agricole INRA. 2002.
7. GAUCHER,G, 1968 : traité de pédologie agricole. Le sol et ses caractéristiques agronomiques. DUNOD.

Réduction du chrome hexavalent dans l'eau avec un nouveau hétéro-système $\text{La}_2\text{NiO}_4/\text{ZnO}$ sous la lumière solaire

H. Lahmar^{1,3*}, M. Benamira², F.Z Akika³, M. Boussbia³, M. Bellah³ et M. Trari¹

¹Laboratory of Storage and Valorization of Renewable Energies, Faculty of Chemistry (USTHB), 16111 Algiers, Algeria. lahmarhicham18@gmail.com

²Laboratory of Interaction Materials and Environment (LIME), University of Mohamed Seddik Ben Yahia, 18000 Jijel, Algeria. benamira18@gmail.com

³Department of Chemistry, University of Mohamed Seddik Ben Yahia, 18000 Jijel, Algeria

Résumé :

La réduction de Cr (VI) a été réalisée avec succès en utilisant le nouvel hétéro-système $\text{La}_2\text{NiO}_4/\text{ZnO}$ à pH ~ 4 sous lumière solaire. La_2NiO_4 est un semi-conducteur à bande interdite directe et une transition optique de 1,61 eV. Sa caractérisation photo-électrochimique est réalisée pour prédire l'injection d'électrons dans ZnO qui agit comme un pont d'électrons vers le HCrO_4^- adsorbé. La_2NiO_4 possède une conductivité de type p et un potentiel de bande plate de -0,42 V_{SCE} , plus cathodique que celui de ZnO. La chrono-potentiométrie montre que l'équilibre d'adsorption est atteint après ~ 90 min pour une concentration initiale de 30 ppm. L'activité photocatalytique est fortement renforcée en présence d'acide oxalique comme capteur de trous qui empêche la recombinaison des paires électrons / trous. La saturation à ~ 120 min est due à l'oxydation Cr^{3+} par les photo-énergies et à la réduction compétitive de l'eau. La réutilisation du photocatalyseur montre un effet de désactivation négligeable et cette hétérojonction pourrait être prometteuse pour la dépollution de l'eau.

Mots-clés : Hétéro-système, Photocatalyse, Chrome (VI), lumière solaire.

Introduction

L'augmentation de la population et le développement humain ainsi que les activités agro-industrielles, provoquent une pression grandissante sur les réserves en eau. Devant cette pénurie croissante de l'eau, le traitement des eaux usées pour leur réutilisation semble une alternative encourageante. Les processus d'oxydation avancée (POA) apparaissent comme des procédés de choix car, ils permettent d'obtenir une dégradation totale du polluant en association avec une diminution de la toxicité globale de l'effluent. La photo-catalyse hétérogène apparaît comme l'un des procédés les moins onéreux. La technologie qui est basée sur le procédé photocatalytique en suspensions aqueuses de semi-conducteurs a reçu une attention considérable en vue de la conversion de l'énergie solaire [1,2]. Ce processus photocatalytique a été réalisé pour une élimination efficace des polluants environnementaux. Ce procédé est basé sur l'excitation par la lumière de la surface d'un semi-conducteur avec une énergie supérieure à la bande interdite du semi-conducteur. Les porteurs de charge, qui migrent à la surface du semi-conducteur, sont capables de réduire ou d'oxyder les polluants présents en solution. Cette application technologique qui se produit sur le photocatalyseur semi-conducteur irradié, est une stratégie intéressante, économique et peu coûteuse surtout pour les pays en voie de développements [3]. Le chrome est présent dans deux états d'oxydation courants dans la nature, Cr (III) et Cr (VI). Le chrome hexavalent est toxique pour la plupart des organismes (pour des concentrations plus élevées de 0,05 ppm), cancérigène chez les animaux et cause l'irritation de la peau chez l'homme. Il est très soluble dans l'eau et forme des oxyanions divalents: chromate (CrO_4^{2-}) et dichromate ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) [4]. En revanche, le Cr (III) est facilement précipité ou sorbé sur une variété de minéraux et des substrats organiques à pH neutre ou alcalin. Cr (VI) a une toxicité cent fois supérieure à celle de Cr (III). Le Cr (VI) qui se trouve dans les effluents vient principalement des industries du chromage et du tannage du cuir [5]. Plusieurs méthodes conventionnelles sont utilisés pour le traitement des eaux contaminées par le Cr (VI) telles que : la réduction chimique, l'échange d'ion, adsorption sur charbon ou charbon actif, et réduction bactérienne [6]. Cependant, la plupart de ces méthodes nécessitent soit beaucoup d'énergie ou de grandes quantités de produits chimiques. Le processus photocatalytique présente une solution très intéressante.

La réduction photocatalytique du Cr (VI) dans le milieu alcalin facilite simultanément l'immobilisation du Cr (III) sur la surface du photocatalyseur par formation de $\text{Cr}(\text{OH})_3$ [7]. L'ajustement du pH permis d'éliminer ce chrome et régénéré le catalyseur, c'est-à-dire que cette séquence répond à la réduction, immobilisation et concentration des déchets en une seule étape. L'utilisation de photocatalyseurs pour la réduction du Cr (VI) a été largement rapportée ces dernières années dans la littérature [8,10]. Les photocatalyseurs SnO_2 , WO_3 , TiO_2 et ZnO [11,13] sont principalement utilisés. Mais, leurs haute photoactivité dans le processus photoélectro-chimiques, et leurs réponse sont à la lumière UV (bande écart 3- 3.5 eV). La_2NiO_4 présente une solution alternative comme photocatalyseur en raison de sa capacité à absorber sur toute la région visible à l'inverse des autres [14]. Nous avons donc cherché à

étudier l'efficacité du processus photocatalytique sur La_2NiO_4 pour traiter les eaux contaminées par les chromates. Le photocatalyseur La_2NiO_4 est choisi en raison de son faible coût, de sa stabilité chimique et de sa non-toxicité.

1. Expérimentale

L'hétérojonction a été préparée par une méthode d'imprégnation. Cette technique d'imprégnation permet d'obtenir une structure cristallisée avec une grande surfacespécifique ainsi qu'une distribution des particules uniforme. La_2NiO_4 , a été synthétisé par la technique sol-gel [15]. L'hétérogène jonction $\text{La}_2\text{NiO}_4/\text{ZnO}$ est synthétisée par imprégnation selon la réaction suivante :



Nous avons préparés une jonction $\text{La}_2\text{NiO}_4/\text{ZnO}$ avec un ratio massique de 20/80. 20% d'oxyde La_2NiO_4 prés synthétisé est ajouté au nitrate de zinc dissout dans l'eau distillée. Le mélange est placé sur une plaque chauffante sous agitation à température de 100 °C (formation d'un gel) puis à 350 °C jusqu'à l'obtention d'une poudre bien séchée, la poudre obtenue est calciné à 400 °C pendant 3 heures. L'analyse de la structure de la poudre obtenue après calcination a été réalisée par la technique de diffraction de rayons X (DRX) en utilisant un diffractomètre de marque Bruker "D8 Advance", une source de rayonnement Cu K_α ($\lambda = 1.5406 \text{ \AA}$) et un Filtre de Ni avec acquisition continue dans la gamme 20-90°. Le spectre de réflectance diffuse a été tracé avec un spectrophotomètre UV-VIS (Specord 200 Plus). La caractérisation photoélectrochimique (PEC) a été réalisée dans une cellule à trois électrodes standard équipées d'un support qui positionne les électrodes. La pastille de l'électrode de travail (La_2NiO_4) est introduite dans un tube en verre, poli avec de l'alumine et lavé avec de l'eau. Les expériences électrochimiques ont été effectuées à température ambiante dans une cellule standard remplie contenant la solution de travail (HCrO_4^- , 10^{-4} M). Les potentiels ont été donnés par rapport à l'électrode de référence au calomel saturé (ECS). Le potentiel a été balayé à une vitesse de 5 mV s^{-1} et contrôlé par un potentiostat de marque Solartron 1287. Les tests photo-catalytiques ont été réalisés dans un réacteur en verre Pyrex à double paroi de 250 ml. Les mesures des absorbances ont été réalisées à l'aide d'un spectrophotomètre UV-visible (Shimadzu UV 1800) dans la gamme d'énergie photonique de longueur d'onde de 200 à 400 nm avec des cuves en quartz de 1 cm de trajet optique. Le taux de

dégradation a été calculé à partir de l'équation suivante:

$$(\%) = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \times 100$$

(1)

Où C_t est l'absorbance après le temps t et C_0 est la concentration initial de HCrO_4^- avant la réduction.

2. Résultats et Discussion

La Figure 1 montre le DXR de La_2NiO_4 synthétisé par la méthode sol-gel classique. Le diffractomètre montre que tous les pics avec des angles de 2θ correspondant aux plans réticulaire de la structure pérovskite de type K_2NiF_4 cristalline tetragonal ($a = 3.85 \text{ \AA}$, $c = 12.69 \text{ \AA}$) avec un groupe spatial de $I4/mmm$ en accord avec la carte JCPDS, ref. 72-1241, ZnO (Aldrich 99%) est calciné à 400°C.

L'équation de Munk-Kubelka [17] est utilisée pour la détermination du gap optique (E_g):

$$F(R_\infty) = (1 - R_\infty)^2 / 2 R_\infty \quad (2)$$

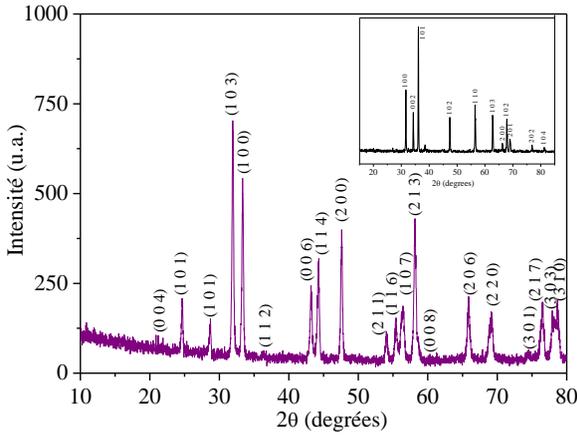


Figure 1. DRX de La₂NiO₄ synthétisé par voie sol gel (insert DRX de ZnO)

La réflectance diffuse $R_{\infty} = (I/I_0)_{diff}$ (Figure 2) est obtenue à partir du spectre d'absorption UV-visible converti. E_g a été déterminé par l'extrapolation de la partie linéaire de $(\alpha h\nu)^2$ à $h\nu = 0$ et la transition est directement permise (Insert, Figure 2)

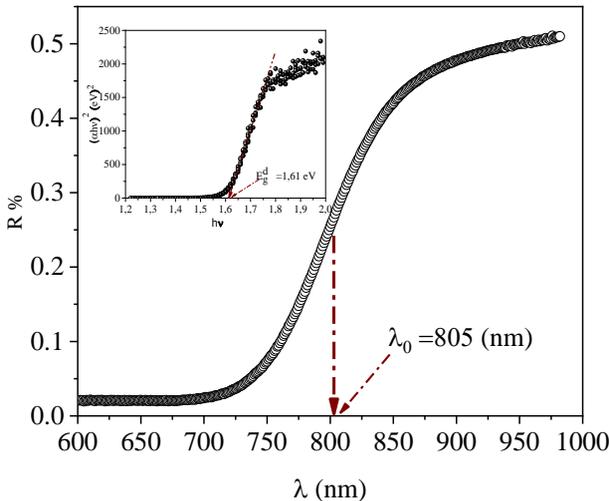


Figure 2. Le spectre de réflectance diffuse de La₂NiO₄. (Insert la transition optique).

La Figure 3 montre les mesures chrono-ampérométrique obtenues sous pleine lumière. Le photocourant cathodique (j_{ph}) est caractéristique du comportement de type p qui prend son origine à partir de l'insertion d'oxygène dans le réseau cristallin.

La capacité de la largeur d'épuisement domine la capacité globale et obéit à la relation de Mott-Schottky [18]:

$$C^{-2} = 2/\epsilon\epsilon_0 N_A \{V - V_{fb} - kT/e\} \quad (3)$$

($V - V_{fb}$) représente la courbure des bandes du semi-conducteur et le tracé $1 / C^2$ en fonction de potentiel appliqué conduira donc à une droite de pente positive pour un semi-conducteur de type n et négative pour un de type p.

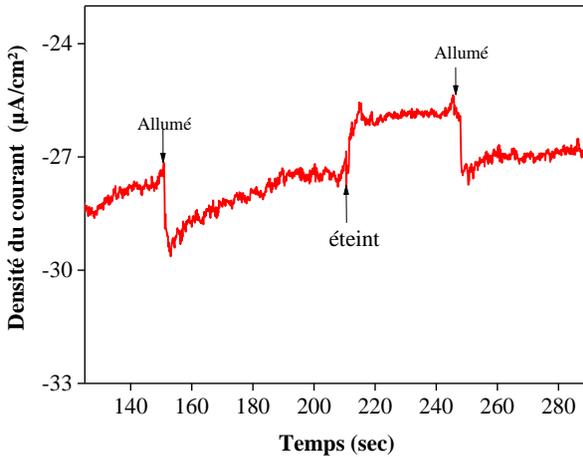


Figure 3. Temps de réponse du courant de court-circuit sous et sans lumière pour La_2NiO_4 .

La pente négatifs du tracé de l'inverse de la capacité (C^{-2}) en fonction du potentiel appliqué (Figure 4) confirme le comportement de type p du composé La_2NiO_4 .

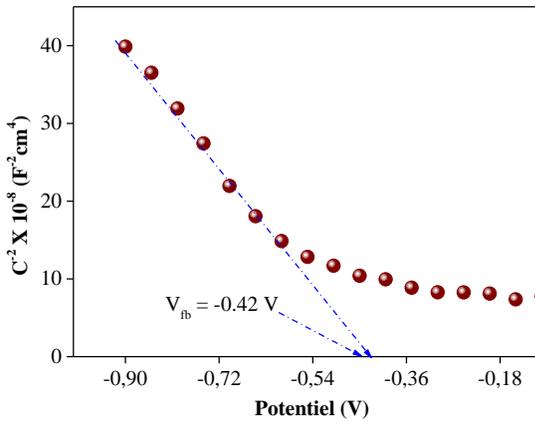
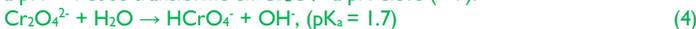


Figure 4. Courbe de Mott-Schottky de La_2NiO_4 à une fréquence de 10 kHz à (pH ~ 4).

3. Photocatalyse

L'expérience a été réalisée au mois de juin en plein air dans un réacteur en verre Pyrex double paroi de 250 ml placé à l'extérieur du bâtiment de notre laboratoire contenant l'échantillon (HCrO_4^- , 50 ml) et une quantité de 50 mg d'hétéro système $\text{La}_2\text{NiO}_4/\text{ZnO}$. Le rayonnement solaire incident a été mesuré avec un radiomètre (W/m^2) dans la gamme de longueur d'onde de 300 à 2500 nm. L'intensité moyenne de la lumière du soleil du demi-jour est estimée de 750 W/m^2 . La température quotidienne moyenne était de 29°C . La suspension du catalyseur est agitée pendant 60 min dans l'obscurité avant l'irradiation pour atteindre l'équilibre dans la solution d' HCrO_4^- à pH ~ 4. Pendant l'irradiation, le photoréacteur est mis sous agitation magnétique afin d'avoir une suspension homogène pour favoriser l'adsorption à la surface d'hétéro système d'une part, et l'absorption du maximum de la lumière solaire d'autre part. Le chrome hexavalent est un oxydant relativement fort sous des formes d'oxyanions (HCrO_4^- , $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ ou CrO_4^{2-}) en fonction du potentiel et du pH selon le diagramme de Pourbaix [19]. HCrO_4^- prédomine à pH ~ 4 et se transforme en $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ à pH élevé (> 7).



Un prélèvement de la solution réduite est réalisé pour tracer des spectres UV-Visible à divers intervalles de temps après centrifugation et filtration.

En positionnant adéquatement les bandes de conductivité des deux SC et le diagramme d'énergie (figure 5), on peut avoir un aperçu sur le processus d'injection. En effet, $\text{La}_2\text{NiO}_4\text{-CB}$ se situe au-dessous du ZnO-CB lui-même plus cathodique que le potentiel (E_{red}) du niveau de $\text{HCrO}_4^-/\text{Cr}^{+3}$; de sorte que la réduction de HCrO_4^- est thermodynamiquement faisable et la performance améliorée est expliquée par la séparation de charges due au transfert d'électrons. En effet, les électrons générés à partir de $\text{La}_2\text{NiO}_4\text{-CB}$ irradié sont injectés dans ZnO-CB agissant comme pont d'électrons et ensuite transférés vers les molécules adsorbées de HCrO_4^- .

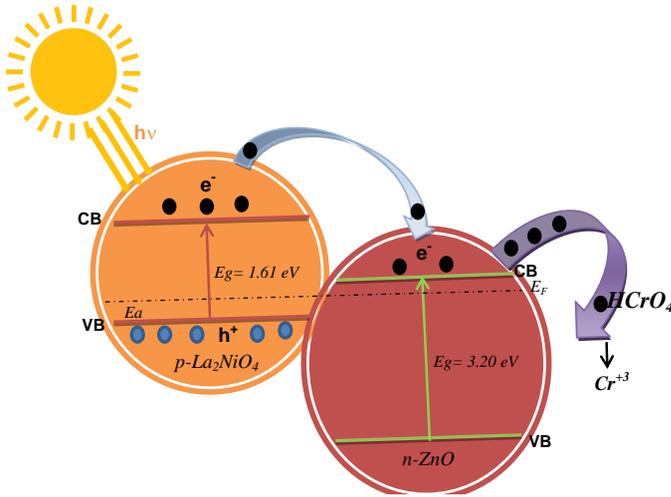


Figure 5. Ddiagramme de bande d'énergie de l'hétéro-système $\text{La}_2\text{NiO}_4 / \text{ZnO} / \text{HCrO}_4^-$ électrolyte.

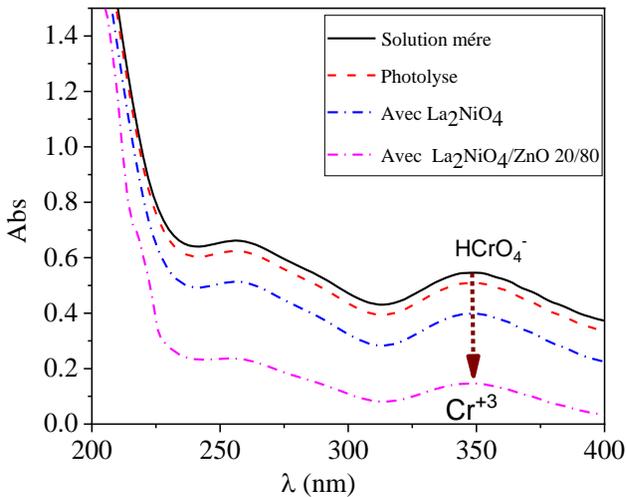


Figure6. Spectre Uv-Visible de réduction de chromate sous l'hétéro-système $\text{La}_2\text{NiO}_4 / \text{ZnO}$.

pour une valeur de Co de 30 mg / L , où une réduction de 75% se produit en moins de 120 mn (Figure 6). Un tel comportement peut s'expliquer par le nombre de sites photocatalytiques accessibles est inférieur à celui des ions HCrO_4^- , alors la réduction est soignée même si on augmente le temps d'irradiation.

Conclusion

La réduction photocatalytique du chrome hexavalent en utilisant une nouvelle hétérojonction $\text{La}_2\text{NiO}_4 / \text{ZnO}$ a été étudiée. La_2NiO_4 préparé par voie sol gel présente une structure spinelle. Le photocourant cathodique obtenu est caractéristique du comportement d'un semi-conducteur de type p confirmé par la pente négative du tracé de la courbe de Mott-scottky, Le spinelle La_2NiO_4 est un composé non corrosif avec un courant d'échange à l'OCP de l'ordre du micron. Sa faible bande de conduction avec un potentiel suffisamment grand permet de réduire le chromate et l'eau.

L'activité photocatalytique de l'hétérojonction p-n est largement meilleure que celle du ZnO ou du La_2NiO_4 seul dans les mêmes conditions, la réduction est significativement améliorée en présence de l'acide oxalique. En moins de 2 h et à pH ~ 4, une réduction de 75 % a été obtenue pour une concentration de 30 mg en (Cr (VI)) dans la solution de travail sous la lumière du soleil, le nombre de sites photocatalytiques accessibles est inférieur à celui des ions HCrO_4^- . La photoactivité est ralentie et la tendance à la saturation est due à la concurrence réductrice de l'eau.

Références

1. Ohtani, Bunsho, Yoshimasa Ogawa, and Sei-ichi Nishimoto. "Photocatalytic activity of amorphous– anatase mixture of titanium (IV) oxide particles suspended in aqueous solutions." *The Journal of Physical Chemistry B* 101.19 (1997): 3746-3752
2. Kansal, S. K., M. Singh, and D. Sud. "Studies on photodegradation of two commercial dyes in aqueous phase using different photocatalysts." *Journal of hazardous materials* 141.3 (2007): 581-590.
3. Lahmar, H., et al. "Photocatalytic reduction of Cr (VI) on the new hetero-system $\text{CuCr}_2\text{O}_4/\text{ZnO}$." *Journal of Molecular Catalysis A: Chemical* 353 (2012): 74-79.
4. Stanin, Frederick T. "The transport and fate of chromium (VI) in the environment." *Chromium (VI) handbook* (2005): 165-214.
5. Belay, Alebel Abebe. "Impacts of chromium from tannery effluent and evaluation of alternative treatment options." *Journal of Environmental Protection* 1.01 (2010): 53.
6. Srivastava, N. K., and C. B. Majumder. "Novel biofiltration methods for the treatment of heavy metals from industrial wastewater." *Journal of hazardous materials* 151.1 (2008): 1-8.
7. Lin, Wen-Yuan, Chang Wei, and Krishnan Rajeshwar. "Photocatalytic reduction and immobilization of hexavalent chromium at titanium dioxide in aqueous basic media." *Journal of the Electrochemical Society* 140.9 (1993): 2477-2482.
8. Lahmar, H., et al. "Reduction of chromium (VI) on the hetero-system $\text{CuBi}_2\text{O}_4/\text{TiO}_2$ under solar light." *Journal of Physics and Chemistry of Solids* 110 (2017): 254-259.
9. Lahmar, H., et al. "reduction on the novel heterosystem $\text{La}_2\text{CuO}_4/\text{SnO}_2$ under solar light." *Environmental Progress & Sustainable Energy* 34.3 (2015): 744-750.
10. Nasrallah, N., et al. "Photocatalytic reduction of Cr (VI) on the novel hetero-system $\text{CuFe}_2\text{O}_4/\text{CdS}$." *Journal of hazardous materials* 185.2-3 (2011): 1398-1404.
11. Chakrabarti, Sampa, and Binay K. Dutta. "Photocatalytic degradation of model textile dyes in wastewater using ZnO as semiconductor catalyst." *Journal of hazardous materials* 112.3 (2004): 269-278.
12. Zebbar, N., et al. "Physical and photo-electrochemical characterizations of ZnO thin films deposited by ultrasonic spray method: Application to HCrO_4^- photoreduction." *Applied Surface Science* 292 (2014): 837-842.
13. Irie, Hiroshi, et al. "Efficient visible light-sensitive photocatalysts: grafting Cu (II) ions onto TiO_2 and WO_3 photocatalysts." *Chemical Physics Letters* 457.1-3 (2008): 202-205.
14. Nakata, Kazuya, and Akira Fujishima. " TiO_2 photocatalysis: Design and applications." *Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews* 13.3 (2012): 169-189.
15. Luo, Jin, et al. "Constructing a direct Z-scheme $\text{La}_2\text{NiO}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$ hybrid photocatalyst with boosted visible light photocatalytic activity." *Separation and Purification Technology* 201 (2018): 327-335.
16. Zhou, N., et al. "Synthesis and transport properties of La_2NiO_4 ." *Physica B: Condensed Matter* 404.21 (2009): 4150-4154.
17. Nobbs, James H. "Kubelka—Munk theory and the prediction of reflectance." *Review of Progress in Coloration and Related Topics* 15.1 (1985): 66-75.

18. Cardon, F., and W. P. Gomes. "On the determination of the flat-band potential of a semiconductor in contact with a metal or an electrolyte from the Mott-Schottky plot." *Journal of Physics D: Applied Physics* 11.4 (1978): L63.
19. Pourbaix, Marcel. "Atlas of electrochemical equilibria in aqueous solution." *NACE* 307 (1974).

Analyse spatio-temporelle de la dynamique d'eutrophisation dans un lac peu profond (cas du lac

Oubéira nord est algérien) par l'utilisation de la télédétection

Abd Eldjalil ZAHAL¹, Mohamed Faouzi SAMAR², Mohamed Fethi HADJADJ³

¹ Département Biologie, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université Chadli BENDJEDID, El Tarf BP 73, El Tarf 36000 Algérie, djalil_zahal@yahoo.fr

²Laboratoire de recherche sur la biodiversité et la pollution des écosystèmes, Université Chadli BENDJEDID, El Tarf BP 73, El Tarf 36000 Algérie, moho23dz@yahoo.com

³ Laboratoire de recherche sur la Santé Animale Productions Végétales Environnement et Sécurité Alimentaire, Université Chadli BENDJEDID, El Tarf BP 73, El Tarf 36000 Algérie, mfhadjadj@gmail.com

Résumé :

L'état de santé autrement dit la situation écologique du lac Oubéira (nord est algérien) est préoccupante et que la première priorité des scientifiques est de préserver ce qui reste. Les techniques classiques d'études : les analyses physico chimiques ou microbiologiques, ainsi que les techniques de la bio surveillance et la bio indication, assez coûteuse, et présentent des problèmes multiples en matière de méthodologie d'échantillonnage, de temps, équipement, technicités, etc. La nouvelle technologie est toujours au service de l'environnement pour résoudre ou mettre limites à ce genre de contraintes. La télédétection offre la possibilité de surveiller l'un des indicateurs les plus utilisées dans l'estimation de la qualité des eaux de surface qui est la concentration de la chlorophylle-a. Le but de notre travail est d'analyser la dynamique spatio-temporelle de l'eutrophisation du lac Oubéira par l'estimation des concentrations de la chlorophylle-a par le biais des images satellites « sentinelle-2A ».

Mots-clés : eutrophisation, chlorophylle-a, télédétection, sentinelle-2A.

Spatio-temporal analysis of eutrophication dynamics in a shallow lake (the case of Lake Oubeira northeastern Algeria) by the use of remote sensing

Abstract :

The state of health in other words the ecological situation of Lake Oubeira (northeastern Algeria) is worrying and that the first priority of scientists is to preserve what remains. The classical techniques of studies: physicochemical or microbiological analyzes, as well as the techniques of bio-monitoring and bio-indication, quite expensive, and present multiple problems in terms of sampling methodology, time, equipment, technicalities ... The new technology is always at the service of the environment to solve or put limits to this kind of constraints. Remote sensing provides the opportunity to monitor one of the most used indicators in the estimation of surface water quality which is the concentration of chlorophyll-a. The aim of our work is to analyze the spatio-temporal dynamics of eutrophication of Lake Oubeira by estimating concentrations of chlorophyll-a through satellite images "sentinel-2A".

Key Words: eutrophication, chlorophyll-a, remote sensing, sentinel-2A.

Introduction

La convention internationale de Ramsar, sur les zones humides a conféré au lac Oubéira un statut de site d'importance internationale depuis 1983. Celui-ci est, en outre, une réserve de la biosphère dans le cadre du projet MAB (Man And Biosphère) de l'UNESCO depuis 1991 et érigé en réserve intégrale dans le zoning du parc national d'El Kala [Benyakoub *et al.*, 2011]¹. L'importance de la biodiversité de ce site ainsi que la valeur patrimoniale des espèces qui le fréquentent, justifient largement le statut de protection légale dont il bénéficie.

Cependant, comme beaucoup d'autres écosystèmes limniques, le lac est menacé par les effets synergiques des pressions environnementales multiples naturels (sécheresse, érosion, etc.) et anthropiques. (Urbanisation incontrôlée, déversement direct des eaux usées, extension de l'agriculture à sa périphérie, etc.). Aboutissant à une dégradation progressive de la qualité écologique du lac.

La stabilité du lac doit être surveillée et évaluée en permanence pour s'assurer du maintien de l'équilibre écologique. L'estimation de la concentration de la chlorophylle-*a* est un paramètre intégrant l'un des principaux indicateurs de la qualité des eaux. Notamment dans le cas d'eutrophisation.

La plupart des programmes de surveillance de la qualité des eaux sont basés sur des mesures in situ et des dosages au laboratoire. De l'échantillonnage à l'analyse le parcours est laborieux, coûteux et chronophage [Dörnhöfer *et al.*, 2016]². Les écologistes ont proposé à plusieurs reprises l'intégration de l'outil télédétection à la recherche et à la surveillance de la qualité de l'eau de surface [Williamson *et al.*, 2014]³.

Notre étude s'aligne au même contexte de recherche profitant des nouveaux acquis dans le domaine de la télédétection que nous offre le satellite Sentinel-2A. Notre objectif est d'approprier cette technologie et la rendre domestique pour le domaine de la surveillance des eaux de surface.

Pour atteindre cet objectif nous avons adopté une démarche que nous avons adoptée pour arriver à la résolution de la problématique qui tourne autour de l'utilisation des bandes spectrales pour le suivi du phénomène d'eutrophisation mesuré par le niveau de la chlorophylle-*a*.

1. L'estimation de la chlorophylle-*a* en utilisant la télédétection

Toutes les plantes vertes contiennent de la chlorophylle-*a*. entre autre le phytoplancton. Leur croissance dépend de la disponibilité en nutriments et de la présence de toxiques, de la température et de la lumière. Dans certaines conditions, avec des apports élevés de nutriments, la croissance excessive de ce phytoplancton conduit à une situation d'eutrophisation. Le dosage de cette chlorophylle-*a* peut donc être utilisé comme indicateur de la biomasse algale. On sait en effet que la chlorophylle-*a* représente en moyenne 1 à 2 % du poids sec des algues phytoplanctoniques. Les autres pigments du phytoplancton proviennent pour partie des chlorophylles *b* et *c*. La quantité de phytoplancton présente dans l'eau peut être estimée par la mesure des pigments chlorophylliens présents. La spectrométrie d'absorption moléculaire ou la spectrométrie de fluorescence constitue les principales techniques de détection et de quantification de ces composés, la séparation des composés pouvant être réalisée par chromatographie liquide haute performance [Rodier, 2016]⁴.

L'eau paraît donc plus verte quand elle contient des algues. L'état de la surface de l'eau (rugueuse, lisse, vagues, débris flottants, etc.) peut aussi susciter des problèmes dans l'interprétation à cause de la réflexion spéculaire et des autres influences sur la couleur et la brillance.

Les évaluations spatiales permettent de mieux caractériser les propriétés moyennes d'un lac entier que les mesures ponctuelles in situ [Matthews *et al.*, 2010]⁵. Les techniques classiques d'études : les analyses physico chimiques ou microbiologiques, ainsi que les techniques de la bio surveillance et la bio-indication, assez coûteuses, et présentent des problèmes multiples en matière de méthodologie d'échantillonnage, de temps, équipement, technicités, etc.

L'eau absorbe davantage les grandes longueurs d'onde du rayonnement visible et du proche infrarouge. Ainsi, l'eau paraît généralement bleue ou bleu-vert car elle réfléchit davantage les petites longueurs d'onde, elle paraît encore plus foncée si elle est observée sous les longueurs d'onde du rouge ou du proche infrarouge. La chlorophylle dans les algues absorbe plus de bleu et réfléchit plus de vert [CCT, 2008]⁶.

1.1. Présentation de la région d'étude :

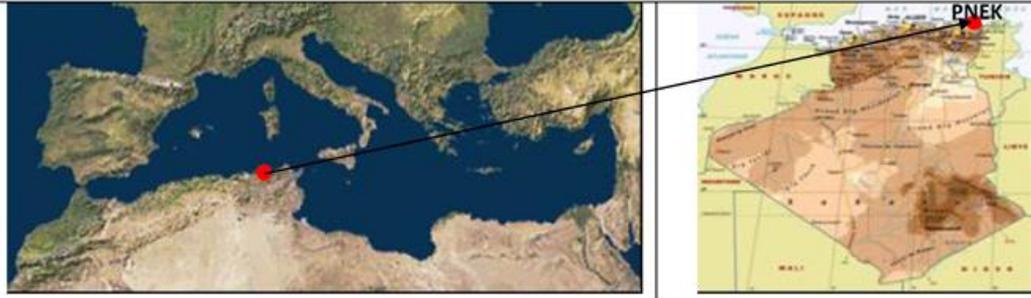


Figure 1. Localisation du Parc National d'El Kala

Le Parc National d'El Kala, est l'un des plus grands parcs nationaux d'Algérie. Il a été créé par décret le 23 juillet 1983. D'une superficie de 76438 hectares environ, il est situé à l'extrême Nord - Est du Pays (figure 1). Il est naturellement limité au nord par le littoral Méditerranéen, à l'ouest par la plaine alluviale d'Annaba, à l'est par la frontière algéro-tunisienne et au sud par les contreforts des monts de la Medjerda. Il est caractérisé par l'existence de cinq grands types d'habitats de haute valeur écologique. L'habitat forestier, les zones humides, l'habitat rupicole, l'habitat dunaire et l'habitat littoral. Caractérisé par une importante mosaïque d'écosystèmes, le P.N.E.K abrite une richesse faunistique et floristique diversifiée.

1.2. Lac Oubéira :

Le lac Oubéira est un plan d'eau douce, d'une superficie de 2200 ha qui fait partie du complexe de zones humides ; le plus important du Maghreb, que le P.N.E.K abrite [Miri, 1996]⁷. Ce lac se situe à l'extrême Nord-est d'Algérie (36°50'Nord et 8°23'Est), à une altitude de 25 m (par rapport au niveau de la mer) c'est le plus profond lac d'eau douce du P.N.E.K. sa profondeur ne dépasse pas 2 m [Brahmia., 2002]⁸.

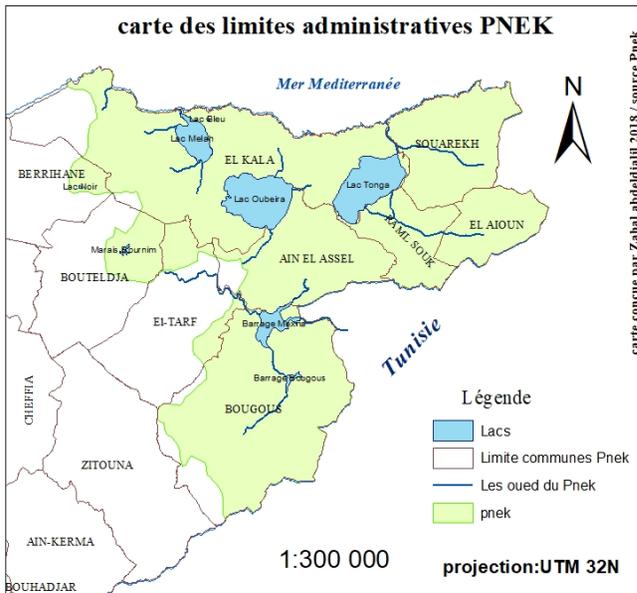


Figure II. Limite administratif du PNEK et localisation du lac Oubéira

Le lac présente un taux de salinité faible et des fluctuations régulières du niveau d'eau. Les suspensions charriées par l'oued Kebir et l'action des vents qui se conjugue à la faible profondeur du lac, rendent les eaux turbides la majorité de l'année et particulièrement en hiver. Les informations encore assez fragmentaires sur la qualité des eaux des lacs [Miri., 1996]⁷ donnent un pH neutre légèrement alcalin et une salinité de 0,1 à 0,3 g/l.

Le lac est également classé parmi la catégorie eutrophe. Il présente une biomasse phytoplanctonique qui peut atteindre les 34.48 ug/l. Cette eutrophisation située à son premier stade démontre une production biologique élevée avec une abondance importante de micro algues et en particulier des Cyanophycées [Brahmia., 2002]⁸.

Le lac a été utilisé comme exploitation piscicole de type extensif par des exploitants privés. En outre il est reconnu par son intérêt économique, social et culturel des riverains de par la pêche et l'exploitation de l'eau pour l'agriculture périphérique principalement la culture d'arachides.

2. Matériels et méthodes

Les mesures de la chlorophylle-a ainsi que les paramètres physico-chimiques du lac el Oubéira relatives à une étude, réalisée en 2015, est utilisée pour sélectionner le meilleur modèle mathématique. Les prélèvements des échantillons d'eau sont réalisés suivant un protocole comportant un semis de point distant presque de 500 mètres. Chaque échantillon comporte un volume de 1 litre d'eau pour la mesure de la concentration de la chlorophylle-a. Le prélèvement d'eau est accompagné par des mesures physico-chimiques in situ en utilisant un multi paramètre HORIBA U50. Le dosage de la chlorophylle-a est réalisé par la méthode LORENZEN par spectrométrie d'absorption moléculaire [Rodier, 2009]⁴.

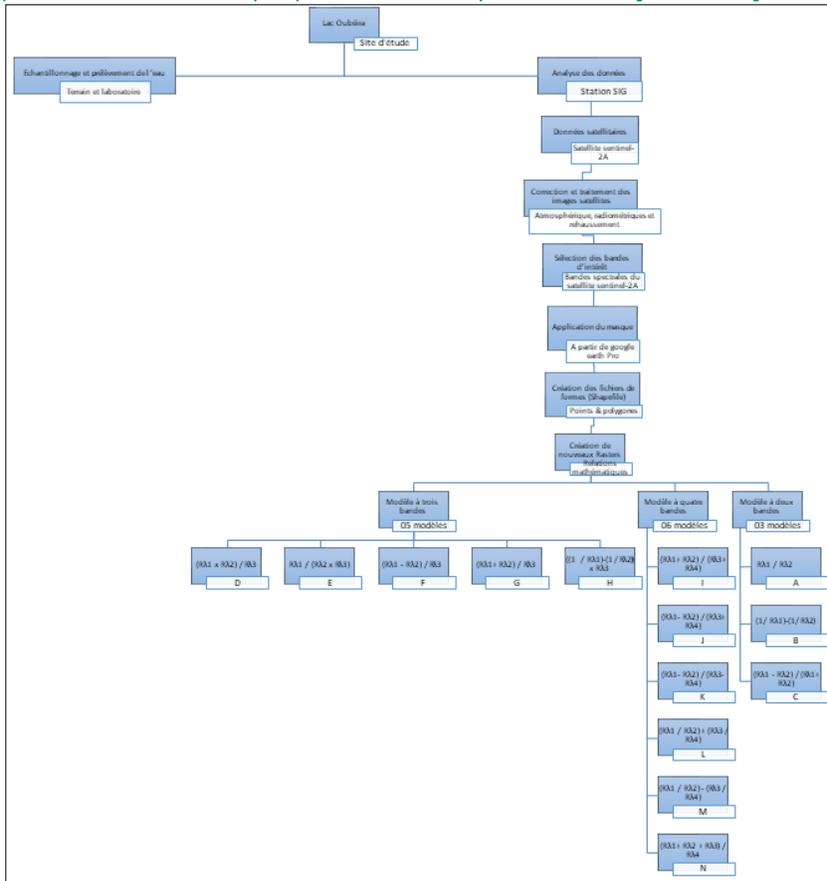


Figure III. Méthodologie de travail

3. Résultats et discussions

On rejette les modèles : A, B, C, E, F, G, I, J, K, L, M et N qui présentent des distributions spatiales dépourvues de variabilité de graduation des concentrations de [CHL-a] ce qui ne correspond pas à la réalité.

Dans un premier temps on accepte sous réserves les deux modèles D et H car ils présentent une variabilité importante des graduations des valeurs de réflectance, qui reflète une sensibilité du modèle dans la distribution des concentrations de la chlorophylle-a ; C qui reflète la réalité.

Seul le modèle D est exploité par la présente étude (le modèle H aussi est à explorer et investir dans l'avenir).

Tableau I. Modèles à deux, trois et à quatre bandes

Modèle	Relation mathématique	Graduation	Plages des variations	Modèle retenu	
02 bandes	A	$R\lambda 1 / R\lambda 2$	Binaire	0 / 1	Non
	B	$(1 / R\lambda 1) - (1 / R\lambda 2)$	Nulle	0	Non
	C	$(R\lambda 1 - R\lambda 2) / (R\lambda 1 + R\lambda 2)$	Binaire	-1 / 0	Non
03 bandes	D	$(R\lambda 1 \times R\lambda 2) / R\lambda 3$	Variable	969-1983	Oui
	E	$R\lambda 1 / (R\lambda 2 \times R\lambda 3)$	Nulle	0	Non
	F	$(R\lambda 1 - R\lambda 2) / R\lambda 3$	Binaire	-1 / 0	Non
	G	$(R\lambda 1 + R\lambda 2) / R\lambda 3$	Binaire	1 / 2	Non
	H	$((1 / R\lambda 1) - (1 / R\lambda 2)) \times R\lambda 3$	Variable	-2446424/1104532	Probable
04 bandes	I	$(R\lambda 1 + R\lambda 2) / (R\lambda 3 + R\lambda 4)$	Binaire	0 / 1	Non
	J	$(R\lambda 1 - R\lambda 2) / (R\lambda 3 + R\lambda 4)$	Binaire	-1 / 0	Non
	K	$(R\lambda 1 - R\lambda 2) / (R\lambda 3 - R\lambda 4)$	Variable	-26 / 20	Non
	L	$(R\lambda 1 / R\lambda 2) + (R\lambda 3 / R\lambda 4)$	Tertiaire	0 / 1 / 2	Non
	M	$(R\lambda 1 / R\lambda 2) - (R\lambda 3 / R\lambda 4)$	Tertiaire	-1 / 0 / 1	Non
	N	$(R\lambda 1 + R\lambda 2 + R\lambda 3) / R\lambda 4$	Binaire	2 / 3	Non

3.1. Discussion générale

D'après la littérature, l'estimation de la chlorophylle-a des eaux continentales par télédétection utilise les longueurs d'ondes 490, 561, 706, et 781 (bleu, vert, rouge et proche infrarouge) [Delegido, 2014]⁹. Notre modèle démontre que la CHL-a peut-être estimée en utilisant les valeurs de réflectance dans les longueurs d'ondes 490 et 561 fournies respectivement par les bandes B2 (bleue) et B5 (vert) du satellite Sentinel-2A.

La concentration de Chlorophylle-a (CHL-a) est un descripteur de l'abondance de phytoplancton et c'est aussi un moyen d'évaluation de la qualité écologique d'un écosystème. Si le niveau trophique de l'eau est trop élevé, le phytoplancton se propage plus rapidement et la concentration de Chlorophylle devient plus élevée. En conséquence, une concentration élevée de Chlorophylle peut entraîner des problèmes : quand les eaux sont trop nutritives, le phytoplancton se propage très rapidement, tout en épuisant de grandes quantités d'oxygène dans l'eau. Ceci provoque un état d'anoxie qui précipite la mort de la plupart des hydrobiontes.

Le lac Oubéira, avec une concentration moyenne de 98 µg/l de Chlorophylle-a, est considéré comme hyper-eutrophe d'après la classification de l'OCDE 1982. La distribution spatiale des valeurs de la CHL-a est principalement localisée dans les zones Nord et Ouest ainsi que le Sud-Est. Cette concentration coïncide avec une faible valeur d'Oxygène et des températures plus élevées. Ces conditions sont le reflet d'une forte activité phytoplanctonique. Le suivi de l'eutrophisation est une préoccupation grandissante pour les multiples risques liés à la propagation des fleurs d'eau. En effet, les cyanobactéries constituent une menace pour la santé humaine dans les réservoirs, barrages et retenus d'irrigation.

L'effort investi, dans ce domaine, est gratifiant car il nous a permis d'atteindre un certain niveau de maîtrise de cette technologie marquée par des résultats que nous jugeons satisfaisants au vu des ceux mentionnés par certains auteurs. La calibration du modèle à partir de 24 valeurs (dose de CHL-a) nous garantit une compatibilité de 50 %. Ce niveau de dépendance est considérable comparativement à ce qui est présenté par certains auteurs.

Les modèles spatiaux de dispersion établis pour la variable réflectance et pour la variable CHL-a sont similaires et font état d'une structure présentant une expression en gradient suivant une anisotropie Est Ouest.

Conclusion

En utilisant une approche empirique et à partir des données satellitaires et in situ, 14 indices ont été testés dans notre étude qui vise essentiellement à déterminer s'il est possible d'estimer la chlorophylle-a phytoplanctonique au niveau du lac Oubéira (lac peu profond) à l'aide des valeurs des bandes spectrales des images Sentinel-2 A.

Les résultats obtenus démontrent que c'est possible. Le modèle sélectionné (D) présente une graduation des valeurs significatives, et une bonne corrélation linéaire avec la [CHL-a] des données in situ avec une valeur de ($R^2=0.60$).

Cette étude présente un modèle nommé dans la littérature modèle paramétrique local valable pour le cas du lac Oubéira en période estivale et notamment au mois de juillet. Ainsi, elle présente un nouvel outil qui s'intègre facilement aux études s'intéressant à l'état écologique futur et passé du lac Oubéira.

Références

20. S. Benyakoub, R. Baba-hmed, H.Kara, Z. Brahmia, Plan Directeur de Gestion des Sites Ramsar du Pnek ,TAD, livre, Parc National d'El Kala-Algérie,2011.

21. K. Dörnhöfer, N. Oppelt, Remote sensing for lake research and monitoring – Recent advances, *Ecological Indicators* 64 105–122, 2016.
22. C. E. Williamson, R. G. Zepp, R. M. Lucas, S. Madronich, A. T. Austin, C. L. Ballare, M. Norval, B. Sulzberger, A. F. Bais, R. McKenzie, S. A. Robinson, D. Hader, N. D. Paul, & J. F. Bornman, Solar ultraviolet radiation in a changing climate. *Nature Climate Change*, 4, 434-441, 2014.
23. J. Rodier, *L'analyse de l'eau*, 9ème édition Dunod. Paris, France, 2009.
24. MW Matthews, S Bernard, L Robertson, An algorithm for detecting trophic status (chlorophyll-a), cyanobacterial-dominance, surface scums and floating vegetation in inland and coastal waters, *Remote Sensing of Environment* 124, 637-652, 2012.
25. Centre Canadien de Télédétection, *Notions fondamentales de télédétection*, Québec, Canada, 2008.
26. Y. Miri, Contribution à la connaissance des ceintures de végétation du lac Oubeira (Parc National d'El-Kala) : Approche phyto-écologique et analyse de l'organisation spatiale. Mémoire Magistère. INA. El-Harrach. Alger, 1996.
27. Z. Brahmia, Rôle fonctionnel du lac Oubeira et du lac Mellah (parc national d'El-Kala) pour les oiseaux marins. Mémoire magistère, Université Annaba, 2002.
28. Delegido, Tenjo, Ruiz-Verdu, Pena, Moreno, Modelo empirico para la determinacion de clorofila-a en aguas continentales a partir de los futuros Sentinel-2 y 3. Validacion HICO, laboratorio de procesamiento de Imagenes, Universidad de Valencia 2014.

Analyse des membranes liquides émulsionnées par la technique de réseaux de neurones : Application a l'extraction du phénol dans les eaux de rejets

¹Nabil Messikh, ² Nabil Bougdah, ³ Salim Bousba

¹ *Faculté de Technologie, Département de Pétrochimie et génie des procédés, Université 20 Août 1955 Skikda, Algérie. Tél +213559089568, E-mail : nabchem@yahoo.fr*

² *Faculté de Technologie, Département de Pétrochimie et génie des procédés, Université 20 Août 1955 Skikda, Algérie. Tél +213670396682, E-mail : bougdah_nabil@yahoo.fr*

³ Faculté de Génie des procédés, Département de génie des procédés, Université Bounider constantine3 Tél +213665699383, E-mail : bousba_salim@yahoo.fr

Résumé

Le processus d'extraction du phénol des eaux de rejets par membranes liquides émulsionnées (MLE) est compliqué par la présence de plusieurs paramètres qui agissent simultanément pour la détermination du rendement d'extraction. En pratique, il est difficile d'établir un modèle de connaissance pour la prédiction de ses propriétés. Dans ce travail, nous utilisons la technique de réseaux de neurone pour développer un modèle capable d'estimer le rendement d'extraction en fonction du temps et d'autres paramètres du processus. Le modèle présente des performances consistantes avec les données expérimentales et les connaissances établies sur le processus, et peut donc être utilisé pour optimiser les paramètres du procédé d'extraction par MLE.

Mots-clés : Membrane liquide, Réseaux de neurones, Phénol.

Neural network analysis of emulsion liquid membrane : Application to waste water phenol extraction

Abstract

The emulsion liquid extraction (ELM) of phenol from waste water is complicated by the presence of many variables acting simultaneously in an unknown non linear fashion to determine the final extraction efficiency. In practice, it is quite difficult therefore to develop a model for predicting various properties of such process. In this present work, a neural network technique which can recognize relationships was employed to develop a quantitative method for estimating the extraction efficiency as a function of time and other parameters. The model shows to be consistent with experimental data and process knowledge, and can be used to optimize the parameters of ELM.

Key words : Liquid membrane, Neural network, Phenol

I. INTRODUCTION

L'extraction des polluants organiques et minéraux par membrane liquide émulsionnée (MLE), dont le principe est celui de l'extraction par solvant a été intensivement étudiée et utilisée ces dernières années. Ce procédé repose sur des unités élémentaires à trois phases (Eau/Huile/ Eau) : la phase de dés-extraction ou réceptrice est émulsionnée dans la phase organique (membrane), et le mélange résultant est ensuite dispersé dans la phase aqueuse à traiter (phase externe). L'élément à extraire se déplace de la phase extérieure vers la membrane, puis de la membrane vers la phase intérieure. Pour mener à bien ce transfert, la membrane est habituellement munie d'un extractant ou transporteur, d'un tensioactif et d'un diluant appropriés [1-3].

L'extraction par MLE présente de nombreux avantages parmi lesquels nous citons la possibilité de réaliser l'extraction et la dés-extraction en une seule étape, l'absence de saturation de l'extractant et la présence d'une grande surface spécifique conduisant à de grandes vitesses de transfert [4 ,5]. Cette technique présente néanmoins quelques inconvénients comme la difficulté d'interposer une phase de lavage entre l'extraction et la dés-extraction, mais le problème majeur est celui de l'instabilité de la membrane due aux effets de gonflement et de rupture qui conduisent à mélanger partiellement les deux phases aqueuses [5-7]. Les modèles théoriques classiques qui se fondent dans leurs principes sur les connaissances physico-chimiques récentes sur le mécanisme d'extraction sont capables de prévoir l'existence de cette instabilité mais ne permettent pas encore de prédire aisément l'évolution du rendement d'extraction en fonction du temps et d'autres paramètres du processus en raison de la nature non linéaire et interactive du phénomène.

Dans ce travail nous présentons l'approche adoptée pour analyser et concevoir des membranes liquides émulsionnées capables d'extraire le phénol des eaux de rejets avec un rendement élevé. Cette approche repose sur l'utilisation des modèles des réseaux de neurones qui sont susceptibles de représenter le comportement de la membrane en fonction des paramètres du procédé de façon plus précise que celle des modèles classiques de régression. Les résultats obtenus permettent de déduire la réponse

temporelle de la membrane liquide émulsionnée optimale et de connaître le rôle de chaque paramètre du système étudié.

2. DEVELOPPEMENT THEORIQUE

2.1. Evolution temporelle du rendement

En simplifiant, il est possible de décrire l'évolution du rendement d'extraction du phénol au cours du temps par MLE par une allure typique similaire à celle de la figure 1 : le système d'extraction reste dans un état de sommeil où le rendement est pratiquement nul. Ensuite, il passe dans un état d'action où l'opération d'extraction devient active et le rendement augmente progressivement. Cette augmentation s'arrête lorsque le système d'extraction atteint un état de stabilisation, où l'opération d'extraction est pratiquement inopérante. Enfin, le système visite l'état de contre action où le rendement diminue sensiblement et la membrane risque d'être endommagée.

Dans toute la suite de ce travail, nous appelons temps de réponse du système d'extraction le temps d'agitation nécessaire pour atteindre un rendement de 70%. Nous désignons aussi durée de stabilisation

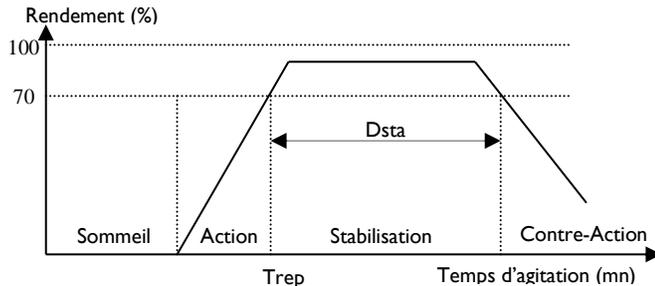


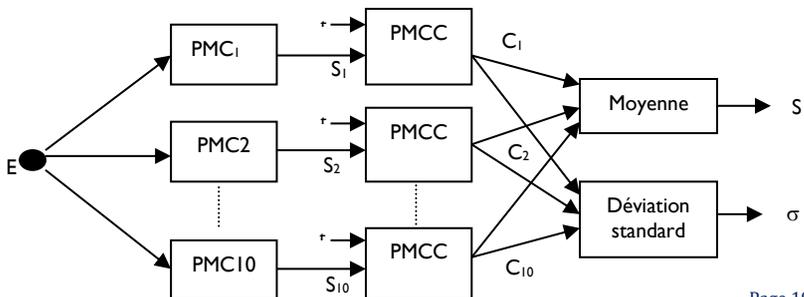
Fig. 1. Allure typique de la courbe du rendement d'extraction.

ou de maintient la durée de l'état de stabilisation qui s'accompagne d'un rendement supérieur à 70%.

2.2. Modèle proposé

Quand nous combinons les sorties de plusieurs modèles d'une grandeur donnée de façon linéaire, l'erreur de modélisation diminue le plus souvent, même si cette combinaison est une simple opération de moyennage rudimentaire. Les performances d'une telle combinaison sont vérifiées aussi bien sur le plan théorique que sur le plan pratique [8].

Le modèle de la combinaison linéaire avec contraintes (CLAC) proposé figure 2 essaye de mettre en œuvre ce principe sur un ensemble de modèles de perception multicouches (PMC), l'un des types de réseaux de neurones les plus utilisés dans les tâches de modélisation, de classification et de contrôle [7].



Les vecteurs E et S sont respectivement l'entrée et la sortie du modèle. Les modèles $PMCK_k$ réalisent les premières approximations S_k du rendement. Le modèle PMCC un réseau de neurone lui aussi de type PMC. Celui-ci est ensuite utilisé pour affiner ces approximations en imposant la contrainte de nullité du rendement. La moyenne des valeurs S_k représente l'estimation finale du rendement et la déviation standard de ces valeurs est utilisée comme indicateur de la qualité de cette estimation.

2.3. Technique des réseaux de neurones :

McCulloch et Pitts sont les premiers à introduire l'idée des neurones artificiels pour le traitement de données; les développements antérieurs à ce travail ont permis de mettre en évidence l'importance d'organiser ces neurones dans des couches successives donnant lieu à une nouvelle génération de modèles, appelés réseaux de neurones [6-10], plus performants que les modèles classiques de la régression multiple.

L'architecture d'un réseau de neurones de type PMC comportant trois couches successives : la couche d'entrée de n neurones se contente uniquement de copier les valeurs des variables d'entrée; la couche cachée de N neurones est caractérisée par sa fonction d'activation $f_1(\cdot)$, par son vecteur biais (b_i) et par sa matrice de pondération (h_{ij}); quant à la couche de sortie possédant un seul neurone, elle est définie aussi par sa fonction d'activation $f_2(\cdot)$, par son biais b_o et par son vecteur de pondération (w_i). La relation d'entrée sortie s'exprime alors sous la forme suivante :[7]

$$y = f_2\left(\sum_{j=1}^N w_j f_1\left(\sum_{i=1}^n h_{ij} X_i + b_j\right) + b_o\right) \quad (1)$$

Sur le plan théorique, le modèle PMC avec une seule couche cachée est capable d'approximer n'importe quelle fonction (linéaire ou non linéaire) possédant un nombre fini de discontinuités pourvu que les paramètres du modèle soient convenablement choisis. Sur le plan pratique, on commence d'abord par choisir l'architecture du modèle PMC (nombre de neurones dans la couche cachée et les fonctions d'activation utilisées), puis on cherche par un algorithme d'apprentissage itératif approprié à ajuster les paramètres du modèle de façon à ce que ce dernier ait, pour chaque excitation donnée, la sortie désirée [9,10]. Cette procédure qui consiste à spécifier le jeu de paramètres du modèle PMC est appelée opération d'apprentissage. Elle doit être effectuée avec le plus grand soin si on veut obtenir un modèle performant. En particulier, pour affiner le modèle du rendement et lui éviter un comportement de généralisation médiocre, il est important d'une part, de choisir un nombre minimale de neurones dans la couche cachée, et d'autre part, de choisir convenablement l'algorithme itératif d'apprentissage.

3. EXPERIMENTATION

La phase interne NaOH (Merck) 0,8M est émulsionnée dans une phase organique constituée de l'extractant Tributyl de phosphore (TBP) (Aldrich), d'un tensioactif Span80 (Aldrich) et le kérosène (Flucka) comme diluant avec une vitesse de 2000tr/min. Cette émulsion est ensuite dispersée avec une vitesse modérée dans une phase aqueuse externe contaminée par le phénol (Merck). Après un temps d'agitation t_{ag} , le mélange est laissé au repos dans une ampoule à décanter. La phase externe est dosée par spectrophotomètre (HP8453) à 270nm.

Dans cette expérimentation, le rapport V_{org}/V_{ex} du volume de la phase organique sur le volume de la phase externe a été fixé à la valeur (0,25). Les paramètres variés sont résumés dans le vecteur suivant :

$$E = \left[\frac{V_{org}}{V_{in}}, m_t, t_{em}, t_{ag} \right] \quad (2)$$

où

- V_{org}/V_{in} est le rapport du volume de la phase organique sur le volume de la phase interne,
- m_t est la masse du tensioactif;
- t_{em} est le temps d'émulsification;
- t_{ag} est le temps d'agitation.

4. APPRENTISSAGE

4.1. Synthèse des modèles PMCK

Pour pouvoir effectivement apprendre les paramètres du modèle PMCK, il faut disposer, d'abord, d'une base de données (BD) qui comporte les valeurs du vecteur d'entrée E du système et la réponse

(rendement) du système à ces valeurs. Le tableau suivant résume l'étendue considérée des différentes variables :

Tableau I. Etendues des variables d'entrée.

Variabiles	Borne minimale	Borne maximale
V_{org}/V_{in}	0.5	3
m_t (g)	0.165	0.640
$t_{ém}$ (mn)	3	15
t_{ag} (mn)	0	10
R (%)	0	100

Les variables d'entrée (resp. de sortie) ont été ensuite normalisées entre -1 et 1 (resp. 0 et 1) pour mener à bien l'opération d'apprentissage. Nous avons choisis deux neurones dans la couche cachée et les fonctions d'activation suivantes [10]:

$$f_1(x) = \frac{2}{1+e^{-2x}} - 1 \tag{3}$$

$$f_2(x) = \frac{1}{1+e^{-x}} \tag{4}$$

La fonction $f_2(x)$ assure au modèle une sortie positive compatible avec le caractère positif du rendement normalisé. L'algorithme d'apprentissage de David MacKay [10] a été utilisé pour ses performances de généralisation pour la détermination d'un comité de 10 modèles PMC.

Après l'opération d'apprentissage, le coefficient de corrélation moyen obtenu entre la réponse réelle du système R et les dix sorties, S_k , du comité de modèles est d'environ 0,98. Quant à la déviation standard moyenne de l'erreur d'approximation, elle est d'environ 2.21% révèle l'efficacité des modèles PMC dans l'approximation du rendement de la BD. Ces résultats doivent, cependant, être considérés avec prudence notamment à l'origine $R=0$ où la contrainte de nullité n'est pas foncièrement respectée.

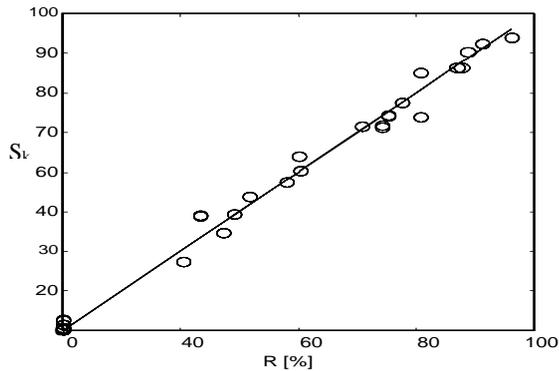


Fig 3 . Comparaison des rendements estimés S_k et du rendement R mesuré.

Le rôle du modèle PMCC, dont l'architecture est identique à celle des modèles PMC précédents, est d'imposer la contrainte de nullité à l'origine des temps sans dégrader sensiblement les performances d'estimation des modèles PMCC pour les autres instants. L'incorporation directe de la contrainte de nullité dans le modèle PMCC étant difficile, nous avons donc choisi de l'introduire indirectement à partir de la sa base d'apprentissage, dite base de données avec contraintes (BDC). Une partie de cette dernière comporte comme entrées les réponses des 10 modèles PMCC aux vecteurs de la base BD originale associées à leurs temps d'extraction, et comme sorties les valeurs réels du rendement. L'autre englobe comme entrées l'instant $t = 0$ associé à 100 valeurs du rendement uniformément réparties dans l'intervalle des valeurs du rendement et comme sorties, une valeur nulle pour chacun des vecteurs d'entrée précédents. Par rapport aux modèles PMCC, la détermination des paramètres du modèle PMCC par le même algorithme d'apprentissage a produit un coefficient de

corrélation légèrement supérieur d'environ 0,99. Cette supériorité est en grande partie due au respect de la contrainte de nullité que nous pouvons remarquer dans les réponses de ce modèle (figure 5).

4. RESULTATS ET DISCUSSIONS

Dans toute la suite de ce travail, sauf indication contraire, nous utilisons comme référence le vecteur $E = [2, 0, 165, 5, t_{ag}]$ et nous cherchons à étudier en même temps l'influence du temps d'agitation et d'un autre paramètre de ce tableau sur le rendement d'extraction.

4.1. Réponse de la MLE optimale

Le modèle PMCC est caractérisé par une fonction croissante de ces variables d'entrée. Une analyse attentive des réponses du modèle PMCC (figure 5) permet d'identifier la courbe du rendement associée à $S=100\%$ comme étant la réponse de la membrane émulsionnée optimale. Cette dernière possède un rendement maximal de 82%, un temps de réponse de 3,25mn et une durée de stabilisation infinie.

4.3. Influence du rapport V_{org}/V_{in}

La figure 8 décrit l'influence du rapport du volume de la phase organique et du volume de la phase interne sur le rendement d'extraction. Nous constatons cette fois-ci que le rendement est sensible à ce rapport.

En effet, l'augmentation de ce dernier de 1 à 3 conduit à une légère augmentation du rendement maximal qui passe de 76% à 80% ; cette augmentation produit aussi une nette diminution du temps de réponse qui chute de 7,75mn à une valeur de 4,25mn.

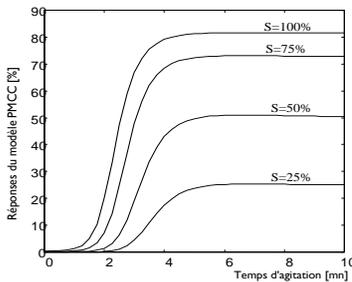


Fig.4- Allure des courbes du modèle PMCC.

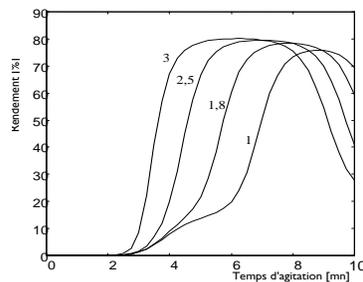


Fig.5- Influence du rapport V_{org}/V_{in} sur le rendement d'extraction.

4.4. Influence de temps d'émulsification

La figure 9 illustre l'influence du temps d'émulsification sur le rendement d'extraction. Il est à noter que l'augmentation de ce temps de 6 à 15mn induit principalement une nette diminution du temps de réponse qui passe de 5,75 à 3,75mn. Une analyse plus attentive de la figure précédente montre que ce temps agit comme un paramètre de décalage temporel de la courbe du rendement.

4.5 Influence de la masse du tensioactif

La figure 10 décrit l'influence de la masse du tensioactif sur le rendement d'extraction. L'augmentation de cette masse de 0,28g à 0,64g induit principalement une nette augmentation de la durée de maintien qui passe de 2,75mn à 5,25mn et une nette diminution du temps de réponse qui passe de 6,5mn à 3,5mn.

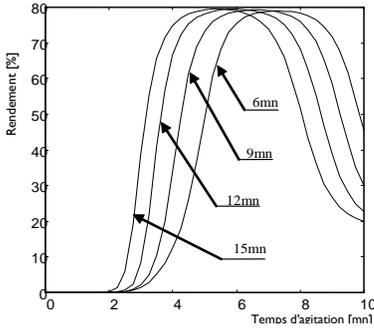


Fig.6- Influence du temps d'émulsification $t_{ém}$ sur le rendement d'extraction.

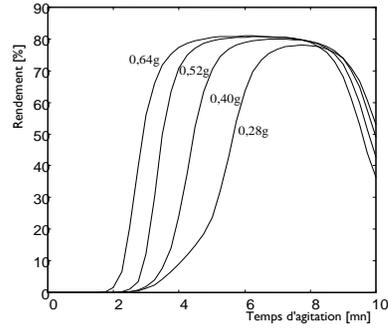


Fig.7- Influence de la masse du tensioactif m_t sur le rendement d'extraction.

CONCLUSION

Pour mieux étudier le comportement des membranes liquides émulsionnées, destinées pour l'extraction du phénol des eaux de rejets, nous avons proposé et synthétisé le modèle des réseaux de neurones de la combinaison linéaire avec contraintes. Ce modèle est spécialement conçu pour tenir compte des contraintes spécifiques liées au système d'extraction par MLE. Les résultats issus de ces modèles sont : Les caractéristiques de la membrane liquide émulsionnée optimale : un temps de réponse de 3,25mn, un rendement maximal de 82%.

L'augmentation du rapport V_{org}/V_{in} a pour conséquence de réduire le temps de réponse du système;

L'augmentation de la masse du tensioactif a les particularités d'augmenter la durée de l'état de stabilisation et de réduire le temps de réponse du système;

L'augmentation du temps d'émulsion conduit à une diminution du temps de réponse sans sensiblement influencer la forme de la courbe du rendement; il semble alors qu'il agit comme un paramètres de décalage;

Références

- [1] A.Daas, O.Hamdaoui, "Extraction of anionic dye from aqueous solutions by emulsion liquid membrane", Journal of Hazardous Materials, 178 (2010) 973–981.
- [2] H.R. Mortaheb, M.H.Amini, F.Sadeghian, B.Mokhtarani, H.daneshyay, Study on a new surfactant for removal of phenol from wastewater by emulsion liquid membrane. Journal Hazardous Materials 160 (2008) 582-588.
- [3] Y.S.Ng, N.S. Jayakuman, M.A. Hashim, Performance evaluation of organic emulsion liquid membrane on phenol removal. Journal Hazardous Materials 184 (2010) 225-260.
- [4] S.Chaouchi, O.Hamdaoui, Acetamonophen extraction by emulsion liquid membrane using Aliquat 336 as extractant. Separation and purification technology 129(2014)32-40.
- [5] A. Dâas, O. Hamdaoui, Removal of non-steroidal anti-inflammatory drugs ibuprofen and ketoprofen from water by emulsion liquid membrane, Environ. Sci. Pollut. Res. 21 (2014) 2154–2164.
- [6] N.Messikh, M.Chiha, F.Ahmedchekkat, A. AlBsoul, Application of radial basis function neural network for removal of copper using an emulsion liquid membrane process assisted by ultrasound. Desalination and water treatment.56(2014)399-408.
- [7] N.Messikh, , S. Bousba, N. Bougdah, (2017) The Use of a Multilayer Perceptron (MLP) for Modelling the Phenol Removal by Emulsion Liquid Membrane. Journal of Environmental Chemical Engineering, 5 (2017) 3483-3489.
- [8] D.E Rumelhart, G.E. Hinton, R.J. Williams, Learning internal representations by error propagation, D. Rumelhart and J. McClelland, editors. Parallel Data Processing, Vol.1, Chapter 8, the M.I.T. Press, Cambridge, 1986, pp318-362.
- [9] D.J.C MacKay, Bayesian interpolation, Neural Computation, vol. 4, 1992, pp415-447
- [10] C. Bishop, Neural Networks for Pattern Recognition, Clarendon Press, Oxford, (1995), 365-368.
- [10] D.J.C MacKay, Bayesian interpolation, Neural Computation, vol. 4, 1992, pp 415-447.

**Elimination de l'ammonium et du phosphore présents
dans les eaux usées domestique par un filtre planté de
*Typha latifolia***

Naoual. Guerrouf¹, Nora. Seghairi², Sarah. Badaache³
Laboratoire de Recherche en Génie civil, Hydraulique, Développement,
Durable et Environnement (LARGHYDE).
Université Mohamed Kheider -Biskra-Algérie

¹ Faculté des Sciences Exactes et Sciences de la Nature et de la Vie , +213699270609, ngerrouf88@yahoo.com

² Faculté des Sciences et de la Technologie, +213556537468, nora_ba2000@yahoo.fr

³ Faculté des Sciences Exactes et Sciences de la Nature et de la Vie , +213674149798, badache.sarah@gmail.com

Résumé

Dans les milieux aquatiques, l'azote ammoniacal et le phosphore sont les deux principaux facteurs limitant du développement des organismes photosynthétiques. Lorsqu'ils sont introduits en excès et en présence de conditions de température et de luminosité propices, ils favorisent la prolifération massive des organismes photosynthétiques. Ces développements anarchiques d'algues et de cyanobactéries voient leur fréquence et leur ampleur augmentées au cours des dernières décennies et ce dans de nombreuses régions du globe. Des efforts ont été investis afin d'épurer les eaux usées rejetées par les industries et les productions agricoles. Ces usines coûtent cependant très cher à construire et à opérer, puisqu'elles nécessitent l'intervention de spécialistes et consomment beaucoup d'énergie. Beaucoup d'intérêt a été porté ces dernières décennies à la phytoépuration des eaux usées. Les filtres plantés à macrophytes, largement utilisés pour le traitement des eaux usées, deviennent aujourd'hui une alternative intéressante vues les grands avantages qu'ils présentent. Cette étude consiste à contrôler le processus d'épuration des eaux usées durant leurs séjours dans des filtres plantés de *Typha latifolia* et de calculer le taux d'abattement d'ammonium et de phosphore présents dans l'eau à l'entrée et à la sortie du dispositif. Le pilote expérimental est constitué de bac planté de *Typha latifolia*, et un bac non planté utilisé comme un témoin. Le remplissage a été réalisé avec des eaux usées d'origine domestiques de la commune de Mziraa wilaya de Biskra. Le pourcentage d'élimination d'ammonium et de phosphore décroît au cours du temps de séjour. Les meilleurs rendements sont observés dans le bac planté de *Typha* par rapport au filtre nu, avec des taux d'élimination de 78,67%, 94,53%, 96,18%, 96,53% et 91,70%, 97,39%, 98,44%, 98,88% respectivement pour l'ammonium et phosphore avec un temps de séjour de deux, cinq, sept, dix jours. Alors que le filtre non planté a présenté des pourcentages d'élimination faibles pour les deux composés étudiés. L'épuration des eaux usées domestiques par des filtres plantés est assurée par la prolifération des bactéries soient qui se trouvent au niveaux des eaux usées ou bien aux niveaux des racines des plantes.

Mots clés : Phyto-épuration, *Typha latifolia*, Eaux usées, Ammonium, Phosphore

Abstract

In aquatic environments, ammonia nitrogen and phosphorus are the two main limiting factors for the development of photosynthetic organisms. When introduced in excess and in the presence of favorable temperature and light conditions, they promote the proliferation of photosynthetic organisms. These anarchic developments of algae and cyanobacteria have increased in frequency and magnitude in recent decades in many parts of the world. Efforts have been made to purify wastewater from industries and agricultural production. These factories, however, are very expensive to build and operate, since they require the intervention of specialists and consume a lot of energy. Much interest has been brought in recent decades to the phytopurification of wastewater. Filters planted with macrophytes, widely used for the treatment of wastewater, are now an interesting alternative considering the great advantages they present. This study consists of controlling the sewage treatment process during their stay in filters planted with *Typhalatifolia* and calculating the abatement rate of ammonium and phosphorus present in the water at the inlet and the outlet of the device. The experimental pilot consists of a tank planted with *Typhalatifolia*, and a non-planted tank used as a control. The filling was carried out with domestic wastewater from the municipality of Mziraaawilaya of Biskra. The percentage of ammonium and phosphorus removal decreases during the residence time. The best yields are observed in the *Typha* planted bin compared to the bare filter, with removal rates of 78.67%, 94.53%, 96.18%, 96.53% and 91.70%, 97.39%, 98.44%, 98.88% respectively for ammonium and phosphorus with a residence time of two, five, seven, ten days. While the non-planted filter showed low removal percentages for both compounds studied. The purification of domestic wastewater by planted filters is ensured by the proliferation of bacteria that are at the level of the wastewater or at the levels of the roots of the plants.

Key Words: Phyto-purification, *Typhalatifolia*, Wastewater, Ammonium, Phosphorus.

1. INTRODUCTION

Dans de nombreux pays arides et semi-arides, l'eau devient une ressource de plus en plus rare et les planificateurs sont obligés de considérer toutes les sources d'eau qui pourraient être utilisées économiquement et efficacement pour promouvoir le développement ultérieur (FAO., 1992)[1].

L'expansion des populations urbaines et l'augmentation de la couverture de l'approvisionnement en eau domestique et de l'assainissement donnent lieu à de plus grandes quantités d'eaux usées municipales (FAO., 1992)[1]. Les détergents et autres sources contribuent à l'apport de quantités significatives de

phosphore dans les eaux usées domestiques et il subsiste des quantités considérables d'ions phosphate dans l'effluent (Manahan, Stanley E., 2000)[2].

La principale conséquence de l'eutrophisation est une dégradation de la qualité de l'eau, et donc des pertes économiques et un risque supplémentaire pour la santé. (Rosa G et al., 2000)[3]

La purification des eaux usées par l'utilisation de plantes est une technique de traitement qui connaît depuis près de trente ans un large succès du monde. Cette technique de traitement est surtout connue pour être écologique et économique. (Zeghdi S et al., 2016) [4 et 5]

L'objectif de cette étude est d'évaluer l'efficacité des filtres plantés de *Typha latifolia* à épurer les eaux usées domestiques prévenant de rejet de la commune de Mziraa de la ville de Biskra. Et de tester le pouvoir épuratoire de macrophyte à éliminer les phosphates/ammonium présents dans ces eaux.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

Cette étude a été installée à la station de la phytoépuration de l'université de Biskra. La wilaya de Biskra est située dans le Sud-est Algérien, Le dispositif expérimental est constitué des deux bacs de forme ronde identique en plastique remplis par un substrat. L'un des bacs est planté de 10 jeunes plants de *Typha latifolia*. Et l'autre considéré comme témoin pour déterminer le rôle de la plante. Des robinets sont installés au fond des bassines pour l'évacuation de l'eau épurée.

Chaque bac est composé d'une succession des couches décroissante de gravier de plus gros en bas vers le diamètre le plus petit en haut, l'implantation des plantes a été effectué au niveau de la troisième couche.

L'alimentation des lits est faite avec des eaux usées prélevées dans le réseau d'assainissement collectif de rejet de la commune Mziraa de la ville de Biskra avec un temps de séjour de 2, 5, 7 et 10 jours.



Fig. 1 - Filtre nu Fig. 2–Filtre planté

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Elimination d'ammonium par le macrophyte *Typha latifolia*

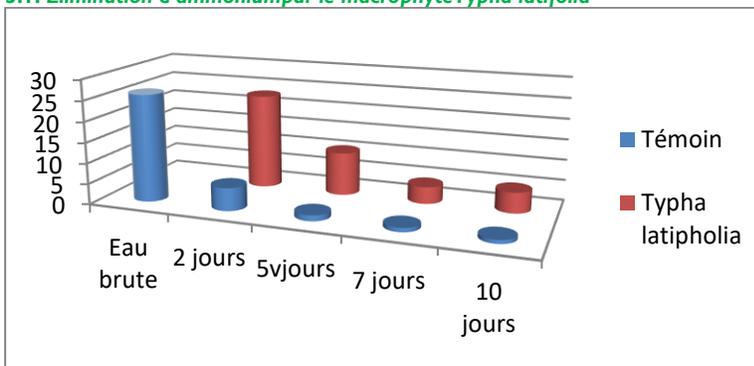


Fig. 3–Influence du temps de séjour sur l'élimination d'ammonium sur les filtres plantés et le témoin

La figure 03 montre une diminution de la valeur en ammonium qui passe de 25,97 mg/l dans les eaux usées brutes à des valeurs de 23,07 mg/l, 10,47 mg/l, 4,12 mg/l, 5 mg/l dans les eaux récupérées respectivement pour un temps de séjour de 2, 5, 7 et 10 jours.

Le rendement d'élimination de phosphates par un filtre planté de Phragmite est : 78,67%, 94,53%, 96,18%, 96,53% respectivement pour un temps de séjour deux, cinq, sept et dix jours.

3.1. Elimination du phosphate par le macrophyte *Typha latifolia*

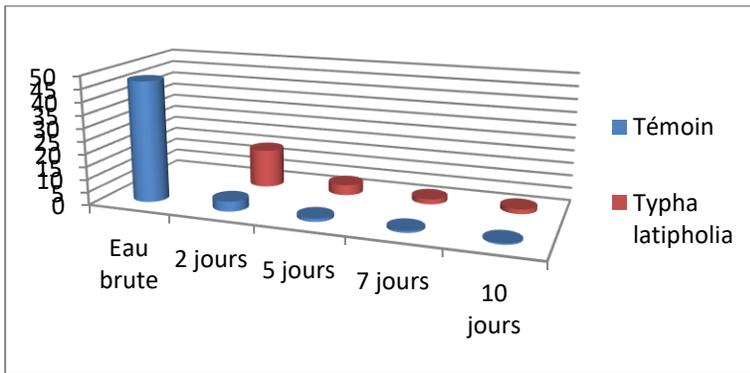


Fig. 4 – Elimination du phosphore par *Typha latifolia*

Le taux du phosphate dans le filtre planté de *Typha latifolia* est inférieur par rapport au témoin, le pourcentage d'élimination est : 91.70%, 97,39%, 98.44%, 98.88% pour un temps de séjour de 2, 5, 7, et 10 jours respectivement.

CONCLUSION

Le *Typha latifolia* a été largement utilisé pour l'épuration des eaux usées. Ces dernières consomment les composés polluants dissous dans l'eau comme le phosphore et l'ammonium qui constituent pour eux des éléments nutritifs. La fonction de cette végétation est d'amener l'oxygène au milieu, afin d'optimiser le développement des bactéries qui jouent un rôle majeur dans l'abatement des polluants. L'objectif de cette étude est de mettre en évidence la performance de ce macrophyte à épurer l'effluent de rejet de Mziraa de la ville de Biskra.

Les rendements d'élimination d'ammonium et de phosphore pour un temps de séjour de deux, cinq, sept et dix jours sont 78,67%, 94,53%, 96,18%, 96,53% et 91.70%, 97,39%, 98.44%, 98.88% respectivement. Ces résultats montrent qu'il est possible d'utiliser les filtres plantés de *Typha* comme une plante épuratrice pour augmenter l'efficacité du système de traitement dans les zones arides.

Références

Si la référence est un article;

- [49] FAO. Wastewater treatment and use in agriculture - FAO irrigation and drainage paper 47 (1992).
- [50] Manahan S. E., Environmental Chemistry, 7e édition, Boca Raton. CRC press LLC, USA, Lewis Publisher, 1492 p, (2000)
- [51] Rosa Galvez-Cloutier Sylvaine Ize Sylvain Arsenault., La détérioration des plans d'eau : Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation Volume 35, numéro 6 (2002)
- [52] Zeghdi S. Bebbia A. and Laouini S., Chemistry Wastewater Treatment of El-Oued City (South-east of Algeria) by Utilization of *Typha Latifolia* Vol. 32, No. 6 (2016)
- [53] Seghairi N., Mimeche L., Debabeche M., et Hamzaoui A., Elimination du cuivre présent dans les eaux usées industrielles sur un filtre planté de tamarix. Courier du savoir N° 15 Mars (2013)

Etude de l'efficacité du charbon actif en poudre pour la rétention de la guanine en eau distillée

Ounoki Samira, Lahiouel Salih, Guegazi Saadia, Achour Samia

Laboratoire de Recherche en Hydraulique Souterraine-LARHYSS

Faculté des sciences et de Technologie

Département de génie civil et hydraulique- Université de Biskra, BP 145 RP, 07000, Algérie

Ouan_sam@yahoo.fr

Résumé :

La dégradation biologique des êtres vivants (des animaux, virus, bactéries, champignons...), découle des acides nucléiques (ADN et ARN) composés essentiellement par des bases azotées puriques et pyrimidiques. Ces dernières sont des bases hétérocycliques de faible taille qui se trouvent en faible concentration néanmoins elles présentent de forte réactivité vis-à-vis les désinfectants notamment le chlore. L'objectif de notre étude consiste à l'abattement d'une base azotée qui est la guanine par adsorption sur charbon actif en poudre en eau distillée. Les résultats obtenus ont montré que la guanine est très bien éliminée par le charbon actif en poudre avec un rendement maximal de 98,83% pour un temps d'équilibre estimé à 1h30. Il apparait également que la rétention de la guanine sur charbon actif en poudre s'adapte bien avec le modèle de Langmuir. Il a été démontré qu'une bonne élimination a été observée quand le pH du milieu est compris entre 6 et 8.

Mots-clés : Guanine, charbon actif en poudre, adsorption, Langmuir, pH, base azotée.

Study of the effectiveness of powdered activated carbon for the retention of guanine in distilled water

Abstract :

The biological degradation of living beings (animals, viruses, bacteria, fungi, etc.) results from nucleic acids (DNA and RNA) composed essentially of purine and pyrimidine nitrogen bases. The latter are small heterocyclic bases which are in low concentration however they have a high reactivity with disinfectants, especially chlorine. The objective of our study consists of the abatement of a nitrogenous base which is guanine by adsorption on powdered activated carbon in distilled water. The results showed that guanine is very well removed by powdered activated carbon with a maximum yield of 98.83% for an equilibrium time estimated at 1 hour and 30min. It also appears that the retention of guanine on powdered activated carbon fits well with the Langmuir model.

Key Words: Guanine, powdered activated carbon, adsorption, Langmuir, pH, nitrogenous base.

Introduction

L'eau recouvre les trois quart de notre planète, mais la grande partie de ces eaux est impropre à la consommation en raison de la grande salinité. Les eaux de surface sont vulnérables à la pollution, renouvelables et caractérisées par la présence des phénomènes d'autoépuration. La matière organique est une caractéristique de ces eaux, elle est l'origine de leur coloration. Une teneur élevée en matières organiques résiduelles en sortie de filière de traitement des eaux peut affecter la qualité organoleptique de l'eau, produire des sous produits de désinfection qui peuvent être mutagènes et responsables de goûts et d'odeurs et contribuer par apport de nutriments à une reviviscence bactérienne dans le réseau de distribution [1], [2], [3].

La dégradation biologique des êtres vivants (des animaux, virus, bactéries, champignons...) dans le milieu naturel, résulte des acides nucléiques (ADN et ARN) composés essentiellement par des bases azotées puriques et pyrimidiques. Ces dernières sont des bases azotées hétérocycliques de faible taille qui peuvent se trouver libres ou combinées à d'autres composés organiques macromoléculaires. En eau de surface, elles se trouvent en faible concentration et présentent de forte réactivité vis-à-vis les désinfectants notamment le chlore.

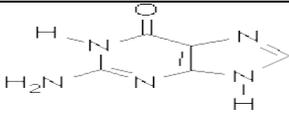
Dans une filière de production de l'eau potable, si les étapes de clarification classique sont peu efficaces pour l'élimination des micropolluants organiques, d'autres techniques spécifiques comme l'oxydation et l'adsorption ou certains procédés membranaires donnent de meilleurs résultats [4]. L'adsorption sur charbon actif en poudre ou en grains est restée comme une technique de choix pour la réduction des micropolluants organiques. Le charbon actif (CA) présente une bonne capacité d'adsorption pour les micropolluants organiques due essentiellement à sa surface spécifique. L'objectif de notre étude consiste à l'abattement d'une base azotée qui est la guanine par adsorption sur charbon actif en poudre en eau distillée. Divers paramètres opératoires ont été variés afin de faire apparaître les plus marqués.

I. Matériels et méthodes

I.1. Solution de la guanine

Le composé azoté choisi pour notre étude est la guanine dont les principales caractéristiques physicochimiques sont présentées dans le tableau I. La guanine testée est un produit commercialisé par Aldrich. Les solutions mères de la guanine utilisées au cours de nos expériences sont préparées à une concentration de 100 mg/l par la dissolution de la quantité précédente dans un litre d'eau distillée. Ces solutions sont maintenues sous agitation pour permettre leur dissolution. Des solutions filles ont été préparées à partir des solutions mères pour les différents essais de notre étude ainsi que pour le tracé de la courbe d'étalonnage.

Tableau 1 : Caractéristiques de la guanine

Caractéristiques	Guanine
Structure chimique	
Symbole	G
Masse molaire (g/mol)	151
Point de fusion	350°C

1.2. Milieu de dilution

Le milieu de dilution utilisé au cours de nos expériences est l'eau distillée caractérisée par un pH compris entre 4 et 5 et une conductivité voisine de 12 µS/cm.

1.3 Caractéristiques du charbon actif

Le charbon actif en poudre utilisé au cours de nos expériences est un charbon mésoporeux produit par la société RIEDLEL-DE-HAEN caractérisé par une surface spécifique de 658 m²/g et une granulométrie de 0,8 mesh.

1.4 Dosage de la guanine

Les teneurs résiduelles en base azotée étudiée après les essais d'adsorption sont dosées par spectrophotométrie en mesurant l'absorbance en U.V grâce à un spectrophotomètre JENWAY 6305 UV/Vis. Les concentrations en base purique sont déterminées à partir des courbes d'étalonnage qui sont établies avant chaque série d'essais. La longueur d'onde d'absorbance de la guanine est de 240 nm (figure 1).

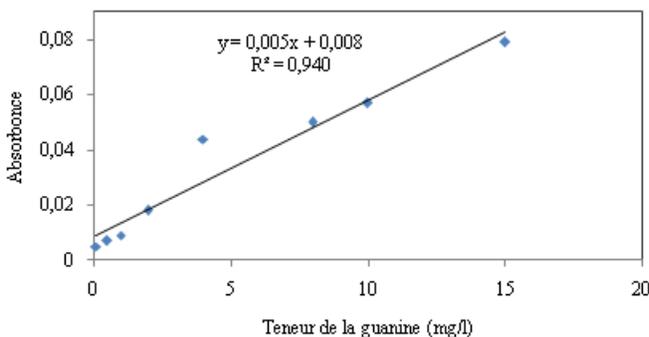


Figure 1 Courbe d'étalonnage de la guanine en eau distillée

1.5 Description des essais d'adsorption de la guanine sur charbon actif

Les essais d'adsorption de la guanine ont été réalisés en discontinu sur des agitateurs magnétiques. Les solutions synthétiques d'eau distillée contenant une dose du charbon actif sont agitées pendant des fractions de temps bien déterminées. Les échantillons prélevés sont filtrés sous vide à l'aide d'une membrane de 0.45 µm de porosité.

Différents paramètres réactionnels ont été varié à savoir le temps d'agitation, le PH ainsi que la dose du charbon actif en poudre (tableau 2)

Tableau 2 : Variation des paramètres réactionnels

Paramètre	Valeur
[guanine]	10mg/l
[CAP]	0,2g à 10g
pH	2 à 10
Temps d'agitation	5mn à 4h

2. Résultats et discussion

2.1. Cinétique d'adsorption de la guanine sur charbon actif en poudre en eau distillée

Nous avons suivi les rendements d'abattement de la guanine par le charbon actif en poudre dans une solution synthétique d'eau distillée à pH ajusté. Les essais de la rétention de la guanine sur charbon actif en poudre, ont été effectués dans des béchers de 500 ml pour une concentration en charbon actif en poudre de 1 g/l et une concentration de la guanine de 10 mg/l.

Les résultats obtenus sont présentés sur la figure 2.

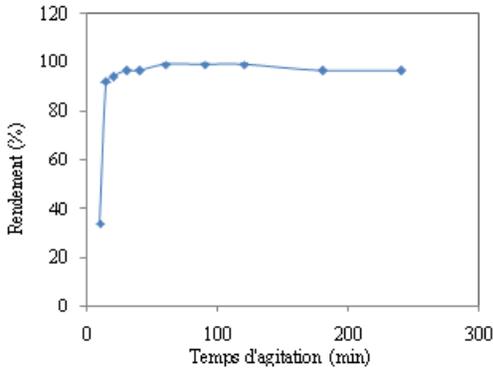


Figure 2. Cinétique d'adsorption de la guanine sur CAP à pH ajusté.

D'après la figure 2, nous pouvons distinguer deux étapes :

- Une étape rapide durant les premières minutes de l'essai caractérisé par une augmentation accélérée des rendements d'adsorption, ceci peut être s'expliqué par une fixation de la guanine sur la surface externe du charbon actif en poudre.
- Une deuxième étape plus lente caractérise les rendements d'abattement de la guanine par charbon actif. Après ce laps de temps, le taux d'adsorption se stabilise en aboutissant le temps d'équilibre qui est égale à 1,30h. Cette étape caractérise le phénomène de diffusion (tableau 3).

Tableau 3: Rendement maximal d'abattement de la guanine et temps d'équilibre

Paramètre	Valeur
Temps d'équilibre	1h et 30 min
Rendement maximale	96,51 %

Les résultats obtenus s'accordent bien avec les données bibliographiques en particulier les travaux de Ouakouak (2010) qui a trouvé presque les mêmes résultats en étudiant l'adsorption de la cytosine sur charbon actif en poudre (bonne élimination, le temps d'équilibre 1h) [5].

2.2. Influence de la masse du CAP

Afin de tester l'effet de la dose du charbon actif en poudre sur l'adsorption de la guanine, nous avons fixé la concentration en guanine à 10 mg/l et on a varié la masse du CAP de 100 mg jusqu'à 15g durant un temps d'équilibre de 1h, 30 min. Les résultats acquis sont présentés sur la figure 3.

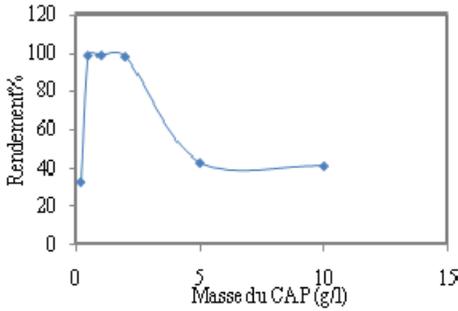


Figure 3. Influence de la masse du CAP sur l'élimination de la guanine.

Examinant les résultats présentés sur la figure 3, nous pouvons remarquer que les rendements d'élimination de la guanine augmentent avec l'accroissement de la masse du CAP mis en jeu. Le maximum d'abattement atteint 98,8%. Au-delà de ce point, les rendements diminuent jusqu'à 41% pour une masse du CA égale à 10 g.

Pour étudier les phénomènes d'adsorption, nous avons déterminé les paramètres d'adsorption selon les modèles de Freundlich et de Langmuir comme les montrent la figure 4 et le tableau 4.

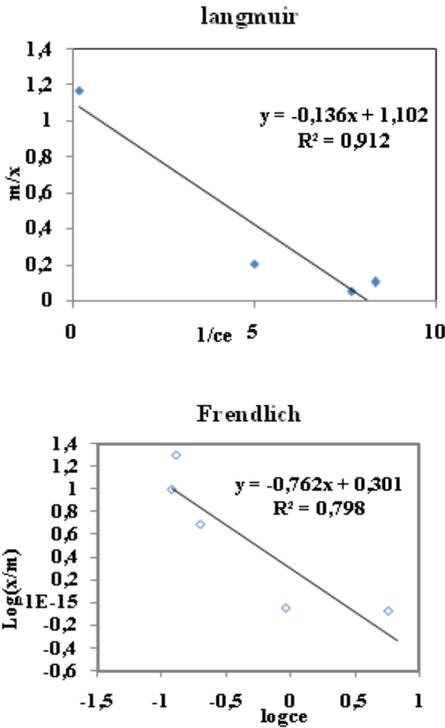


Figure 4. Isothermes de Langmuir et Freundlich

Tableau 4 : Constantes des isothermes de Freundlich et Langmuir

Freundlich		R ²	Langmuir		R ²	R _L
N	K		q _m (mg/g)	b (l/mg)		
-1,37362637	2,00401053	0,798	0,90686497	-8,09618209	0,9127	0.083

Certains auteurs définissent le rapport R_L comme une grandeur sans unité. Si $0 \leq R_L \leq 1$ cela implique que l'adsorption est favorable.

D'après les résultats présentés sur les figures 4 et dans le tableau 4, nous pouvons déduire que la loi de Langmuir décrit parfaitement l'adsorption de la guanine sur le charbon actif en poudre. Alors que la loi de Freundlich ne s'accorde pas avec les résultats acquis.

2.3. Effet du pH

Dans le but de tester l'effet du pH du milieu sur l'adsorption de la guanine sur charbon actif en poudre, nous avons dopé des béchers de 250 ml d'eau distillée par 10 mg/l de la guanine puis nous avons ajouté 1 g/l du CAP ensuite nous avons ajusté le pH de chaque solution dans une fourchette de pH=2 à pH=10, par l'acide HCl ou la base NaOH. Les solutions sont agitées puis filtrées.

L'évolution des rendements d'élimination de la guanine sur CAP en fonction du pH est représentée sur la figure 5. Ce dernier montre que les meilleurs rendements sont obtenus à pH compris entre 6 et 8 avec un optimum d'élimination de 98,8%.

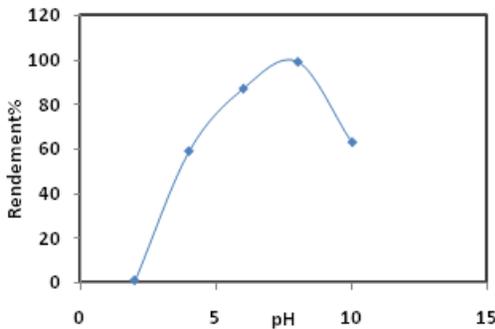


Figure 5. Evolution des rendements d'élimination de la guanine sur CAP en fonction du pH du milieu.

Le pH du milieu de dilution conditionne le taux de protonation des composés, et la modification de la charge ionique de la surface du charbon est liée à la valeur du pH du milieu. Selon *Baudu et al* (2001) le charbon actif possède un potentiel zêta négatif dans les pH acides (potentiel zêta= -20 mV environ à pH=5,5). Il existe donc à la surface de ce charbon des groupements fonctionnels ionisés induisant une charge négative augmentant avec le pH basiques [6].

Conclusion

L'objectif de notre travail consiste à étudier l'élimination d'une base azotée qui est la guanine par adsorption sur charbon actif en poudre en eau distillée et apprécier l'effet de quelques paramètres réactionnels sur le phénomène d'adsorption.

Les résultats obtenus ont mis en évidence l'efficacité du charbon actif en poudre pour l'élimination de la guanine en distillée à pH ajusté. Il a été observé que les rendements d'élimination de la guanine augmentent en fonction du temps de contact jusqu'à un maxima de 98,83% puis ils se stabilisent. Le temps d'équilibre a été estimé à 1h30. Il apparaît également que la rétention de la guanine sur charbon actif en poudre s'adapte bien avec le modèle de Langmuir et que les rendements d'abattement de la guanine augmentaient au fur et à mesure que la masse du charbon actif en poudre s'accroît. En testant l'effet du pH, il a été démontré qu'une bonne élimination de la guanine sur charbon actif en poudre, a été observée quand le pH du milieu est compris entre 6 et 8. L'utilisation du charbon actif en grains comme adsorbant pour l'abattement de la guanine en distillée

à pH ajusté, augmente le temps d'équilibre et donne des rendements d'élimination moins importants comparés avec ceux obtenus en présence du CAP.

Références

1. J.J. RooK, Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water Treat. Exam*, 23(2) (1974), 234-243.
2. **B. Eikebrokk, T. Juhna, W.S. Osterhus**, Water treatment by enhanced coagulation-operational status and optimization issues, Techneau, 2006.
3. **P. Charles**, Elimination par résines des matières organiques sur filière d'eau potable, Technologie de l'eau, SUEZ environnement, 2006.
4. **R. Desjardins**, Le traitement des eaux, Ed Ecole polytechnique de Montréal, Canada, 1997.
5. **A. Ouakouak**, Etude de l'élimination de polluants organiques azotés par adsorption sur charbon actif, thèse de Magister, université de Biskra 2010.
6. M. Baud, G. Guibau, D. Raveau, P. Lafrance, Prévission de l'adsorption de molécules organiques en solution aqueuse en fonctions de quelques caractéristiques physico-chimiques de charbons actifs. *Water Qual.Res. J. Canada*. Vol 36 (2001), No 4, 631–657.

L'analyse du risque environnemental sur la santé humaine

Rachida IMEKHELAF¹, Djohar ABDERRAHMANE²

¹ Maitre de conférences B, Université d'Oran2, Algérie, +213 (0)6.71.51.20.12, e-mail : r_imekhelaf@yahoo.fr

² Maitre de conférences B, Université d'Oran2, Algérie, +213 (0)7.71.28.01.09, e-mail : djohar83@yahoo.fr

Résumé :

L'éthique environnementale considère que les richesses naturelles sont un patrimoine précieux et indispensable pour assurer la vie sur la planète. Il en découle l'impérieuse nécessité de les protéger et de les sauvegarder, aux plans qualitatif et quantitatif pour assurer les besoins des générations présentes et futures, c'est le concept même de gestion et de développement durable. La qualité des ressources naturelles conditionne la qualité de la santé. On parle aujourd'hui de « santé environnementale », car la dégradation de l'environnement entraîne celle de la santé humaine. Dans ce travail nous essayons de mettre en évidence la nécessité d'un équilibre global des écosystèmes et de déterminer le lien entre l'environnement et la santé humaine par les effets de l'un sur l'autre. Pour atteindre l'objectif de notre étude nous avons essayé de répondre à la question suivante ; comment peut-on protéger notre santé en protégeant notre environnement ?

Pour cela, nous essayerons de mettre le lien entre les différents écosystèmes et la nécessité d'un équilibre global, puis dans un deuxième temps nous allons analyser le risque environnemental sur la santé humaine pour finir avec quelques solutions de protection et de sauvegarde pour une meilleure qualité de vie.

Mots clés : écosystèmes – équilibre globale – pollution – risque environnemental – santé environnementale - système de surveillance et d'alerte précoce.

Abstract:

Environmental ethics considers that natural resources are a precious and indispensable wealth to ensure life on the planet. The result is the imperative need to protect and safeguard them, qualitatively and quantitatively, to ensure the needs of present and future generations. This is the main purpose of management and sustainable development. The quality of natural resources determines the quality of health. Today, we speak of "environmental health" because the degradation of the environment leads to that of human health.

In this work we try to highlight the need for a global balance of ecosystems and to determine the relation between the environment and human health through the effects of one on the other.

To achieve the objective of our study we have tried to answer the following question; how can we protect our health by protecting our environment?

For that, we will try to put the link between the different ecosystems and the need of an overall balance, then in a second time we will analyze the environmental risk on the human health to finish with some solutions of protection and safeguard for a better quality of life.

Key words: ecosystems - global balance - pollution - environmental risk - environmental health - monitoring and early warning system.

Introduction :

Depuis quelques années, la dégradation de l'environnement est devenue plus que préoccupante dans le monde entier, on assiste non seulement à des catastrophes naturels mais le plus souvent à des catastrophes humaines (incidents, pollutions...), un réel danger pour la santé de l'homme qui souffre aujourd'hui de nombreuses maladies dues à la mauvaise qualité de vie et à la dégradation continue de l'environnement.

La prise en charge de l'environnement date de 1972 avec la tenue de la première conférence mondiale de Stockholm sur l'environnement et le développement durable qui a donné naissance au programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE). Depuis, un nouveau concept celui du « Développement durable » et l'Agenda 21 furent établis par la Commission des Nations Unies pour l'Environnement et le Développement (CNUED) entant qu'instrument de sa mise en œuvre et du protocole de Montréal en 1987 sur la protection de la couche d'Ozone.

En juin 1992, le sommet de la Terre à Rio de Janeiro représente une étape majeure dans la prise de conscience internationale de la crise environnementale, avec notamment l'officialisation du concept de développement durable. Au cours de ce sommet est adoptée la convention sur la diversité biologique (CDB) qui marque la convergence des enjeux du développement durable et de la biodiversité en reconnaissant la protection de la biodiversité comme « préoccupation commune à l'humanité » et

en devenant le cadre des stratégies nationales en faveur de la biodiversité⁴. Cette conférence a aussi donné naissance aux conventions nationales environnementales sur le changement climatique, la désertification, et les principes sur les forêts et les déchets radioactifs et toxiques.

Au-delà de l'intérêt purement scientifique d'étudier les facteurs de l'environnement, à différentes échelles, il faut noter la nécessité d'utiliser les résultats en termes d'effets sur la santé humaine. En effet, l'homme est aujourd'hui au cœur de la problématique de la santé environnementale. Dans le passé on se préoccupait de savoir comment protéger l'homme de son environnement puis dans un deuxième temps et avec la montée en croissance de l'industrialisation et la technologie, on commença à chercher comment protéger l'environnement naturel des activités dangereuses de l'homme, et enfin la dégradation de la nature s'est répercuter de nouveau sur la santé de l'homme.

Dans cet article nous asseyons de mettre en évidence cette relation de causalité en l'homme et l'environnement à travers les multiples effets de l'un sur l'autre en abordant la question de la santé environnemental.

1. L'équilibre global :

L'eau est à la base de toute vie sur terre ; l'homme, les animaux et les plantes en dépendent pour leur existence et leur pérennité. Les cycles naturels ; cycle de l'air, de l'eau, de l'animal, du sol, du végétal, de l'océan, de géo-physico-chimique qui joue le rôle de recyclage de l'ensemble des rejets produits par les autres cycles ; ainsi que le cycle de l'homme qui est étroitement associé aux autres cycles et en dépend ; ne fonctionnent pas de façon isolée mais de manière imbriquée et complexe.

Toute perturbation du fonctionnement de l'un des cycles naturels se répercute sur les autres cycles. Afin de mieux comprendre l'impact de ces perturbations, prenons quelques exemples explicatifs ;

1.1. Le changement climatique : celui-ci a un impact direct sur le cycle végétal par la modification des conditions thermiques et hybrides et sur le cycle de l'eau à travers la modification de l'évaporation et la formation des nuages, intrusion des eaux salées dans les aquifères côtiers d'eau douce.

1.2. La dégradation de la couche d'ozone : modifie le spectre de l'énergie solaire à la surface de la terre par l'intensification du rayonnement UV qui peut entraîner des modifications du patrimoine génétique de l'homme, de l'animal et des plantes.

1.3. La pollution : peut être à l'origine de pluies acides ou basiques avec des effets destructeurs sur les forêts et les végétaux (production des nécroses avec l'augmentation des photo-oxydants dans l'air).

1.4. La prolifération des déchets chimiques et toxiques : peut avoir une action importante sur le cycle de l'eau (qualité des eaux) et sur le cycle végétal (modification des décomposeurs des déchets organiques des sols et des minéraux du sol à travers la chaîne alimentaire).

1.5. L'aménagement des paysages et des sols : peut être à l'origine de la dégradation de nombreux écosystèmes à travers la modification des conditions abiotiques, la destruction des niches écologiques et des couloirs de migration des espèces animales ou végétales. Les zones humides sont des zones tampons, qui servent à purifier les eaux de surface et à réguler les nappes d'eau souterraines. Leur dégradation peut perturber le séjour des espèces migratoires en enlevant à ces espaces leur rôle de zones temporaires de repos et d'approvisionnement. Il est impératif de sauvegarder la diversité génétique pour le bien être de l'homme et des autres créatures.

2. Pollution global :

On parle de pollution lorsque l'un ou plusieurs constituants de l'environnement sont affectés. La dégradation d'un milieu naturel (air, eaux, sol, littoral, couche d'ozone) par des substances extérieures, introduites de manière directe ou indirecte. Les sources de pollutions sont nombreuses et l'identification de ces sources, des différentes substances polluantes et de leurs effets sur les écosystèmes est complexe. Elles peuvent provenir de catastrophes naturelles ou résulter de l'activité humaine, comme les marées noires, les pollutions chimiques, les accidents nucléaires.

2.1. La pollution de l'air : peut être provoqué par les rejets gazeux émis par les activités énergétiques, industrielles, et des transports.

La pollution des eaux : peut être provoqué par le rejet des liquides et solides soit de façon directe tel par le déversement des eaux usées ou de produits industriels dans les eaux douces ou océaniques, ou bien de façon indirecte ; cas de l'eau de pluie qui ruisselle au dessus d'un sol jonché de déchets aboutissant à un cours d'eau initialement propre.

2.2. La pollution du sol : dans la plupart du temps se sont les activités humaines qui sont à l'origine de cette pollution et qui peut provenir de dépôt de déchets dangereux ;

⁴ Alex Saunois, « [La protection de la biodiversité : un enjeu majeur indissociable de la Responsabilité sociétale des entreprises](#) », LesEchos.fr, juillet 2012

- Les installations industrielles peuvent, dans le cas d'une fuite, d'un accident, ou encore dans l'abandon d'une usine, provoquer une pollution du site.

- L'épandage des produits phytosanitaires et les rejets des bâtiments d'élevage, des exploitations agricoles sont également à l'origine de nombreuses pollutions des sols (notamment par l'azote et les phosphates), qui vont à leur tour amener la contamination des eaux de ruissellement, et par la suite les cours d'eaux.

- Les actions des collectivités territoriales peuvent également être à l'origine d'une pollution des sols : gestion des décharges et des stations d'épuration, utilisation de produits phytosanitaires par les services des espaces verts, gestion de jardins partagés, etc.

2.3. La pollution de l'eau : peut être d'origine industrielle ou agricole ou provenir du lessivage par les eaux des déchets entreposés sur ou dans le sol. La qualité de l'eau est étroitement liée à celle de l'air et du sol. La pollution de l'un ou des deux entraîne la pollution de l'eau à cause du parcours de cette dernière originaire de l'eau de pluie traversant l'atmosphère et le sol. L'eau peut être polluée par de nombreux facteurs naturels (déjections animales, matières en suspension, microorganismes...) ou par des produits synthétiques (nitrates, pesticides, produits dangereux...).

En amont des barrages, l'érosion, le déboisement des forêts et l'existence d'activités industrielles et agricoles sont les principales sources de pollution et de dégradation de la qualité des eaux. En aval de la destruction des eaux, près de 40 %⁵ de l'eau mobilisée dans les pays en développement est perdue inutilement par suite de fuites diverses au niveau des réseaux de transport et de distribution de l'eau potable. Ces fuites peuvent être à l'origine de l'intrusion des eaux usées et autres substances liquides dangereuses comme les huiles, les rejets chimiques et les eaux résiduaires provenant de la dégradation organique ; entraînant ce que l'on appelle les maladies à transmission hydrique (MTH) à l'origine de nombreuses épidémies tels que le choléra, typhoïde....

2.4. La pollution littorale : c'est une forme de pollution qui affecte le sol et les eaux marines, elle arrive dans le milieu marin via le ruissellement et les cours d'eau, ou est apportée par les vents et les pluies, ou provient de produits et objets volontairement ou accidentellement rejetés à la mer, ce qui peut entraîner la disparition de certaines espèces.

La pollution de la couche d'ozone : provient de l'émission de certains gaz industriels comme les fréons et peut être considérée comme une conséquence de la pollution de l'air. Elle se manifeste par une intensification du rayonnement ultraviolet UV.

2.5. La pollution radioactive : peut être due soit aux émissions gazeuses des centrales nucléaires, soit aux rejets liquides radioactifs provenant des eaux servant de liquides de refroidissement des réacteurs nucléaires, soit par des déchets radioactifs, solides, stockés à la surface ou dans le sol.

Les nuisances engendrées par les diverses sources de pollutions sont variées et peuvent s'accumuler : augmentation de la mortalité des espèces humaines, animales ou végétales qui peut aller jusqu'à l'extinction de l'espèce, destruction de l'habitat naturel, détérioration de la qualité des sols, de l'eau, de l'air...D'autres nuisances peuvent être considérées comme relevant de la pollution, c'est le cas du bruit, de la chaleur, des odeurs et des ondes radioélectriques.

3. Les nuisances :

3.1. Le bruit : considéré comme une nuisance et une atteinte à la santé humaine, notamment celle de la population urbaine et habitant à proximité des voies routières, des zones limitrophes des aéroports et des grandes artères routières et ferroviaires qui sont très affectées par la pollution sonore.

La pollution sonore est caractérisée par un niveau de bruit élevé au point d'avoir des conséquences sur la santé humaine et l'environnement : les nuisances sonores peuvent affecter la santé et la qualité de vie, avec des conséquences physiques et/ou psychologiques pour les hommes et les femmes qui les subissent, et affecter également la biodiversité.

Le bruit a des effets nocifs sur la santé humaine : stress, troubles du sommeil, effets sur le système cardio-vasculaire, immunitaire et endocrinien, conséquences sur la santé mentale...

La prise d'anxiolytiques et d'antidépresseurs est multipliée par 10 chez les femmes de 40 à 69 ans habitant dans un endroit très bruyant. Pour les femmes de 15 à 39 ans dont le domicile est survolé par des avions, la fréquence d'une hospitalisation est 5 fois plus importante que la normale. Les nuisances sonores peuvent avoir des impacts très nocifs pour l'audition, et peuvent aboutir dans les cas les plus graves à la surdité, qui est définitive. Les surdités d'origine professionnelle constituent une des premières causes de maladie professionnelle.

3.2. La chaleur : qui peut être dégagée d'une part, par les centrales d'énergie, les moteurs, les véhicules, les chaudières, peut chauffer l'air ou l'eau, et d'autre part par le rejet d'eau chaude dans les rivières et dans la mer, peuvent modifier le comportement d'eau douce ou d'eau salée.

⁵ Mahi TABET AOUL, « Environnement ; enjeux et perspectives », Edition Benmerabet, 2011, p 79

3.3. Les odeurs : constituent un facteur important de la qualité de l'air ambiant. Souvent associées à la pollution, ils peuvent indisposer les personnes qui les reçoivent et peuvent être nocives, quand elles ont un effet sur la santé à cause de leurs impacts sur les organes humains, animaux ou végétaux, ainsi que sur les comportements sociaux.

Plusieurs sources peuvent être à l'origine d'odeurs ; les secteurs les plus concernés sont : l'agriculture (élevage), les industries agro-alimentaires, les raffineries de pétrole, l'industrie chimique, les stations d'épuration et les activités de traitement des déchets.

3.4. Les ondes électromagnétiques ou ondes radioélectriques : peuvent affecter l'organisme humain, animal ou végétal et perturber les fonctions biologiques. La pollution électromagnétique est constituée par les champs magnétiques et électriques qui sont présent dans notre environnement et qui ne sont pas d'origine naturelle. Parmi lesquels on peut citer ces quelques origines possibles de notre quotidien : Champs magnétiques statiques lors d'une IRM, Champs ELF par les réseaux de distribution électriques et appareils électriques domestiques ou non, Radios et hyperfréquences par les écrans d'ordinateur, la Wifi, et tout autre système de communication existant ou à venir sans fils entre périphériques, les dispositifs anti-vol et autres systèmes de sécurité, les micro-ondes, les dispositifs de télécommande, les antennes de radio, de télévision, de radar et de téléphone portable, et surtout les téléphones portables eux-mêmes.

Toutes ces ondes ont un impact très négatif sur la santé humaine, mais surtout chez les personnes électro-hypersensibles.

La pollution électromagnétique est donc vécue différemment selon les personnes, et peut avoir des conséquences non négligeables ; dans le long terme on peut observer des risques de cancer, leucémie, lymphome, tumeur du système nerveux. Ces effets sont largement confirmés par plusieurs études épidémiologiques, menées en particulier par le Centre International de Recherche sur le Cancer, l'Organisation Mondiale de la Santé, ainsi que des organismes suédois, britanniques, finlandais et américains.

La santé humaine, la qualité des écosystèmes et de la biodiversité aquatique ou terrestre peuvent être affectés et modifiés de façon durable par la pollution. L'équilibre de l'écosystème est brisé lorsqu'il ne peut pas ou plus dégrader les substances introduites dans son milieu et dépasse son seuil critique de sa capacité à éliminer naturellement les substances. Ainsi, le risque devient préoccupant et l'enjeu énorme.

4. Les dangers de la pollution :

4.1. Dangers pour l'homme :

Toutes ces formes de pollution affectent directement la santé de l'homme. Ainsi, on enregistre que les pollutions chroniques diminuent l'espérance de vie de l'homme à plusieurs dizaines d'années. On estime que 20% des formes de cancers sont attribués à la pollution de l'environnement de l'homme. Même si le véritable mécanisme d'interaction entre la pollution et les maladies sont mal connues. Il est confirmé qu'il y a des fortes corrélations entre leur présence et l'état de santé de l'homme. Outre les impacts directs de la pollution de l'environnement sur l'homme, d'autres facteurs indirects peuvent aussi affecter la santé.

4.2 Dangers pour l'environnement :

Comme pour l'homme, la santé de la biodiversité floristique et faunistique peuvent être directement ou indirectement affecté par la pollution. Sur l'environnement physique, plusieurs aspects de la pollution peuvent être décrits : le réchauffement climatique, l'érosion, les pluies acides, les inondations, les sécheresses. Ces effets sur l'environnement se font directement sentir par la biodiversité et l'homme. La disparition de nombreuses espèces est attribuée à la pollution de l'environnement.

5. Le risque environnemental :

L'exposition à un risque environnemental peut nuire à toute forme d'existence ; humaine, animal et végétale à travers une large gamme d'effets sur la santé variant en type, intensité et ampleur en fonction de la nature du risque auquel les populations sont exposées et du nombre de personnes qui le subissent. Ils peuvent se manifester à travers ;

Des effets sub-clinique : et consister en une réduction des fonctions organiques ou une perte de bien être.

Des effets sous forme de maladies tel est le cas des leucémies mortelles provoquées par le rayonnement radioactif de l'accident nucléaire de Tchernobyl le 26 avril 1986 dans la centrale Lénine, située à l'époque en République socialiste soviétique d'Ukraine en URSS.

Dans certaines conditions les effets peuvent être mortels ; tel est le cas du gaz toxique émis lors de l'incendie de l'usine Bhopal (produisant des pesticides) en Inde le 03 Décembre 1984 ; coutant la vie à 20 000⁶ et 25 000 personnes et affectant d'autres de maladies provoquées par l'exposition aux gaz. Les effets des facteurs de l'environnement sur la santé peuvent être dangereux ; et peuvent varier à travers des effets immédiats après une exposition, et d'autres s'accumulant au niveau d'un organe ou plus du corps humain pour que les effets apparaissent sur la santé après une période de latence ; le cas de l'exposition aux métaux lourds tel que le plomb ou bien la manifestation de maladies due à une exposition qui aurait duré plusieurs années auparavant tel est le cas de certain cancers (Rose 1991). L'évaluation du risque peut être quantifiée à travers l'estimation quantitative de l'impact d'une exposition à un facteur environnemental spécifique sur la santé grâce à la connaissance des doses d'exposition et des relations doses-réponses.

6. L'analyse de risque :

Afin de faire face aux problèmes environnementaux et à leurs effets sur la santé, un certain nombre d'actions doivent être adopté par la société au niveau des différents segments de la chaîne environnement-santé.

Les actions à court terme : ces actions concernent le traitement des individus déjà affectés et les mesures de compensation du préjudice causé par les maladies.

Les actions à moyen et long termes : ces actions viennent d'une part modifier le comportement, le style de vie et les conditions du travail en milieu professionnel pour prévenir le risque d'exposition, et d'autre part inciter les entreprises à réduire ou éliminer le risque environnemental en agissant sur les sources d'émission des polluants, les matières premières utilisées et les processus de production.

L'approche préventive reste la plus efficace dans le sens où elle traite le problème à la base et essaye d'éliminer les risques à la source.

Le risque environnemental doit être abordé dans un cadre interdisciplinaire, où la contribution de tous est indispensable pour faire face au risque environnemental qui menace la santé de l'homme, en impliquant les épidémiologistes, les spécialistes de la santé, les physiciens, les chimistes, les biologistes, les environnementalistes, les climatologues, les sociologues, les anthropologues, les économistes, les aménagistes, les technologues, ...etc.

La santé environnementale constitue un domaine nouveau grâce au développement scientifique et technique, l'homme dispose aujourd'hui de moyens d'investigation performants qui lui permettent d'affronter la question de l'interaction entre environnement et santé.

7. Santé et environnement :

La santé environnementale a été définie par l'OMS en 1994 : « la santé environnementale comprend les aspects de la santé humaine, incluant ceux de la qualité de vie qui sont déterminés par les facteurs de l'environnement qu'ils soient physiques, biologiques, sociaux, ou psychosociaux. Elle se réfère aussi aux théories et pratiques d'évaluation, de correction et de prévention des facteurs de l'environnement qui peuvent affecter de façon préjudiciable la santé des générations présentes et futures ».

7.1. Les facteurs de l'environnement :

La santé environnementale peut être représentée par l'évaluation et la gestion des impacts de l'environnement sur la santé humaine ; englobant le contrôle des facteurs de l'environnement (l'air, l'eau, et le sol), le contrôle de la qualité des aliments et les normes d'hygiène au niveau de leur production, distribution et consommation ainsi que le contrôle de la qualité de l'habitat, des espaces publics et de l'environnement professionnel. On distingue trois types de facteurs liés à l'environnement susceptibles d'agir sur la santé :

Les facteurs chimiques : Il s'agit de substances, qui au-delà d'un certain seuil, s'avèrent nocives pour la santé humaine. On peut les trouver dans un milieu donné (par exemple, les COV, les pesticides, la fumée de tabac, etc.).

Nous sommes, en effet, beaucoup plus souvent exposés à de faibles doses de substances chimiques qui n'ont que peu d'effets sur la santé humaine. Mais le fait que nous sommes en contact avec un grand nombre de produits différents et ce, pendant de longues périodes (parfois 24h/24 et pendant plusieurs années), augmente la probabilité que notre corps y réagisse.

Pour qu'une substance chimique constitue une menace pour notre santé, il faut qu'une dose nocive de cette substance soit absorbée par le corps. Cela peut se produire par trois voies : l'ingestion, l'absorption ou l'inhalation.

⁶ Olivier Bailly, « Vivre et mourir avec le risque industriel - Bhopal, l'infinie catastrophe », *Le Monde diplomatique*, décembre 2004

Les facteurs physiques : Il s'agit, par exemple, de bruits (nuisances sonores), de vibrations, de lumière (nuisances lumineuses), d'ondes électromagnétiques, de radiations, etc.

Ils peuvent occasionner des dommages physiologiques directs aux êtres humains (par exemple, la perte auditive ou les affections cardiovasculaires dues au bruit, ou encore le développement d'un cancer dû aux radiations).

Mais ils peuvent aussi avoir une influence négative sur le bien-être et la qualité de vie (dues, par exemple, au manque de sommeil provoqué par le bruit ou à la perturbation du rythme jour-nuit provoqué par la lumière). À long terme, ces perturbations peuvent provoquer le stress, l'insomnie, la dépression ou des états d'anxiété.

Les facteurs biologiques ou biotiques : Ils comprennent les virus, bactéries, champignons et parasites, qui peuvent déclencher des maladies, ainsi que les moisissures, pollens, spores et acariens, qui peuvent provoquer des allergies ou des réactions d'hypersensibilité.

Nous sommes en permanence en présence de ces facteurs qui se trouvent dans l'air, dans l'eau, dans le sol et dans notre alimentation. La bonne ou mauvaise qualité du milieu qui nous entoure détermine donc notre état de santé.

7.2. Les effets de l'état de l'environnement sur la santé humaine :

La qualité de l'eau : L'eau est une ressource omniprésente et indispensable à la vie humaine, elle est nécessaire tant pour des fins alimentaires que d'hygiène et de récréation. Selon l'OMS, les maladies liées à la mauvaise qualité de l'eau constituent une des premières causes de mortalité dans les pays en développement. Dans les pays développés, le traitement de l'eau, afin de la rendre potable, devient une étape de plus en plus complexe et coûteuse.

Parmi les polluants qui affectent la qualité de l'eau nous citons ; les microorganismes pathogènes, les nitrates, les pesticides, les métaux lourds, les trihalométhanes en ce qui concerne l'eau de distribution et pour ce qui est de l'eau de baignade on retrouve les microorganismes pathogènes d'origine humaine ou animale et les substances dangereuses déversées dans les eaux de surface ou sur le sol.

La qualité de l'air : L'air que nous respirons peut être pollué par différentes sources naturelles tel que les pollens, poussières, moisissures, etc. et anthropiques causées par les activités de l'homme comme le trafic routier, les activités domestiques et industrielles. En respirant, nous absorbons les particules nocives présentes dans l'air qui s'accumulent dans nos poumons et se répandent dans notre organisme.

La qualité du sol : La qualité des sols peut être affectée par des dépôts de produits dangereux, des infiltrations d'eau polluée ou encore des retombées de polluants atmosphériques. Ils sont susceptibles d'affecter l'Homme de différentes manières : inhalation, ingestion directe, ingestion d'aliments contaminés, etc.

Les changements climatiques : Les effets possibles du réchauffement climatique sur la santé peuvent être classés en deux groupes :

Les effets directs sur l'organisme, liés aux conséquences du stress thermique (canicule), à la baisse de la qualité de l'air et aux catastrophes naturelles ;

Les effets indirects, liés à l'apparition de conditions favorables au développement de germes pathogènes ou de leurs vecteurs pour l'homme, renforçant l'apparition de maladies infectieuses et parasitaires.

La qualité de l'alimentation : La qualité de l'alimentation peut faire référence à l'équilibre du régime alimentaire (c'est-à-dire l'adéquation entre les besoins de l'organisme et les apports nutritionnels), mais également à la sécurité alimentaire (c'est-à-dire la présence dans les aliments de substances préoccupantes pour la santé).

Des substances indésirables peuvent entrer dans notre alimentation à travers différentes voies ; en tant que résidu d'un traitement effectué pendant la culture (résidus de produits phytosanitaires) ou l'élevage (résidus de médicaments vétérinaires).

Par contamination externe de substances indésirables qui aboutissent dans la plante ou l'animal via la terre, l'air, l'eau ou via le recyclage des déchets.

Suite à l'ajout d'additifs (conservateurs, colorants...).

Via des processus biologiques qui mènent à l'accumulation en excès de substances présentes naturellement dans la plante (par exemple, les nitrates), ou à la formation de toxines (par exemple, les mycotoxines).

Pour certains polluants, l'alimentation est même la voie d'exposition principale. C'est en général le cas de certains métaux lourds, des pesticides, des PCB et des dioxines.

Pour protéger la santé, des normes environnementales doivent être fixés pour assurer une bonne qualité de vie. L'information sur la santé et l'environnement constitue un outil nécessaire à la gestion et à la prise de décision dans ce domaine. A condition que cette information soit pertinente et précise afin que

les personnes impliquées puissent la comprendre et acceptent de mettre en œuvre les mesures pour atténuer ou limiter les atteintes à l'environnement.

8. Analyse de la relation entre environnement et santé :

La démarche d'analyse de la relation environnement santé est basée sur les indicateurs d'environnement et de santé, l'évaluation du risque environnemental et le système de surveillance et d'alerte précoce.

Les indicateurs sont des mesures directes ou indirectes qui quantifient les facteurs de l'environnement. Les taux d'expositions aux polluants et les taux d'occurrence de maladies spécifiques en des lieux et temps bien définis, doivent être mesurés. Ils permettent d'évaluer le risque environnemental sur la santé, compte tenu de la réglementation en vigueur et de l'information disponible aux niveaux national, régional et mondial.

Sur le plan économique, l'analyse repose sur l'estimation des coûts d'investissement que la société accepte de consentir pour protéger l'environnement en rapport avec les coûts engendrés par les soins des maladies et la perte de la qualité de vie due à la dégradation actuelle de l'environnement. L'étude des coûts de soins induits par la dégradation de l'environnement, est un facteur clé dans les choix et les priorités à mettre en œuvre.

En plus des mesures mis en place pour restaurer la qualité de l'environnement, des programmes de formation et de sensibilisation sont indispensables pour ramener les citoyens à respecter l'environnement et à adapter son comportement en matière de consommation et de rejet des déchets. Ainsi que des programmes de renforcement des capacités de contrôle et de surveillance des institutions chargées de protéger l'environnement pour leur permettre d'assurer efficacement les missions qui leur sont dévolues.

8.1. Les indicateurs d'environnement et de santé :

Un indicateur de santé environnementale est défini comme une mesure indiquant l'effet sur la santé d'une exposition à un facteur de danger environnemental. On distingue en général, deux types d'indicateurs de santé environnementale selon les démarches suivies :

Les indicateurs basés sur l'exposition qui partent du facteur environnemental pour estimer le risque sur la santé (cas des maladies respiratoires dont la cause est le niveau de pollution de l'air).

Les indicateurs basés sur les effets sur la santé qui partent du facteur de santé pour remonter au facteur environnemental qui est la cause supposée (cas des maladies diarrhéiques qui suggèrent une mauvaise qualité de l'eau potable).

8.2. Le système de surveillance et d'alerte précoce :

Ce système repose sur une surveillance environnementale et médicale. En fonction des résultats de cette surveillance, des tendances d'évolution et du progrès des connaissances, ce qui nécessite une actualisation régulière pour le rendre plus efficace et performant et d'améliorer son apport à la protection de la santé.

Le lien entre l'environnement et la santé est très complexe ; individuellement les gens sont exposés à une variété de polluants environnementaux et à des facteurs de risque, à différents moments et places. Chaque personne représente un cas propre à leur effet et diffère en termes d'accès aux soins médicaux et de protection. D'un autre côté, les différents risques auxquelles les gens sont exposés n'agissent pas de façon indépendante mais de manière synergique.

Selon Dunn et Kingham (1996)⁷, les relations doivent expliquer non seulement les effets en fonction de chaque polluant spécifique mais aussi en fonction des interactions entre divers polluants provenant à la fois de sources simples ou de sources multiples (effet de cocktail). La question est ensuite de savoir comment évaluer les «effets multiples et interactifs au niveau communautaire et individuel et au-delà, afin de parvenir à des conclusions utiles pour l'état de santé des populations exposées à une variété de risque environnementaux et socioéconomiques ».

9. Prise de conscience et actions :

Depuis les nombreuses conventions et chartes sur l'environnement ces dernières décennies, des progrès ont été fait dans l'objectif de préserver la santé environnementale, avec un meilleur ménage de tous les écosystèmes de notre planète et une meilleure gestion de déchets par le recyclage.

⁷ Dunn, C. and Kingham, "Establishing link between air quality and health", Social Science Medicine, 1996.

La lutte contre tout type de pollution commence par la prise de conscience et la responsabilisation de chaque individu envers son environnement par le respect et la prévention de la nature. Des mesures peuvent être prises dans ce cas ; de nature incitatives à la réduction de production et de rejets des déchets polluants, et de recherche de nouvelles alternatives de recyclage appropriées à chaque déchets. D'autres mesures de nature coercitives peuvent être prises et qui concerne le cadre réglementaire et de sanction contre toute atteinte au respect de l'environnement.

Conclusion :

L'une des questions les plus préoccupantes de ce jour est celle de la protection de l'homme à travers la protection de l'environnement. L'homme est au centre de cet enjeu car sa santé et sa survie dépend plus que jamais de la santé environnementale et de l'état des écosystèmes qui se dégradent de jour en jour en cause des diverses pollutions engendrées par les activités de l'homme ne se souciant pas de ses responsabilités vis-à-vis de son environnement.

Le monde a besoin aujourd'hui d'une nouvelle éthique pour faire face au danger qui menace l'humanité toute entière. Cette nouvelle éthique centrée sur l'homme et basée sur la primauté de la conservation des ressources naturelles, la sauvegarde à long terme de l'intérêt de l'humanité toute entière en passant par l'intérêt individuel et collectif.

La question de l'environnement est tributaire du comportement de l'homme. Ce dernier doit impérativement réfléchir à de nouveaux moyens pour sauvegarder la nature de son environnement et revoir son comportement en matière de finalités, d'objectifs, de planification et d'actions, car la solution se trouve avant tout dans le comportement et la conscience individuelle de l'homme puis dans celle des collectivités, et enfin dans les mesures prises par les autorités publics par le biais de l'éducation, de la réglementation et des sanctions. La gestion de l'environnement dépend de nos jours de l'existence d'une législation appropriée prenant en considération les facteurs culturels.

Bibliographie :

- Alex SAUNOIS, « La protection de la biodiversité : un enjeu majeur indissociable de la Responsabilité sociétale des entreprises », LesEchos.fr, juillet 2012.
- Dunn, C. and KINGHAM, «Establishing link between air quality and health», Social Science Medicine, 1996.
- Mahi TABET AOUL, « Environnement ; enjeux et perspectives », Edition Benmerabet, 2011.
- Myriam LEGENDRE, « Santé publique », S.F.S.P, Vol 15, 2003/3.
- Olivier BAILLY, « Vivre et mourir avec le risque industriel - Bhopal, l'infinie catastrophe », Le Monde diplomatique, décembre 2004.

L'abattement des nitrates et de l'ammonium présents dans les eaux usées domestiques par un filtre planté de papyrus

Nora Seghairi¹, Sara Badache², Nawel Guerrouf³

¹Faculté des Sciences et de la Technologie. ¹Laboratoire de Recherche en Génie civil, Hydraulique, Développement, Durable et Environnement (LARGHYDE).

Université Mohamed Kheider -Biskra- Algérie. nora_ba2000@yahoo.fr

²Faculté des Sciences Exactes et Sciences de la Nature et de la Vie. nguerrouf88@yahoo.com

³Faculté des Sciences Exactes et Sciences de la Nature et de la Vie. Badache.sarah@gmail.com

Résumé

Les effluents urbains sont riches en microorganismes pathogènes qui peuvent facilement nuire à la santé publique. En plus des éléments nutritifs favorables aux plantes, les eaux usées véhiculent également des éléments nocifs qui peuvent engendrer la baisse des rendements et de la qualité des produits. Ces éléments s'accumulent excessivement dans le sol, chargent les eaux de surface et souterraines provoquant la dégradation de leur qualité. Dans les milieux aquatiques, l'azote et le phosphore sont les deux principaux facteurs limitant du développement des organismes photosynthétiques. Lorsqu'ils sont introduits en excès et en présence de conditions de température et de luminosité propices, ils favorisent la prolifération massive des organismes photosynthétiques. Les filtres plantés de macrophytes, largement utilisés pour le traitement des eaux usées, deviennent aujourd'hui une alternative intéressante pour le traitement des eaux usées vues les grands avantages qu'ils présentent. Ils sont moins coûteux à réaliser et à exploiter; sont construits directement sur le site de rejet des eaux usées, nécessitent peu d'équipements mécanisés et finalement sont moins sensibles aux variations des charges polluantes. Plusieurs travaux ont prouvé leur aptitude à exploiter efficacement les eaux usées municipales et effluents industriels. C'est dans cette perspective que s'inscrit l'objectif de cette étude, qui est de mettre en évidence les potentialités d'un filtre planté de Papyrus à éliminer les nitrates et l'ammonium présents dans les eaux usées d'origine domestique. Ce travail consiste à contrôler le pouvoir épuratoire de cette plante durant le passage des eaux polluées à travers ce filtre. Les résultats obtenus montrent que le pourcentage d'élimination de l'ammonium est de l'ordre de 89.10% pour un temps de 7 jours par contre les nitrates augmentent dans les eaux usées traitées quelque soit le temps de séjours.

Mots-clés : Filtre planté, papyrus, eau usée, domestique, ammonium, nitrates.

The reduction of nitrates and ammonium present in domestic wastewater by a filter planted with papyrus

Abstract

Urban effluents are rich in pathogenic microorganisms that can easily harm public health. In addition to plant-friendly nutrients, wastewater also carries harmful elements that can lead to lower yields and reduced product quality. These elements accumulate excessively in the soil, load the surface and underground waters causing the degradation of their quality. In aquatic environments, nitrogen and phosphorus are the two main limiting factors in the development of photosynthetic organisms. When introduced in excess and in the presence of favorable temperature and light conditions, they promote the massive proliferation of photosynthetic organisms. Filters planted with macrophytes, widely used for the treatment of wastewater, are now an interesting alternative for the treatment of wastewater seen the great benefits they present. They are less expensive to build and operate; are built directly on the wastewater discharge site, require little mechanized equipment and ultimately are less sensitive to variations in pollutant loads. Several works have proven their ability to efficiently exploit municipal wastewater and industrial effluents. It is in this perspective that the objective of this study, which is to highlight the potential of a filter planted with Papyrus to eliminate nitrates and ammonium present in wastewater of domestic origin. This work consists in controlling the purifying power of this plant during the passage of polluted water through this filter. The results obtained show that the percentage of removal of ammonium is of the order of 89.10% for a time of 7 days against nitrates increase in treated wastewater regardless of the time of stay.

Key Words: Planted filter, papyrus, waste water, domestic, ammonium, nitrates.

6. INTRODUCTION

Le manque d'eau prend de jour en jour de l'ampleur devant des sources limitées et une explosion démographique accentuée par la demande croissante de deux secteurs stratégiques l'agriculture et l'industrie. Parmi les technologies de résolution de ce problème, c'est l'utilisation rationnelle des eaux et la réutilisation des eaux usées après traitement. Les eaux usées industrielles et l'utilisation intensive de fertilisants, de pesticides, de produits sanitaires, agricoles et pharmaceutiques constituent les causes majeures de la contamination des eaux naturelles [1]. Parmi les polluants des eaux, notre étude a accès sur l'étude de l'élimination des nitrates et de l'ammonium. Ces derniers sont des polluants inorganiques, dont la mobilité et la stabilité peuvent les rendre très dangereux dans les eaux. Ils contribuent à l'eutrophisation des lacs et des cours d'eau [2]. Les systèmes classiques d'épuration des eaux usées coûtent cependant très cher à construire et à opérer, puisqu'elles nécessitent l'intervention de

spécialistes et consomment beaucoup d'énergie. Les petites municipalités n'ont donc pas les moyens de s'offrir de telles installations pour épurer leurs eaux usées aussi est-il opportun de se tourner vers des technologies plus abordables mais pouvant offrir un rendement adéquat [3].

Aujourd'hui, le terme de phytoépuration est largement accepté et regroupe toutes les méthodes basées sur l'utilisation de végétaux supérieurs dans un but de traitement. Malgré leur développement récent, ces méthodes sont variées et des résultats encourageants ont d'ores et déjà été obtenus pour des problématiques diverses [4]. Ces technologies développées exploitent les capacités d'adaptation des systèmes racinaires aux fortes charges polluantes et aux conditions d'anoxie ou d'hypoxie du substrat, entraînant des relations symbiotiques entre les microorganismes et les racines qui favorisent l'élimination des polluants [5]. Au cours de leur évolution, les plantes ont développé des mécanismes complexes pour absorber les substances organiques ou minérales du sol, de l'eau et de l'air à travers leurs racines et leurs feuilles, lesquelles sont ensuite transportées dans d'autres parties de la plante pour être utilisées, transformées, dégradées ou stockées.

Le choix des plantes est un enjeu important dans les filtres plantés à macrophytes, car ils doivent survivre aux effets toxiques potentiels des eaux usées et de leur variabilité. La conception la plus largement utilisée en Europe est le système à écoulement subsuperficiel (SSP) avec le roseau commun (*Phragmites Australis*) [6], bien que d'autres espèces végétales, comme les quenouilles (*Typha spp.*), *Joncs (spp Scipus.)* et le roseau alpeste (*Phalaris Arundinacea*) ont été utilisés tant pour le traitement des eaux usées domestiques qu'industrielles. Plusieurs travaux ont prouvé leur aptitude à exploiter efficacement les eaux usées municipaux [7, 8] et effluents industriels [9, 10, 11].

C'est dans cette perspective que s'inscrit l'objectif de cette étude, qui est de mettre en évidence les potentialités d'un filtre planté de papyrus à épurer les eaux usées d'origine domestique et plus particulièrement à éliminer les nitrates et l'ammonium présents dans ces eaux.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

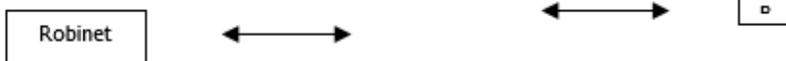
2.1. Mise en place du dispositif expérimental

Le pilote expérimental est constitué de deux bacs placés à l'air libre et remplis d'un substrat composé des graviers. Un premier bac est planté avec du papyrus et le deuxième laissé comme témoin. Les bacs ont été préparés avec l'objectif d'évaluer le pouvoir épurateur des filtres plantés. Les deux bacs sont remplis de gravier de rivière granitique (1^{ème} couche $\varnothing = 10-20$ mm, 2^{ème} couche $\varnothing = 5-10$ mm), avec une couche étroite au fond (3^{ème} couche, rempli de gravier grossier granitique ($\varnothing = 25-45$ mm) pour faciliter la distribution de l'eau. Le niveau d'eau a été maintenu à 5cm sous la surface du substrat (Fig.1).

Le Papyrus est un espèce méditerranéen, il est très répondeu dans les ravines humides et aux bords des eaux aussi dans tout le "Tel" et sur les hauts plateaux; il est également cultivé comme brise vent. C'est une plante ornementale parfaite pour grand jardin avec son magnifique feuillage estival. En hiver, son feuillage devient désordonné, et il faut le couper à ras On obtient ainsi une bonne repousse, "Versicolor" est un cultivar panaché apprécié dont les feuilles s'ornent de bandes crème [12]. En climat doux, la plante peut se révéler si vigoureuse qu'il faut contrôler sa croissance. Une tige de papyrus plongée tête en bas dans l'eau va produire des racines puis de nouvelles tiges vers le haut.



Fig. 1 : Schéma d'un filtre planté de papyrus



2.2. Méthodes d'analyses

Le fonctionnement du pilote expérimental a été contrôlé par la mesure des paramètres physico-chimiques, les échantillons sont prélevés à l'entrée et à la sortie des bacs. Les analyses physico-chimiques ont concerné les paramètres suivants: pH, Température, conductivité, ammonium et nitrates. L'eau usée prévue pour l'irrigation des héliophytes, implantés dans le substrat, a été prélevée d'un rejet d'origine domestique, dont les caractéristiques physico chimiques sont regroupées dans le tableau I.

Tableau I- Caractéristiques physico- chimiques des eaux usées domestiques

Paramètres	Eau usée brute	Unité
pH	8.02	-
Température	22.6	C°
C.E	3.5	ms/cm
NH ₄ ⁺	25.97	mg/l
NO ₃ ⁻	35.63	mg/l

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Influence du temps de séjour sur la variation des paramètres physiques (pH, température et conductivité) à la sortie du filtre planté de papyrus

On constate que le pH à la sortie des filtres plantés représente une diminution par rapport à celui des eaux usées brutes (Tab.2), respectant les normes de rejet délimitée entre (5.5<pH<8.5). Les travaux de [13, 10, 11] ont observé une légère diminution du pH qui passe de 7,2 dans les eaux usées brutes à environ 6,6 à 7 dans les eaux usées traitées par des filtres plantés de (*Schoenoplectus Validus*, *Typha*, *Papyrus* et *Tamarix*). Par contre, [9] ont rapporté une augmentation de pH de deux à trois unités à la sortie d'un lit planté de *Phragmites australis* à écoulement vertical.

Des températures enregistrées à l'entrée et à la sortie des filtres plantés de papyrus sont mentionnées dans le (Tab.2). La température de l'eau dans les filtres plantés de papyrus change peu avec la variation de la température de l'atmosphère. Ceci est dû à l'impact du couvert végétal qui constitue un écran limitant la pénétration du rayonnement solaire source de chaleur dans la profondeur du bassin. La température joue un rôle important dans la qualité de l'épuration et elle réduit le colmatage.

La conductivité des eaux récupérées par le filtre planté, atteint une moyenne supérieure à celle des eaux brutes (Tab.2). Cette augmentation est liée à une minéralisation excessive de la matière organique et au phénomène d'évapotranspiration qui tend à concentrer davantage l'effluent, à cause de la température élevée. Les travaux de [9] et aussi par [11,8] ont montré une augmentation de la conductivité des eaux usées traitées par des plantations de (*Typha*, *Phragmites*, *Roseau*, *papyrus* et *tamarix*).

Tableau 2- Influence du temps de séjours sur la variation des paramètres physiques de l'eau usée traitée

Temps de séjour	pH	Température °C	Conductivité (ms/cm)
2j	7.19	22.8	6.12
5j	7.15	22.9	6.82
7j	6.54	23.15	6.90
10j	6.28	24.2	11.21

3.2. Efficacité du filtre planté de papyrus dans l'élimination de l'ammonium et des nitrates présents dans les eaux usées

3.2.1. Elimination de l'ammonium

De la (Fig.2) qui représente le pourcentage d'élimination de l'ammonium à la sortie du filtre planté de papyrus ainsi que les concentrations résiduelles de l'ammonium. Nous observons une augmentation très nette des rendements d'élimination de ce composé de l'ordre de 89.10% pour un temps de séjour de 7 jours. La séquence nitrification-dénitrification est considérée comme le processus majeur d'élimination de l'azote [12]. En conditions anaérobies, les nitrates peuvent être éliminés par dénitrification microbienne. Cela explique la diminution du taux de l'azote ammoniacal par le filtre planté de papyrus. L'absorption de l'azote par la plante résulte d'une élimination temporaire d'une portion disponible de nitrate et d'ammonium. Ce pendant, à moins que les plantes ne soient fauchées, une portion non négligeable d'azote fixé peut retourner dans le système sous forme dissoute.

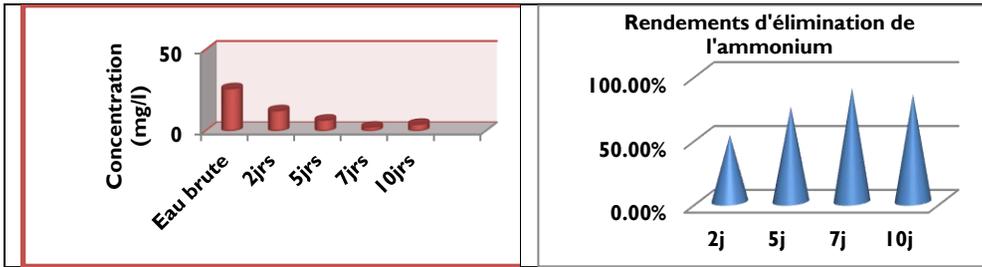


Fig-2- Evolution de l'ammonium à la sortie du filtre planté de papyrus

3.2.2. Variation des nitrates à la sortie du filtre planté

Par contre, nous avons constaté une augmentation très remarquable des teneurs en nitrates à la sortie du filtre. La concentration évolue de 35.63 mg/l initialement à 159.50 mg/l pour un temps de séjour de 7 jours. En effet les macrophytes aquatique tels que le roseau sont dotés d'une espace d'air interne bien développé à travers les tissus de la plante qui assure le transfert de l'oxygène vers les racines et les rhizomes. Ces quantités d'oxygène favorisent pratiquement la prolifération bactérienne nitrifiante au niveau de la rhizosphère [3]. Ces bactéries assurent la transformation de l'ammonium en nitrites puis en nitrates.

CONCLUSION

Nos résultats montrent un abattement très important de l'ammonium dans le filtre planté de papyrus avec un abattement de 89.10%. Ceci est lié à une meilleure oxygénation du substrat dans le lit permettant aux bactéries aérobies de proliférer et d'assurer en conséquence une meilleure minéralisation et oxydation de la matière organique. Par contre les concentrations des nitrates présents dans les eaux récupérées à la sortie du filtre planté augmentent quelque soit le temps de séjour. Les résultats obtenus permettront de confirmer le pouvoir épurateur du filtre planté de papyrus des eaux usées domestiques en vue de leur réutilisation dans une station de phytoépuration dans les régions semi-aride.

References

1. B. Ulén B, M. Bechmann, J. Fölster, H.P Jarvie and H.Tunney, Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland: a review. *Soil Use Manag.* 23 (2007), 5-15.
2. H.P. Jarvie, C. Neal, and Withers, Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? *Sci. Total Environ.* 360, (2006) 246-253.
3. V.Bouffard V, Milieux humides artificiels pour l'amélioration de l'efficacité de traitement des eaux usées domestiques d'une petite municipalité. *Mémoire du grade de maitre ès sciences. Université de Sherbrook.* 2000.150p.
4. H.Brix H, Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech* 29, (1994) 71-78.
5. I.Kern I, C. Idler, Treatment of domestic and agricultural wastewater by reed bed systems. *Ecological Engineering*, 12, (1999), 13-25
6. J.Vymazal J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecol. Eng* 25, (2005) . 478-4
7. D.Moll. Les normes de rejet des eaux et les paramètres d'analyses de la pollution (Grenoble eau pure rapport) , 2005.
8. L. Mimeche, M. Debabeche, , N. Seghairi, N. Benameur, Possibilités d'élimination des polluants des eaux usées urbains sous climat aride par filtre planté du Cypurus Papyrus. du savoir N°21, 2016.
9. S.Tiglyene, L. Mandi, AÉ. Jaouad, Enlèvement du chrome par infiltration verticale sur lits de phragmites australis. *Rev. Sci.Eau* 18(2), (2005) 177-19
10. N. Benameur, Analyse des microorganismes présents dans les lits à macrophytes lors de la phytoépuration des eaux usées. Mémoire de magister, Université de Biskra 2010
11. Seghairi, N. Mimeche, L. Debabeche, M. et Khider, S, Possibilités d'élimination des phosphates et de l'azote à partir des eaux domestiques en utilisant un filtre planté de papyrus. 4^{ème} Edition du Congrès International sur Eau, Déchet et Environnement- Agadir- Maroc (2013)
12. G. Bowes, and S. Beer, Physiological Plant Processes: Photosynthesis. *Aquatic plant for water treatment and resource recovery.* Reddy, K. R. and Smith, W. H. Orlando, Mangnolia Publishing Inc: (1987) 311-335.

**Evolution de la biodiversité végétale dans la région de Tlemcen
entre 2001 et 2018**

AminaSIBA¹, RéddaABOURA² et AbdessamadMERZOUK³

¹Laboratoire d'Ecologie et Gestion des Ecosystèmes Naturels, Département, d'Ecologie et Environnement, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, et des Sciences de la Terre et de l'Univers ; Université de Tlemcen, BP 119, 13000 Algérie. +213 6 68 83 60 82, siba_amina@yahoo.fr

²Laboratoire d'Ecologie et Gestion des Ecosystèmes Naturels, Département, d'Ecologie et Environnement, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, et des Sciences de la Terre et de l'Univers ; Université de Tlemcen, BP 119, 13000 Algérie. +213 6 69 66 44 33, aredda78@yahoo.fr

³Laboratoire d'Ecologie et Gestion des Ecosystèmes Naturels, Département, d'Ecologie et Environnement, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, et des Sciences de la Terre et de l'Univers ; Université de Tlemcen, BP 119, 13000 Algérie. +213 7 71 65 52 86, as_merzouk@yahoo.fr

Résumé

Une meilleure compréhension de l'évolution des modes d'utilisation du couvert végétal est une préoccupation majeure pour les pays dont les écosystèmes subissent des dégradations sévères. En effet, les dynamiques d'occupation des sols ont des implications directes sur la disponibilité des ressources naturelles.

Différents travaux de recherche ont été réalisés jusque-là sur la végétation du nord-ouest oranais en Algérie. Notre étude menée sur la région de Tlemcen met en évidence l'ampleur des changements du couvert végétal entre 2001 et 2018, tous en comparant la végétation de cette région sur une durée de 17 ans, nous essayons de donner un aperçu sur la végétation de cette dernière qui est caractérisée par une diversité floristique importante.

Pour la réalisation de ce travail, on a fait plusieurs inventaires floristiques répartis sur divers sites allant du littoral vers le matorral.

Notre tâche d'étude est menée sur la composition de la flore par famille et les pourcentages des différents types biologiques.

Les résultats montrent une évolution régressive prononcée du couvert végétal qui est dû à plusieurs facteurs : la déforestation, le surpâturage, les incendies de forêts et l'érosion hydrique.

Mots clés : Végétation - Biodiversité – Dégradation – Tlemcen

Evolution of plant biodiversity in the Tlemcen region between 2001 and 2018

Abstract

A better comprehension of the evolution of the modes of use of vegetable cover is a major concern for the countries whose ecosystems undergo severe degradations. Indeed, the dynamic ones of occupation of the grounds have direct involvements on the availability of the natural resources.

Various research tasks were completed up to that point on the vegetation of the Oranian North-West in Algeria. Our study conducted on the area of Tlemcen highlights the extent of the changes of vegetable cover between 2001 et 2018, all by comparing the vegetation of this area over one 17 years duration, we try to give an outline on the vegetation of the latter which is characterized by an important floristic diversity.

For the realization of this work, one made several floristic inventories distributed on various sites going of the littoral towards the matorral.

Our task of study is carried out on the composition of the flora by family and the percentages of the various biological types.

The results montrentune marked regressive evolution of the vegetable cover which is due to several factors: deforestation, overgrazing, forest fires and hydrous erosion.

Key Words: Vegetation - Biodiversity - Degradation – Tlemcen

I. INTRODUCTION

La végétation joue un rôle fondamental dans la structure et le fonctionnement de l'écosystème dont elle constitue une expression du potentiel biologique. Cependant, le couvert végétal naturel y est soumis à un double stress édaphoclimatique d'une part et anthropogène d'autre part [1].

La présence de différentes strates végétales (herbacées, arborées,...) constituent dans une région une biodiversité, ce mot est récemment introduit dans le dictionnaire d'écologie et on peut le considérer comme un néologisme composé à partir des mots biologie et diversité.

Le maintien de la biodiversité est une composante essentielle du développement durable Journal officiel du 12 avril 2009 [2].

La diversité des situations climatiques de la région méditerranéenne et son histoire géologique et paléogéographique lui ont conféré une végétation naturelle riche et variée. Le nombre d'espèces de plantes à fleur dans le bassin méditerranéen serait de l'ordre de 25000 [3-4].

Le bassin méditerranéen est le troisième hotspot le plus riche du monde en diversité végétale [5-6]. On y trouve environ 30000 espèces de plantes, dont plus de 13000 endémiques ou n'existant nulle part ailleurs. De nombreuses autres découvertes sont faites chaque année [7-6].

La forêt méditerranéenne est composée d'environ de 247 espèces ligneuses par rapport aux forêts Européennes (13 espèces) d'après le bilan établi par Quezel [8].

Mais notre zone d'étude comme toutes régions dans ce monde où sa biodiversité est exposée à une dégradation causée par l'homme et par les changements climatiques. Le but de ce travail est de donner l'état du couvert végétal pour cette région en deux périodes différentes avec un intervalle de 17 ans (entre 2001 et 2018).

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1. Situation géographique

Afin de réaliser notre travail nous avons pris deux stations réparties entre le littoral et le matorral de la région de Tlemcen et sont respectivement la station de Ghazaouet et Hammam Boughrara. Ces stations ont été choisies selon le taux de recouvrement végétal dans notre région d'étude. Cette dernière se trouve sur la partie occidentale du Nord-Ouest algérien près de la frontière algéro-marocaine est limitée au Nord par la mer méditerranéenne. La figure suivante montre la répartition des stations sur la région d'étude.

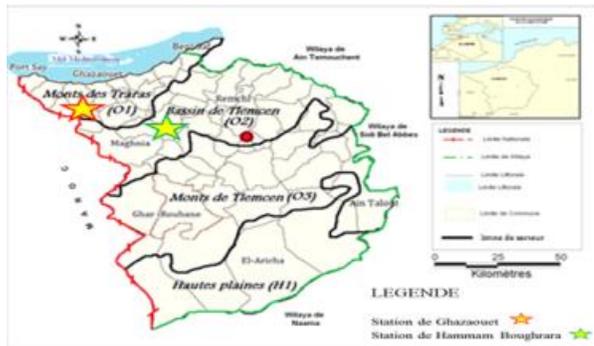


Fig 1 - Localisation des stations sur la région de Tlemcen.

2.2. Méthodologie et zonage écologique

La connaissance de la composition floristique de la région d'étude passe principalement par l'intermédiaire d'inventaires botaniques réalisés sur le terrain suivis d'une identification de chaque espèce végétale à partir de la nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales [9].

L'étude de la végétation a été réalisée par la méthode de Braun Blanquet [10] (1951). Pour cela des sites jugés représentatifs et hétérogènes de point de vue conditions microstationnelles (pente, ouverture du milieu) ont été choisis. La répartition de ces stations choisies nous a permis de définir deux grandes zones dans la région d'étude une dans le Nord où on trouve le littoral et qui englobe une station dans les monts de Traras et l'autre se situe dans le Sud et qui est représenté par le matorral qui comprend la station de Hammam Boughrara.

2.3. L'aire minimale

Nos deux stations d'études se localisent dans des écosystèmes a tapi végétal très étendu, riche et diversifié.

Cette richesse se traduit par le nombre élevé des familles botaniques trouvées lors des relevées floristiques. Elle est aussi traduite par le nombre d'espèces dans chacune des familles.

La comparaison faite dans cette étude nous a mené à dire qu'il n'y a pas eu une très grande différence entre les deux périodes, car les mêmes familles dominent depuis 17 ans dans le couvert végétal des deux stations mais avec des proportions différentes. Cette différence est traduite par la disparition de quelques espèces ou le changement de leurs taux d'abondance-dominance.

Ce changement est aussi confirmé au niveau des types biologiques dont leur classement a changé d'une période à une autre dans une même station traduite aussi par le changement du couvert végétal par une régression négative.

Références

- [54] B. Tarik , A. Arslan, Dégradation des écosystèmes steppiques et stratégie de développement durable. Mise au point méthodologique appliquée à la Wilaya de Naama(Algérie), (2010).
- [55] [http:// www.legifrance.gouv.fr](http://www.legifrance.gouv.fr) Affich Texte.do. in cours biodiversité.
- [56] H.N. Le Houerou, La Méditerranée en l'an 2050 : impacts respectifs d'une éventuelle évolution climatique et de la démographie sur la végétation. Les écosystèmes et l'utilisation des terres : étude prospective. La météorologie, (1991) VII séries, 36: 4 -37.
- [57] M. Skouri, La désertification dans le bassin Méditerranéen : Etat actuel et tendance Division of ecological studies UNESCO Paris France CIHEAM – Options Mediterraneennes, (1993), p 37.
- [58] R.A. Mittermeier, P.R. Gil, M. Hoffmann, J. Pilgrim, T. Brooks , C.G. Mittermeier, J. Lamoreux, G.A.B. Da Fonseca, Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. University of Chicago Press for Conservation International. modelling in some cultivated soils. Europ. J. Soil Sci, (2004), 47, 485-493.
- [59] D. Dernegi, Profil d'écosystème hotspot de la biodiversité du bassin méditerranéen. (2010), p1.
- [60] Plantlife International, Identifying and Protecting the world's most Important Plant Areas. A guide to implementing Target 5 of the Global Strategy for Plant Conservation. Plantlife International. London, (2004), p77.
- [61] P. Quezel, Biodiversité végétale des forêts méditerranéennes, son évolution éventuelle d'ici à trente ans. Forêt Méditerranéenne, (1999), XX : 3-8.
- [62] P. Quezel P. S. Santa, Nouvelle flore d'Algérie et des régions désertiques méridionales. Ed. CRNS, Paris (FR), (1962/1963), Tome I : 1-565, Tome II : 566-1170.
- [63] J. Braun-Blanquet, Les groupements végétaux de la France méditerranéenne.C.N.R.S.Paris, (1951) , 297P.

Niveau de la contamination des poissons (*chrysichthys nigrodigitatus*) par les éléments traces (Pb, Cu, Zn, Fe, Cd et Hg) dans le système lagunaire d'Aghien-Potou (Sud-Est de la Côte d'Ivoire)

Abou TRAORE^{1*}, Richard Kouassi M'BRA², Yolande AKE-ASSI³, Gbombele SORO⁴ et Nagnin SORO⁵

¹Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Eau et de l'Environnement, UFR des Sciences de la terre et des ressources Minières 22 BP 582 Abidjan 22, Université Félix Houphouët Boigny de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire. Téléphone : (225) 07 27 83 48 E-mail : aboutraoreat@gmail.com

²Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Eau et de l'Environnement, UFR des Sciences de la terre et des ressources Minières 22 BP 582 Abidjan 22, Université Félix Houphouët Boigny de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire. Téléphone : (225) 07 88 27 67 E-mail : mbrarfresco@yahoo.fr

³Laboratoire Central pour l'Hygiène Alimentaire et l'Agro-industrie, LANADA, Ministère de l'Agriculture, 04 BP 612 Abidjan 04 Côte d'Ivoire. Téléphone : (225) 05 04 63 80 Email : aaay02@yahoo.fr

⁴Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Eau et de l'Environnement, UFR des Sciences de la terre et des ressources Minières 22 BP 582 Abidjan 22, Université Félix Houphouët Boigny de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire. Téléphone : (225) 07 27 83 48 E-mail : marc_soro@yahoo.fr

⁵Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Eau et de l'Environnement, UFR des Sciences de la terre et des ressources Minières 22 BP 582 Abidjan 22, Université Félix Houphouët Boigny de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire. Téléphone : (225) 07 27 83 48 E-mail : soro_nagnin@yahoo.fr

Résumé :

La bioaccumulation des éléments en traces métalliques (ETM) dans les produits halieutiques peut causer plusieurs maladies et dysfonctionnements dans l'organisme des populations qui les consomment. Elle constitue une préoccupation majeure pour les scientifiques et les pouvoirs publics en Côte d'Ivoire. L'objectif de cette étude est de déterminer les concentrations des éléments traces (Cu, Pb, Fe, Cd, Zn et Hg) dans les poissons *Chrysichthys nigrodigitatus* du système lagunaire Aghien-Potou en vue de préserver la santé des populations du District autonome d'Abidjan qui les consomment. Sa réalisation a nécessité l'utilisation des méthodes de l'Association Française de Normalisation et d'un Spectromètre d'Absorption Atomique (SAA) de type SpectraAA 110. Les résultats obtenus montrent que dans les eaux lagunaires, les concentrations moyennes en Pb (19,17 µg/L) et en Fe (2640,09 µg/L) sont supérieures aux normes de l'OMS. Dans les sédiments lagunaires, les concentrations moyennes en Cu (61,57 mg/kg), en Fe (63223,57 mg/kg) et en Hg (1,77 mg/kg) sont largement supérieures aux normes pour les sédiments non pollués. Les concentrations moyennes en éléments traces dans les poissons sont de 0,38 mg/kg pour Pb ; 0,008 mg/kg pour Cd ; 1,70 mg/kg pour Cu ; 0,02 mg/kg pour Zn ; 1,33 mg/kg pour Fe et 0,21 mg/kg

pour Hg. Sur un total de 32 poissons, 50% sont contaminés par le plomb et le fer, 22% par le cuivre, 3% par le cadmium et le mercure. Les facteurs de bioconcentration (FBC) calculés montrent que cette contamination se fait par le biais des eaux lagunaires et par les aliments consommés par les poissons. La contamination des poissons est attribuée à la fois à des sources naturelles et anthropiques des ETM qui affectent leurs habitats.

Mots-clés : Eléments en traces métalliques, SAA, Bioconcentration, Dysfonctionnements

Level of contamination of fish (*chrysichthys nigrodigitatus*) by trace elements (Pb, Cu, Zn, Fe, Cd and Hg) in the Aghien-Potou lagoon system (south-eastern of Côte d'Ivoire).

Abstract:

The bioaccumulation of trace metals elements (TME) in fish products can cause several diseases and dysfunctions for consumers. This is a major concern for scientists and public authorities in Côte d'Ivoire. The objective of this study is to determine the concentrations of trace elements (Cu, Pb, Fe, Cd, Zn and Hg) in *Chrysichthys nigrodigitatus* fish of the Aghien-Potou lagoon system in order to preserve human health in the district of Abidjan where this fish is more consumed. Its realization required the use of the methods of the French Association of Normalization and an Atomic Absorption Spectrometer (SAA), SpectrAA 110 type. The results obtained show that in the water of this lagoon, the average concentrations of Pb (19.17 μ g/L) and Fe (2640.09 μ g/L) are above WHO standards. In the sediments, the mean concentrations of Cu (61.57 mg/kg), Fe (63223.57 mg/kg) and Hg (1.77 mg/kg) are significantly above the standards for unpolluted sediments. The average concentrations of trace elements in fish are 0.38 mg/kg for Pb; 0.008 mg/kg for Cd; 1.70 mg/kg for Cu; 0.02 mg/kg for Zn; 1.33 mg/kg for Fe and 0.21 mg/kg for Hg. Out of a total of 32 fish, 50% are contaminated with lead and iron, 22% with copper, 3% with cadmium and mercury. The bioconcentration factors (BCFs) calculated show that this contamination is through lagoon waters and food consumed by the fish. Fish contamination is attributed to both natural and anthropogenic sources of TME that affect their habitats.

Key words: Trace metals elements, SAA, bioconcentration, Dysfunctions

I. INTRODUCTION

Les éléments en traces métalliques (ETM) posent de sérieux problèmes écologiques, tant par le caractère ubiquiste de leur présence au sein de la biosphère que par leur toxicité et leur bioaccumulation potentielle dans plusieurs espèces aquatiques induisant des effets dévastateurs sur la balance écologique de l'environnement aquatique [1] et [2]. Les poissons exposés aux éléments traces sont consommés par les populations et, par conséquent, constituent un moyen de transfert de ces éléments toxiques. Il est donc indispensable de contrôler le niveau de contamination des produits alimentaires de l'environnement aquatique par les éléments traces. Aussi, plusieurs études à travers le monde notamment celles de Rauf et Ubaidullah (2009) [3], Kamaruzzaman *et al.* (2010) [4], Manda *et al.* (2010) [2], Ladigbolu *et al.* (2011) [5], Ndimele *et al.* (2011) [6] et Kumar *et al.* (2012) [7] ont-elles concerné la contamination de différentes espèces de poissons par les éléments traces métalliques.

En Côte d'Ivoire le poisson occupe une place très importante dans l'alimentation des populations. La quantité de poissons consommés est de 43,8 g/jour/personne [8]. Cependant, il existe très peu d'études sur le niveau de contamination des poissons par les ETM. Seules quelques études dont celles de Métongo et Kouamenan (1991) [9] et Koffi *et al.* (2007) [8] ont concerné le niveau de contamination des poissons en mercure. Aux environs et en bordures des lagunes Aghien et Potou, sont installés plusieurs villages et campements. La forêt dense y est détruite et remplacée progressivement par de grandes plantations industrielles et villageoises. Pourtant, l'utilisation des engrais et des pesticides dans les plantations, le déversement des eaux usées et les déchets domestiques ruraux sont reconnus comme les principales sources de l'accumulation des ETM dans l'environnement aquatique [10], [11] et [12]. Les habitudes alimentaires, faites de poissons particulièrement chez les peuples lagunaires de la Côte d'Ivoire, peuvent exposer les populations à la toxicité des éléments traces. Cette étude a pour objectif de déterminer les concentrations de certains ETM (Cu, Pb, Fe, Cd, Zn et Hg) dans des poissons *Chrysichthys nigrodigitatus* en vue de préserver la santé des populations. Le choix de cette espèce de poisson s'explique par son abondance dans les eaux lagunaires d'Aghien et de Potou et par le fait qu'il est très prisé par les populations du District autonome d'Abidjan.

2. MATERIEL ET METHODES

2.1. Zone de l'étude

Les lagunes Aghien et Potou sont situées entre 5°18' et 5°27' de latitude Nord et 3°45' et 3°56' de longitude Ouest (Figure 1). Elles sont reliées par un canal naturel, avec en amont la lagune Aghien dont la superficie est de 20,2 km² et en aval, la lagune Potou, avec 22,8 km² [13]. Ce canal naturel constitue l'espace de circulation des poissons entre les deux lagunes.

2.2. Echantillonnage

Un total de 16 stations a été choisi pour le prélèvement des échantillons d'eau et de sédiments (Figure 1). Trente-deux (32) poissons de l'espèce *Chrysiichthys nigrodigitatus* ont été collectés sur le plan d'eau lagunaire auprès des pêcheurs le jour où les prélèvements d'échantillons d'eau et de sédiments ont été effectués. Après l'échantillonnage, tous les échantillons collectés ont été transportés au Laboratoire Central pour l'Hygiène Alimentaire et l'Agro-industrie (LCHAI) du Laboratoire Nationale d'Appui au Développement Agricole (LANADA) pour être analysés.

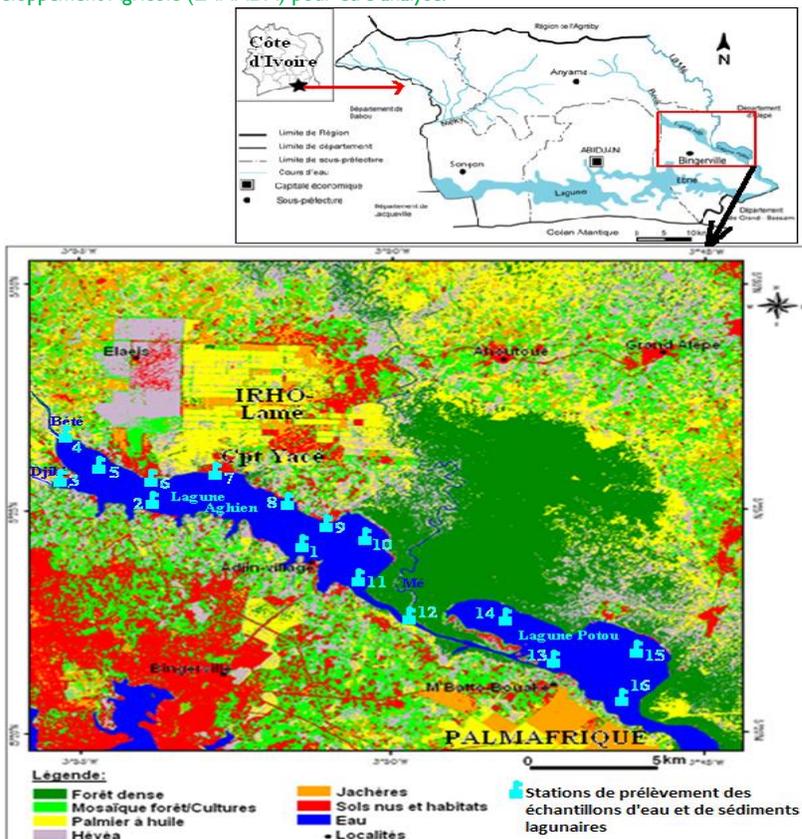


Fig. 1 - Localisation des stations de prélèvement.

2.3. Méthodes de traitement et d'analyse des échantillons

Un millilitre (1 ml) d'acide nitrique (HNO₃) concentré a été ajouté à chaque échantillon d'un litre d'eau. Les flacons ont été hermétiquement fermés et homogénéisés avant le prélèvement de 100 ml pour l'analyse des éléments traces.

Les échantillons de sédiments ont été broyés et tamisés jusqu'à l'obtention de particules de diamètre inférieur à 63 µm. La méthode de digestion qui a été utilisée est celle de la décomposition totale préconisée par Tessier *et al.* (1979) [14]. A la fin de la minéralisation, les solutions d'échantillons obtenues ont été conservées dans des flacons en polypropylène avant leur analyse.

Avant leur dissection, la taille et la masse des poissons ont été mesurées. Les poissons ont été débarrassés de leur peau et les muscles situés entre le dos et la queue ont été prélevés. La minéralisation pour le dosage des éléments Cu, Pb, Fe, Cd et Zn a été effectuée selon la méthode AOAC (2003) [15].

A partir d'un homogénat de chair, les fractions de 0,5 g ont été prélevées et attaquées par 5 ml d'acide nitrique (65% w/w) et 2 ml d'eau oxygénée (30%). Le minéralisé a été récupéré dans une fiole de 25 ml et complété au trait de jauge avec de l'eau bidistillée. Les analyses ont été effectuées à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique de marque VARIAN, type SPECTRA AA110 équipé d'un four graphite GTA 110 et d'une lampe de Deutérium pour la correction du bruit de fond. Pour le mercure, la méthode AOAC (2000) [16] a été appliquée.

Estimation de l'intensité de la contamination

L'intensité de la contamination des poissons a été estimée à partir de la comparaison entre les valeurs d'éléments traces déterminées et les valeurs références des concentrations maximales limites de ces éléments dans les poissons [17] et [18].

Calcul du facteur de bioconcentration (FBC)

Le FBC est un paramètre utilisé pour décrire le transfert d'éléments en traces métalliques (ETM) du biotope (eau, sédiments, air, sol) aux organismes. Il est issu du rapport entre la concentration d'un élément en trace métallique dans un organisme en état d'équilibre et sa concentration dans le biotope [19] et [20] comme l'indique l'équation ci-après :

$$\text{FBC} = \frac{\text{Concentration de l'ETM dans l'organisme}}{\text{Concentration de l'ETM dans l'eau ou les sédiments}} \quad (1)$$

Si FBC est supérieur à 1, il y a une bioconcentration de l'élément trace et donc son transfert du biotope vers l'organisme.

Mise en évidence de l'existence du phénomène de bioamplification des éléments traces

Les droites de régression linéaire entre d'une part, la concentration des ETM et la taille des poissons, d'autre part, entre la concentration des ETM et la masse des poissons ont été réalisées. Les coefficients de détermination de ces droites ont été analysés.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

ETM dans les eaux et les sédiments lagunaires

Dans les eaux lagunaires d'Aghien et de Potou, seules les concentrations moyennes en Pb (19,17 µg/L) et en Fe (2640,09 µg/L) sont supérieures aux normes de l'OMS (2011) [21] pour l'eau potable qui sont respectivement de 10 µg/L et 300 µg/L. Dans les sédiments lagunaires, les concentrations moyennes en Fe (63223,57 mg/kg), en Hg (1,77 mg/kg) et en Cu (61,57 mg/kg) sont largement supérieures aux normes pour les sédiments non pollués qui sont de 41000 mg/kg pour le Fe, 0,05-0,3 mg/kg pour le Hg [22] et de 24,84 mg/kg pour le Cu [23]. Les éléments traces contenus dans les eaux et les sédiments lagunaires sont susceptibles de contaminer les ressources halieutiques notamment les poissons.

ETM dans les poissons

Le tableau 1 présente les paramètres statistiques des ETM dans 32 poissons (*Chrysichthys nigrodigitatus*) du système lagunaire Aghien-Potou. Les concentrations moyennes en Pb, Cd, Cu, Zn, Fe et Hg sont respectivement de 0,38 mg/kg, 0,008 mg/kg, 1,70 mg/kg, 0,02 mg/kg, 1,33 mg/kg et 0,21 mg/kg dans les poissons. Les pourcentages de poissons présentant une bioaccumulation en ETM à des concentrations supérieures aux normes internationales pour la consommation humaine et donc impropres à la consommation se présentent ainsi : 50% pour le Pb et le Fe, 22% pour le Cu et 3% pour le Cd et le Hg. Tous les facteurs de bioconcentration (FBC) calculés par rapport aux sédiments (Tableau 2) sont inférieurs à 1 indiquant ainsi que les sédiments ne constituent pas la source des ETM trouvés dans les poissons. En revanche, les FBC calculés par rapport aux eaux lagunaires (Tableau 2) montrent que le Cu contenu dans les muscles des poissons provient en partie de ces eaux. Quant aux éléments tels que Pb, Zn, Fe, Cd, Hg et une partie du Cu contenus dans les muscles des poissons, ils proviennent de leur alimentation. En effet, selon Laleye *et al.* (1995) [24] et Blé *et al.* (2008) [25], *Chrysichthys nigrodigitatus* possède un régime omnivore benthophage. Vivant sur le fond, il trouve sa nourriture dans les fonds vaseux et consomme principalement des débris organiques et d'invertébrés. Son régime alimentaire est composé d'insectes, de crustacés (planctoniques, décapodes, copépodes, amphipodes, isopodes), de mollusques (bivalves), de petits poissons et de macrophytes. En plus du fait que la recherche de relations entre la masse des poissons, la taille des poissons et les concentrations en Cd, Hg, Zn, Cu, Pb et Fe des muscles des poissons (Tableau 3) n'a montré aucune corrélation significative, il n'y a pas de bioamplification de ces ETM dans les poissons. Ces éléments traces du système lagunaire Aghien-Potou sont issus du pluviolavage de la voûte forestière et de l'altération des formations géologiques de la région [26]. Ils proviennent également du lessivage des produits phytosanitaires et des fertilisants utilisés dans les plantations. En effet, les pesticides contiennent de l'As, du Hg, du Pb, du Cu, du Sn, du Zn, du Mn et les engrais sont composés de Cd, Hg, Pb, Al, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn [22]. En plus, les populations traversent les lagunes à l'aide d'embarcations motorisées qui utilisent du carburant dont les résidus sont

déversés dans les eaux. Calamari et Naeve (1994) [22] indiquent que les carburants contiennent du Ni, du Hg, du Cu, du Fe, du Mn, du Pb et du Cd. Les eaux lagunaires constituent un réceptacle pour les déchets domestiques produits par les populations riveraines ; or les concentrations en Cu, Cd, Zn, Pb et Hg sont 5 à 127 fois plus importantes dans les décharges que dans les sols [27].

Les concentrations en Cd (0,008 mg/kg), Cu (1,70 mg/kg), Zn (0,02 mg/kg) et Fe (1,33 mg/kg) dans les poissons des lagunes Aghien et Potou sont inférieures à celles déterminées dans les poissons de la même espèce *Chrysichthys nigrodigitatus* dans la rivière Ogba par Obasohan *et al.* (2006) [28] qui ont trouvé 0,085 mg/kg pour Cd, 5,32 mg/kg pour Cu, 5,91 mg/kg pour Zn. Elles sont inférieures aux concentrations déterminées dans les poissons *Chrysichthys nigrodigitatus* de la lagune Ologe par Ndimele *et al.* (2011) [6] qui ont trouvé 2,41 mg/kg pour Cu, 20,97 mg/kg pour Zn et 36,97 mg/kg pour Fe. Ladigbolu *et al.* (2011) [5] ont indiqué dans la lagune de Lagos des concentrations de 1,38 mg/kg pour Cd, 5,98 mg/kg pour Cu, 8,35 mg/kg pour Zn et 4,16 mg/kg pour Fe. Les poissons d'Aghien et de Potou sont plus pollués en Pb (0,38 mg/kg) que ceux de la lagune Ologe (0,08 mg/kg) et le sont moins que ceux de la rivière Ogba (0,5 mg/kg) et de la lagune de Lagos (1,56 mg/kg). Les écarts de concentrations en éléments traces observés dans les poissons de ces milieux aquatiques pourraient être dus aux caractéristiques physico-chimiques de ces biotopes et à leur état de pollution métallique. L'accumulation des ETM dans l'organisme humain peut causer plusieurs maladies et dysfonctionnements. En effet, l'intoxication au cadmium, chez la femme enceinte, a été liée à la diminution de la durée de la grossesse, à la diminution du poids du nouveau-né et au dysfonctionnement du système endocrinien et/ou immunitaire chez l'enfant [29]. Le plomb peut causer des effets sur le système nerveux du fœtus et sur le développement mental du mineur [30]. Il pourrait aussi induire une peroxydation lipidique dans les glandes annexes des voies séminales, dont le produit, le malondialdéhyde, libéré dans le liquide séminal, induirait une altération du mouvement des spermatozoïdes [31]. Le mercure a des effets toxiques sur le système cardio-vasculaire [32], sur le système gastro-intestinal, sur le système immunitaire [33] ; [34] et [35]. En excès, le cuivre produit des radicaux libres responsables de lésions cellulaires au niveau de l'ADN et d'organites tels que les mitochondries ou les lysosomes [36]. L'hépatotoxicité dans l'intoxication au fer a été décrite par Robertson et Tenenbein (2005) [37].

Tableau 1 - Concentrations des éléments traces (en mg/kg) dans les muscles de *Chrysichthys nigrodigitatus* du système lagunaire Aghien-Potou comparées aux normes internationales.

ETM	Min.	Max.	Moyenne ± es	Cv (%)	Poissons impropres (%) ± es	U.E. (2005) [17]	FAO/OMS (2011) [18]
Pb	0	1,01	0,38 ± 0,07	98,76	50 ± 9%	0,2	0,3
Cd	0	0,5	0,008 ± 0,002	137,49	3 ± 3,1%	0,05	0,025
Cu	0	29,89	1,70 ± 0,97	322,16	22 ± 7,4%		0,05-0,5
Zn	0	0,04	0,02 ± 0,002	44,80	0%		0,3-1
Fe	0	5,63	1,33 ± 0,27	113	50 ± 9%		0,8
Hg	0	0,53	0,21 ± 0,03	98,76	3 ± 3,1%	0,5	0,5

U.E. ; Union Européenne

Tableau 2 - Résumé des facteurs de bioconcentration des éléments traces des muscles de *Chrysichthys nigrodigitatus*.

Paramètres	Pb	Cd	Cu	Zn	Fe	Hg
Nombre de poissons contaminés par l'eau	0	0	7	0	0	
Pourcentage de FBC par rapport à l'eau > 1	0%	0%	21,88 ± 7,42%	0%	0%	
Nombre de poissons contaminés par les sédiments	0	0	0	0	0	0
Pourcentage de FBC par rapport aux sédiments > 1	0%	0%	0%	0%	0%	0%

Tableau 3 - Relations entre la masse des poissons, la taille des poissons et les teneurs en éléments traces des muscles des poissons.

ETM (mg/kg)	Equation de la droite de régression linéaire	Coefficients de détermination entre les ETM et la masse des poissons	Equation de la droite de régression linéaire	Coefficients de détermination entre les ETM et la taille des poissons
Cd	$y = -8.10^{-6}x + 0,009$	0,16	$y = -0,000x + 0,013$	0,23
Cu	$y = 0,009x - 0,64$	0,35	$y = 0,122x - 1,485$	0,25
Zn	$y = -2.10^{-5}x + 0,027$	0,45	$y = -0,000x + 0,029$	0,30
Pb	$y = 6.10^{-5}x + 0,361$	0,03	$y = 0,006x + 0,211$	0,19
Hg	$y = -0,000x + 0,313$	0,49	$y = -0,009x + 0,463$	0,62
Fe	$y = 0,002x + 0,821$	0,28	$y = 0,046x + 0,120$	0,35

CONCLUSION

Les poissons *Chrysichthys nigrodigitatus* du système lagunaire Aghien-Potou sont pollués par les éléments traces à raison de 50% par le plomb et le fer et de 22% par le cuivre. La pollution de ces poissons se fait par le biais des eaux lagunaires et de leur alimentation. Elle peut être attribuée à des sources naturelles et anthropogéniques des ETM qui affectent leurs habitats. La consommation de ces poissons constitue une sérieuse menace pour la santé des populations.

Références

1. B.O. Atolaye, M.O. Aremu, Bioaccumulation of some trace elements in the body parts of fish species associated with soil sediment and water from Eoemaganiâ confluence in nasarawa state, Nigeria, *EJEAFChe*; 6 (2007) 2001-2008.
2. B.K. Manda, G. Colinet, I. André, A.C. Manda, J-P. Marquet, J-C. Micha, Evaluation de la contamination de la chaîne trophique par les éléments traces (Cu, Co, Zn, Pb, Cd, U, V et As) dans le bassin de la Lufira supérieure (Katanga/RD Congo), *TROPICULTURA*, 28 (2010) 246-252.
3. A.M.J. Rauf, M. Ubaidullah, Heavy metal levels in three major Carps (Catla catla, Labeo rohita and Cirrhina mirgala) from the river Ravi, Pakistan, *Pakistan Veterinary Journal*, 29 (2009) 24-26.
4. B.Y. Kamaruzzaman, M.C. Ong, S.Z. Rina, B. Joseph, Levels of some heavy metal in fishes from Pahang river estuary, Pahang, Malaysia. *Journal of Biological Science*, 10 (2010) 157-161.
5. I.A. Ladigbolu, K.J. Balogun, R.O. Shelle, Hydrochemistry and levels of some heavy metals in samples of Ibeshe, Lagos Lagoon Complex, Nigeria, *Journal of American Science*, 7 (2011) 625-632.
6. P.E. Ndimele, C.A. Kumolu-Johnson, M.A. Anetekhai, Spatial and temporal variations of some heavy metals in water, sediment and *Chrysichthys nigrodigitatus* (Lacepède, 1803) from Ologe Lagoon, Lagos, Nigeria, *International Journal of Biological Chemistry*, 5 (2011) 248-257.
7. B. Kumar, K.S. Sajwan, D.P. Mukherjee, Distribution of Heavy Metals in Valuable Coastal Fishes from North East Coast of India, *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12 (2012) 81-88.
8. K.M. Koffi, G.H.M. Biego, Y. Aké-Assi, N.G. Agbo, Estimation de l'apport en mercure à partir de la consommation de poisson en Côte d'Ivoire, *Sciences & Nature*, 4 (2007) 171-177.
9. M.B. Soro, K.F. Kouamenan, Concentration en mercure dans les muscles du thon albacore (*Thunnus albacares*) du Golfe de Guinée, J. Ivoir. Océanol. Limnopl., 1 (1991) 1-8.
10. J. Irwandi, O. Farida, Mineral and heavy metal contents of marine fin fish in Langkawi island, Malaysia, *International Food Research Journal*, 16 (2009) 105-112.
11. R. Pandey, K. Shubhashish, J. Pandey, Dietary intake of pollutant aerosols via vegetables influenced by atmospheric deposition and wastewater irrigation, *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 76 (2012) 200-208.
12. D. Abrid, S. Laafou, A. Abdallaoui, A.E. Hmadi, A. Essahlaoui, Les métaux lourds dans les sédiments de la retenue de barrage Sidi Chahed (région de Meknès, Maroc), *International Journal of Innovative Research in Advanced Engineering*, 1 (2014) 1-7.
13. Y.A. N'Guessan, Analyse morphologique, sédimentologique et environnement de dépôts des sédiments superficiels des lagunes Adjin et Potou (Zone littorale de la Côte d'Ivoire), Thèse de Doctorat, Université de Cocody 2008.

14. A. Tessier, P.G.C. Campbel, M. Bisson, Sequential extraction procedure for the speciation of particulate traces metals, *Analytical Chemistry*, 51 (1979) 844-851.
15. AOAC. Official methods of analysis of AOAC International, 17th edition. 2nd revision, Gaithersburg, Md, USA, 2003.
16. AOAC, Official methods of analysis of AOAC International, 17th edition, Gaithersburg, Md, USA, 2000.
17. Union Européenne, Commission régulation (EC) N° 78/2005, Journal officiel de l'Union Européenne, 2005, L16/43-L16/45.
18. FAO/OMS, List of Maximum Levels for Contaminants and Toxins in Foods, Joint FAO/WHO food standards programme Codex Committee on Contaminants in Foods. Fifth Session, Hague, Netherlands 2011.
19. D. Usha, R.M. Vikram, Assessment of heavy metals concentrations in water and four fish species from the Uppanar River at Cuddalore (Tamil Nadu, India), *Continental J. Environmental Sciences*, 6 (2012) 32- 41.
20. F. Asante, E. Agbeko, G. Addae, A.K. Quainoo, Bioaccumulation of Heavy Metals in Water, Sediments and Tissues of Some Selected Fishes from the Red Volta, Nangodi in the Upper East Region of Ghana, *British Journal of Applied Science and Technology*, 4 (2014) 594-603.
21. OMS, Guidelines for Drinking-water Quality, World Health Organization, Fourth Edition; Genève, Suisse 2011.
22. D. Calamari, H. Naeve, Revue de la pollution dans l'environnement aquatique africain. Document Technique du CPCA, N°25. Rome, FAO 1994.
23. O.J.R. Kikouama, K.L. Konan, A. Katty, J.P. Bonnet, L. Baldé, N. Yagoubi, Physicochemical characterization of edible clays and release of trace elements, *Appl. Clay Sci.*, 43 (2009) 135-141.
24. P. Laleye, E. Baras, J.-C. Philippart, Variations du régime alimentaire de *Chrysichthys nigrodigitatus* et *C. auratus* (Claroteidae) dans les lagunes du Sud-Bénin, *Aquat. Living Resour.*, 8 (1995) 365-372.
25. M.C. Blé, Y.L. Alla, F. Kervarec, Régimes alimentaires de trois espèces piscicoles élevées en Côte d'Ivoire, *F. Tech. & Doc. Vulg.*, (2008) 10-14.
26. A.Traoré, G. Soro, K.N. Keumean, N. Aka, K.E. AHOUSI, N. Soro, J. Biémi, Etude de la qualité physique et chimique des eaux d'une lagune tropicale anthropisée : cas de la lagune Aghien (Sud-est de la Côte d'Ivoire), *EWASH & TI Journal*, 1 (2017) 13-24.
27. C. Aulin, S. Bozkurt, L. Moreno, O.I. Neretnieks, The influence of humic substances on the long term mobility of toxic metals : In Proceedings of the Sardinia 97 Sixth International landfill Symposium, Cagliari, October 13-17 (1997) 267-278.
28. E.E. Obasohan, J.A.O. Oronsaye, E.E. Obano, Heavy metal concentrations in *Malapterurus electricus* and *Chrysichthys nigrodigitatus* from Ogba River in Benin City, Nigeria, *African Journal of Biotechnology*, 5 (2006) 974-982.
29. G. Schoeters, H.E. Den, M. Zuurbier, R. Naginiene, V. D. P. Hazel, N. Stilianakis, R. Ronchetti, J.G. Koppe, Cadmium and children: exposure and health effects, *Acta Paediatr. Suppl.*, 95 (2006) 50-54.
30. G.F. Nordberg, B.A. Fowler, M. Nordberg, L.T. Friberg, Handbook on the toxicology of metals, Academic Press., Burlington 2007.
31. A. Kasperczyk, S. Kasperczyk, S. Horak, A. Ostalska, E. Grucka-Mamczar, E. Romuk, A. Olejek, E. Birkner, Assessment of semen function and lipid peroxidation among lead exposed men, *Toxicol Appl Pharmacol*, 228 (2008) 378-384.
32. M. Carmignani, P. Boscolo, L. Artese, G.D. Rosso, G. Porcelli, M. Felaco, A.R. Volpe, D. Giuliano, Renal mechanisms in the cardiovascular effects of chronic exposure to inorganic mercury in rats. *Br. J. Ind. Med.*, 49 (1992) 226-232.
33. V. Bencko, V. Wagner, M. Wagnerova, U. Ondrejcek, Immunological profiles in workers occupationally exposed to inorganic mercury, *J. Hyg. Epidemiol. Microbiol.*, 34 (1990) 9-15.
34. A. Cardenas, H. Roels, A.M. Bernard, R. Barbon, J. P. Buchet, P.R. Lauwerys, J. Rosello, G. Hotter, A. Mutti, I. Franchini, L.M. Fels, H. Stolte, M.E.D. Broe, G.D. Nuyts, S.A. Taylor, R.G. Price, Markers of early renal changes induced by industrial pollutants, I. Application to workers exposed to mercury vapour, *Brit. J. Ind. Med.*, 50 (1993) 17-27.
35. S.E. Ziemba, M.J. McCabe, A.J. Rosenspire, Inorganic mercury dissociates preassembled Fas/CD95 receptor oligomers in T lymphocytes, *Toxicol Appl Pharmacol*, 206 (2005) 334-342.
36. A. Pichard, M. Bisson, N. Houeix, G. Gay, G. Lacroix, J.P. Lefevre, H. Magaud, V. Migne, A. Morin, S. Tissot, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Cuivre et ses dérivés, INERIS 2005.
37. A. Robertson, M. Tenenbein, Hepatotoxicity in acute iron poisoning, *Hum Exp Toxicol*, 24 (2005) 559-562.

Colloque – Formation Internationale



Eau-Environnement-Climat'2018 (E²C-2018)

Ressources en Eau, Environnement et Changement Climatique

Hammamet, le 22 au 27 Octobre 2018

Sommaire

Analyse biostatistique des halophytes dans l'Ouest algérien
Aptitude des eaux épurées de la step de Khenchela à l'irrigation
Gestion des espaces forestiers et péri-forestiers et possibilités du développement durable
Suivi de la déforestation par télédétection Haute-résolution dans le département de Médina Yoro Foulah (Haute-Casamance, Sénégal)
Évaluation du risque d'érosion des sols à l'aide du modèle SWAT
Adaptation écologique des groupements de pistachier de l'atlas (*Pistacia atlantica* Desf.) dans la région aride (cas du Sud-Ouest algérien)
Phyto-diversité de la steppe à *Hammada scoparia* (Pomel.) dans la région aride de Naâma (Algérie)
Biodiversité et bio-surveillance du lac artificiel de Lala Setti (Tlemcen- Algérie)
Répartition modélistique des quantités de déchets solides dans l'environnement urbains du District d'Abidjan / Côte d'Ivoire
Évaluation de la contamination mercurielle des eaux de surface Cas du barrage de Zit-Emba, wilaya de Skikda, nord-est algérien.
Équilibres et études cinétiques de l'adsorption du plomb sur la montmorillonite
Approche à l'étude physico chimique des eaux de surface dans une région aride (Nord-est Algérien)
Diversité éco-édaphiques des peuplements pré-forestiers exposées aux fluctuations bioclimatiques dans l'Ouest algérien.
Stress environnemental et instabilité du développement de l'émyme lépreuse *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) dans des environnements contrastés en termes de pollution dans le bassin du Tensift, Centre Ouest du Maroc
Evaluation de la rémanence de l'herbicide Glyphosate dans les cultures maraîchères de la wilaya de Jijel
Contribution de l'analyse environnementale et socio-économique à la mise en œuvre d'une approche de développement durable pour un bassin versant (Rif, Maroc)
Mise en place d'un modèle SIG pour la gestion du risque d'incendies de forêts au Moyen Atlas Oriental
Dégradation spontanée du bleu de méthylène par le dioxyde de manganèse synthétisé par voie électrochimique
Contraintes de mise en valeur des parcelles rizicoles dans le village de Colomba (département de Bignona), Sud du Sénégal
Evaluation du transfert Sol-Plante du Cr (VI) dans l'Armoise blanche de la région steppique d'Ain Oussera
Etude de l'élimination d'un produit émergent (paracetamol) par procédé oxydation fenton en eau distillée
Caractérisation électrochimique et électrique de couches minces d'oxyde de cuivre électrodéposés pour des applications aux cellules solaires
Evaluation de la performance de la station d'épuration d'Oued Souf (Algérie)
Commande floue d'un système photovoltaïque
Adaptation bioclimatique de l'espèce *Withaniafrutescens* (Solanacée) dans l'Algérie Occidentale
Pollution des eaux souterraines par les nitrates (Etude de cas sur un bac d'essai)
Réduction du chrome hexavalent dans l'eau avec un nouveau hétéro-système $\text{La}_2\text{NiO}_4/\text{ZnO}$ sous la lumière solaire
Analyse spatio-temporelle de la dynamique d'eutrophisation dans un lac peu profond (cas du lac Oubéira nord est algérien) par l'utilisation de la télédétection
Analyse des membranes liquides émulsionnées par la technique de réseaux de neurones : Application à l'extraction du phénol dans les eaux de rejets
Élimination de l'ammonium et du phosphore présents dans les eaux usées domestique par un filtre planté de *Typha latifolia*
Etude de l'efficacité du charbon actif en poudre pour la rétention de la guanine en eau distillée
L'analyse du risque environnemental sur la santé humaine
L'abattement des nitrates et de l'ammonium présents dans les eaux usées domestiques par un filtre planté de papyrus
Evolution de la biodiversité végétale dans la région de Tlemcen entre 2001 et 2018
Niveau de la contamination des poissons (*chrysichthys nigrodigitatus*) par les éléments traces (Pb, Cu, Zn, Fe, Cd et Hg) dans le système lagunaire d'Aghien-Potou (Sud-Est de la Côte d'Ivoire)

