

## CONTRIBUTION A L'ETUDE BIOREMEDIATION D'AMMONIUM ET NITRATE PAR *IMPERATA CYLINDRICA*.

A. BADRI<sup>a\*</sup>, M. W.NACEUR<sup>a</sup> A. MAAZOUZI<sup>b</sup>, A. KETTAB<sup>b</sup>, B. ZAHRAOUI<sup>c</sup>,

a Laboratoire des Applications énergétiques de l'hydrogène LApEH, Université Saad Dahlab Blida 09000,Algérie

b Laboratoire de recherche des sciences de l'eau (LRS-EAU)EL HARACHE Alger 16000, Algérie.

c Laboratoire de phytochimie et synthèse organique (LPSO), Université de Béchar08000, Algérie.

\* Faculté des Sciences et Technologie Université de Béchar

\* Correspondant auteur : Tel : (+213) 0771723076 ; Fax : (+213) 49815244

E-mail adress : [barimust2000@yahoo.fr](mailto:barimust2000@yahoo.fr)

### Résumé :

L'excès des composés azotés dans les milieux aquatiques est un problème primordiale, causant l'eutrophisation des milieux, la pollution de eaux de surface et souterraines par les formes oxydées dans la majorité des cas. Leurs éliminations exigent des techniques variables selon leurs formes. L'élimination de ces composés quelle que soit la forme en présence, est assurée par la végétation. L'étude d'élimination d'ammonium et nitrates par une plante aquatique *Imperata cylindrica* récolté de la région de Bechar (Sud-ouest Algerien), a montrer que dans un milieu mixte contenant le  $\text{NH}_4^+$  (29mg/l, 58mg/l, 87mg/l, 145mg/l) et les  $\text{NO}_3^-$  (100mg/l, 200mg/l, 300mg/l, 500mg/l), les taux sont de l'ordre de (89.8%, 95.35%, 64.23%, 97.93%) pour le  $\text{NH}_4^+$  et de (36.49%, 72.55%, 71.66%, 60.82%) pour les nitrates ; la séparation des deux éléments a mener aux taux de (90.42%, 93.68%, 95.71%, 94.07% ) pour le  $\text{NH}_4^+$  à concentrations respectivement (4.5mg/l, 18, 90 et 180mg/l), et de (73.85%, 75.55%, 71.53%, 88.32%) pour les nitrates à concentrations initiales (100mg/l, 200, 300 et 500mg/l). La salinité a un effet sur les taux d'élimination des nitrates. La teneur en chlorophylle est influencée par les fortes teneurs en ammonium et par la salinité du milieu ; l'accumulation du sodium est importante dans les tissus d'*Imperata cylindrica* .

**Mot-clé : Composés azotés, Pollution, Bioremédiation, Ammonium , nitrates, *Imperata*.**

### Abstract :

The excess of nitrogenous compound in the aquatics mediums is a primordial; it can cause eutrophication of the medium, pollution of surface and underground water by the oxidized form in the majority of the cases. Their eliminations require variable techniques according to their forms. The elimination of these compounds is assured by vegetation whatever the form in presence. The survey of ammonium elimination and nitrates by a plant aquatic *Imperata cylindrica* harvested of the region of Bechar (Southwest Algerian), has show that in a mixed environment containing the  $\text{NH}_4^+$  at the concentrations (29mg/l, 58mg/l, 87mg/l, 145mg/l) and the  $\text{NO}_3^-$  (100mg/l, 200mg/l, 300mg/l, 500mg/l), the elimination rates are : (89.8%, 95.35%, 64.23%, 97.93%) for the  $\text{NH}_4^+$  and (36.49%, 72.55%, 71.66%, 60.82%) for the nitrates; the separation of the two elements has lead the rates (90.42%, 93.68%, 95.71%, 94.07%) for the  $\text{NH}_4^+$  at the concentrations respectively (4.5mg/l, 18, 90 and 180mg/l), and of (73.85%, 75.55%, 71.53%, 88.32%) for the nitrates with initials concentrations (100mg/l, 200, 300 and 500mg/l) . The saltiness has an effect on the elimination rates of the nitrates. The content in chlorophyll is influenced by the high contents of ammonium and by middle salinity; Sodium accumulation is important in the cloths of *Imperata cylindrica* .

**Key Word : Nitrogenous compound, Pollution, Bioremediation, Ammonium , nitrates, *Imperata*.**

## 1. INTRODUCTION

L'excès des éléments nutritifs fondamentaux N et P dans les eux de surfaces est introduit par une variété de chemins. Pollution de l'eaux d'égout de rivières côtières, estuaires, et les eaux de rivage proche ont été impliquées dans eutrophisation autour du monde, en Australie [1] parce que petit effluent d'eaux d'égout est réclaté et est réutilisé; au lieu, l'effluent du traitement secondaire est déchargé dans les rivières, les estuaires ou les océans [2]. La pollution des eaux par les deux formes d'azote inorganique, Nitrate et ammonium est un problème prémordiale. Nitrate est la forme la plus

commune d'azote dans les lacs et les rivières, et les terrains agricoles peut être une cause de  $\text{NO}_3$  excessif concentrations dans les systèmes d'eau douce [3], et les eaux souterraines [4,5,6]. Les nitrate peut déplacer à travers sol librement et s'écouler dans ruisseaux facilement et lacs, alors que  $\text{NH}_4^+$  est absorber par les particules d'argile ou matière organique du sol [7]. Dans les sols aérés, l'ammonium est converti en nitrate par les bactéries nitrifiantes. Vu du sérieux risque que présentent ces deux formes sur la santé humaine, plusieurs techniques d'élimination ont été développées, pour les nitrates : osmose inverse[8,9]échange d'ion[10,11] réduction catalytique, électrodialyse, processus au charbon actif, dénitrification chimique, traitement biologique ; et pour l'ammonium : oxydation chimiques, et traitement biologique. Ces technique d'élimination sont effaces, mais sont très coûteuses se qui limite la potentialité de leur application. [12]

L'utilisation des plantes aquatiques pour l'élimination des nitrates et d'ammonium a monter leur efficacité dans plusieurs études réalisées sur *Eichhornia crassipes* et *Pisitia stratiotes*( [13,14], *salvinia natans* [7,14,15]] , *Hydrocotyle umbellat* [13], *Canna indica*[16], *Lemna gibba* [2,17]. Dans ce contexte notre travail est d'utiliser une espèce aquatique du sud ouest algérien (région de Bechar), pour l'élimination (bioremédiation) des deux formes d'azote nitrique et ammoniacal à l'échelle de laboratoire.

## 2. MATERIELS ET METHODES

### 2.1. Récolte et préparation de plante :

*Imperata cylindrica* connue par Smar dans la région de Béchar (sud-ouest Algérien), est récolté de la région de Beni Ounif 110 Km au nord du chef lieu, l'espèce est transplantée dans des bacs en polyéthylène et transporter ou laboratoire . Les racines sont rinçais plusieurs fois par de l'eau bi-distillée, puis émergés dans une solution 2mmol d'EDTA durant 30 minutes ; puis les espèces sont émergées dans des pots contenant chacun 3 litres d'une solution nutritionnelle de Hoagland [18] durant 21 jours et sous une luminosité artificielle de 12h, pendant cette période de culture, le milieu nutritionnel est renouvelé tous les quatre jours. Les espèces de même tailles sont utilisé pour la suit d'essaies.



Fig.1 *Imperata cylindrica*

### 2.2 Cinétique d'élimination d'ammonium et nitrate

L'étude cinétique est réalisée sur trois milieux, milieu mixte contenant les ion  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_3^-$  à la fois, milieu ammoniacal contenant uniquement les ions  $\text{NH}_4^+$  et le troisième contient les anions  $\text{NO}_3^-$ . Les espèces d'*Imperata cylindrica* sont transférées dans des pots contenant de 3litres des ces solutions à différentes concentrations (Tableau.1)

**Tableau.1 : Teneur en nitrates et ammonium dans les milieux à traités**

	Concentration en NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)				Concentration en NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)			
	100	200	300	500	29	58	87	145
Milieu mixte								
Milieu ammoniacal	-	-	-	-	4.5	18	90	180
Milieu nitraté	100	200	300	500	-	-	-	-

Le dosage des deux éléments en fonction du temps est réaliser comme suit : pour l'ammonium la méthode de Nesler est choisi. Pour les nitrates le dosage est réalisé par la méthode ionométrique, à l'aide d'un ionomètre HI 121 et une électrode spécifique HI 4113.

### 2.3. Effet de Salinité

L'étude de l'effet de salinité sur l'efficacité d'élimination des nitrates et ammonium par *Imperata cylindrica*, est effectué sur des solutions contenant une concentration initiale de 4.5 (mg/l) de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, 100 (mg/l) de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et (29 (mg/l) NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, 100 (mg/l) NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) pour le milieu mixte ; le suivi d'élimination est effectuée sous quatre salinités 0.5 (gNaCl/l), 1 gNaCl/l, 1.5 (gNaCl/l) et 2 (gNaCl/l).

### 2.4. Mesure de Chlorophylle

La teneur de chlorophylle a (Chla) et chlorophylle b (Chlb) et Chlorophylle totale (Chl(a+b) ) dans les feuilles des plantes utilisées, est déterminé par la méthode de Lichtenthaler (1987). 0.2g des feuilles sèches sont extraites par 25 ml d'éthanol (96%) pendant 24h et à l'abri de la lumière. Après centrifugation, d'absorbances d'extrait sont mesurés à l'aide d'un spectrophotomètre THERMO HELIOS<sub>γ</sub> aux longueurs d'ondes 665 et 649nm.

### 2.5. Accumulation du sodium dans les tissus

La détermination de la teneur en sodium dans les tissus d'*Imperata cylindrica* est réalisée par un spectrophotomètre à flamme type JENWAY CLINICAL PEP7, après une minéralisation par l'acide nitrique pendant 48h, et filtration sur un papier filtre sans cendres Watman (quantitatif 0,06% cendres).

## 3. RESULTATS

### 3.1 Elimination d'ammonium par *Imperata* en milieu mixte

La cinétique d'élimination d'ammonium par l'*Imperata cylindrica* est rapide durant les premières 16h après la plantation pour les quatre concentrations en ammonium

Fig.2

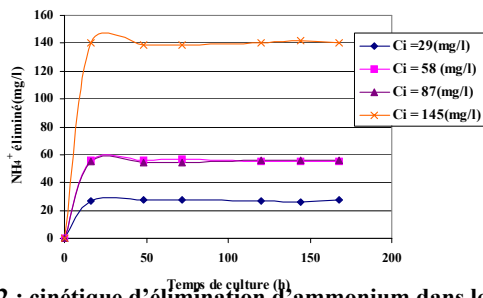


Fig.2 : cinétique d'élimination d'ammonium dans le milieu mixte

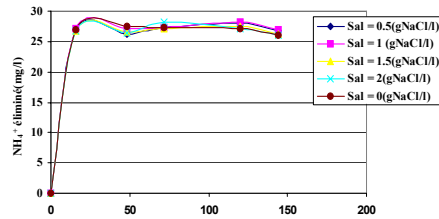


Fig.3. Effet de salinité sur la quantité d'ammonium éliminé dans le milieu mixte

Les vitesses d'élimination sont 0.026 (mg/l.mn), 0.0589, 0.0573 et 0.143(mg/l.mn) ; ces vitesses sont fonction de la concentration initiale choisie. Les taux d'élimination obtenus après 144h sont respectivement 89.81%, 95.35%, 64.23% et 97.93% pour les concentrations initiales en ammonium 29, 58, 87 et 145 mg/l.

la salinité na pas une grande influence sur l'élimination d'ammonium par *Imperata* fig.3 la vitesse d'élimination reste relativement constante 0.028mg/l.mn.

### 3.2 Elimination d'ammonium par *Imperata* planté en milieu ammoniacal

L'évolution de la teneur en ammonium dans le milieu fig.4, montre que l'assimilation d'ammonium est rapide dans les quatre cas de concentrations étudiés est cela dans les premières heures de plantation.

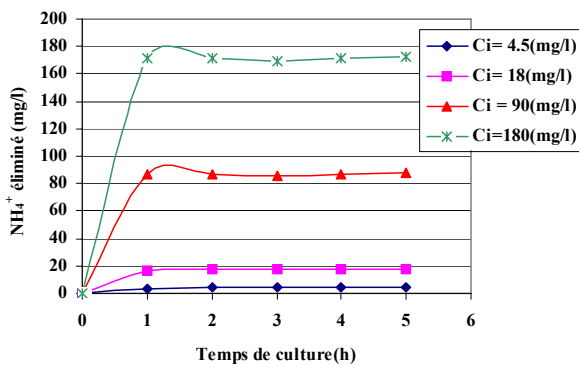


Fig.4. Cinétique d'élimination d'ammonium

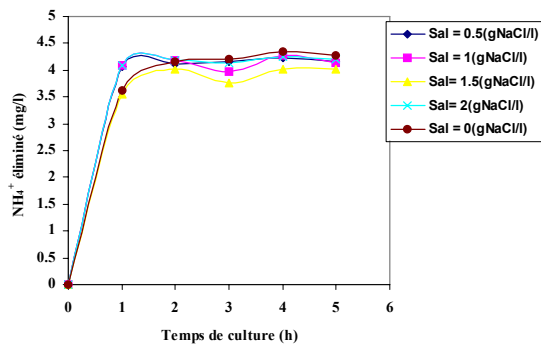


Fig.5. effet de salinie sur l'élimination d'ammonium (milieu ammoniacal)

Les vitesses d'élimination dépendent de la concentration initiale elles sont de l'ordre de : 0.06 mg/l.mn), 0.279, 1.453 et 2.855 ( mg/l.mn). et les maximums taux sont de l'ordre correspondant aux taux de 90.42%, 93.68%, 95,71% et 94.07%.la vitesse d'élimination reste dans la même grandeur que le milieu non salin fig.5

### 3.3.. Elimination des nitrates par *Imperata* en milieu mixte

L'étude de l'élimination de nitrate par *Imperata* dans un milieu mixte ( $\text{NH}_4^+, \text{NO}_3^-$ ) pendant 144 heures (fig.6), montre que la teneur en nitrate décroît dans le milieu en fonction du temps.

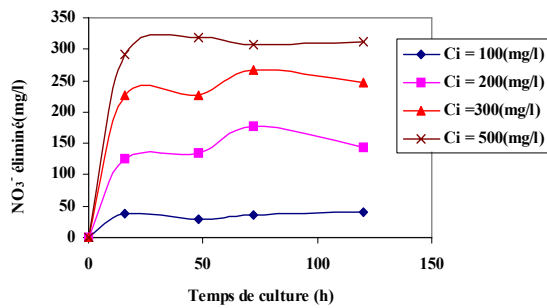


Fig.6. Isotherme d'élimination des nitrates (milieu mixte)

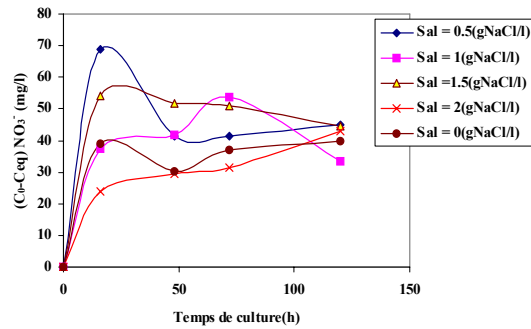


Fig. 7. effet de la salinité sur la quantité de nitrate éliminé (milieu mixte)

La quantité de nitrate éliminé (Tableau.8, Fig.9) dépend de la teneur initial en nitrate, cette élimination est lente et les vitesses d'élimination sont 0.040 (mg/l.mn), 0.132, 0.236 et 0.303 Avec des taux d'élimination 36.489%, 72.52%, 71.66% et 60.82%. la salinité un effet sur le phénomène d'élimination et les taux obtenus dans ce cas sont 49.18%, 41.59%, 50.37% et 31.96%.

### 3.4. Elimination des nitrates par Imperata planté en milieu nitraté

La cinétique d'élimination des nitrates ( fig.8) a la même allure générale que précédemment, elle est rapide par rapport à celle du milieu mixte, les vitesses d'élimination sont de l'ordre de 1.262(mg/l.mn), 2.514 (mg/l.mn), 4.186(mg/l.mn) et 7.666(mg/l.mn)

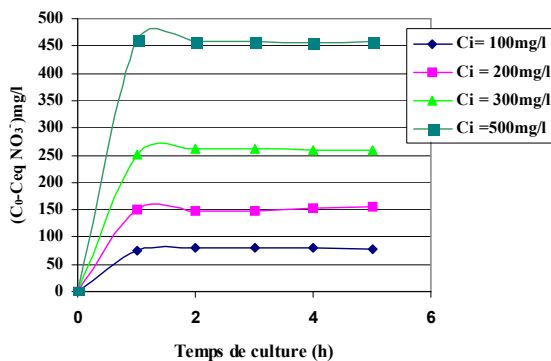


Fig.8 Isotherme d'élimination des nitrates (milieu nitraté)

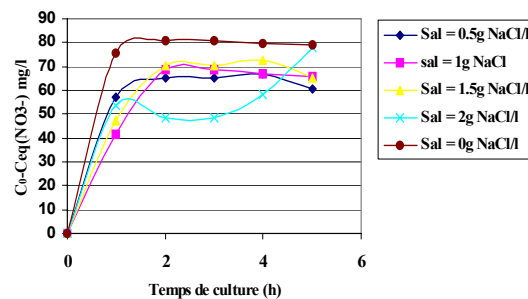


Fig. 9. Effet de la salinité sur la quantité de nitrates éliminé par imperata en milieu nitraté

Les quantités maximales moyennes d'élimination pendant les 144h de culture sont de l'ordre de 73.85(mg/l.mn), 151.108(mg/l.mn), 214.589(mg/l.mn) et 441.673(mg/l.mn) , avec des taux d'élimination 73.85%, 75.55%, 71.53% et 88.32% L'effet de la salinité apparaît clairement sur les vitesses d'élimination fig.9 où les taux d'élimination dans les différentes salinités sont 63.3%, 62.77%, 64,45% et 62.79% contre un taux de 73.85% en milieu non salin

### 3.5. Effet d'ammonium et nitrates et salinité sur la Chlorophylle

l'étude de l'effet d'ion ammonium sur la chlorophylle a et chlorophylle b Tableau.2, montre que les forte teneurs en ammonium influent sur la teneur en chlorophylle b que a et par la suite la chlorophylle totale est influencée.

Tableau.3 effet de salinité sur la teneur en chlorophylle

Tableau.2 effet de la teneur en ammonium sur la chlorophylle

NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	Chla	Chlb	Chl(a+b)
0	13.3475	14.346	27.6935
4,5	14.4424125	7.07295	21.5153625
18	9.088775	3.9309	13.019675
90	3.588125	5.0559	8.644025
180	5.982525	5.0271	11.009625

Sal (gNaCl/l)	Concentration initiale en NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 4,5(mg/l)		
	Cha	Chb	Ch(a+b)
0	14.442	7.073	21.515
0,5	16.352	10.100	26.453
1	12.499	6.491	18.99
1,5	8.102	4.261	12.364
2	8.219	4.974	13.194

Pour la salinité, les résultats obtenus (Tableau.3), montres quelle a un effet sur le Chlb à partir d'une teneur de 1.5(gNaCl/l) ; la chlorophylle a n'est pas fortement influencée comparativement à l'ion ammonium.

Pour l'effet des nitrates et salinité sur la chlorophylle Tableau.4 et 5

Tableau.4. Effet de la teneur en nitrate sur la chlorophylle

NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	Cha	Chb	Ch(a+b)
0	13.348	14.346	27.693
100	7.608	3.080	10.688
200	5.014	3.347	8.360
300	15.022	7.730	22.752
500	13.722	6.383	20.106

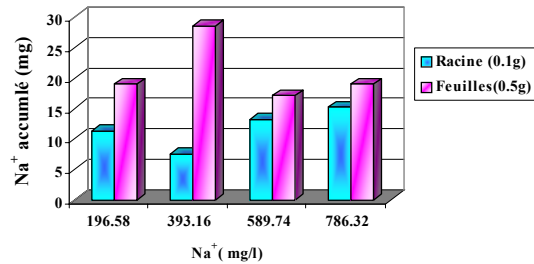
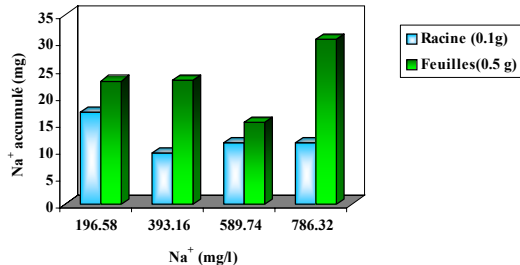
Tableau. 5. Effet de la salinité la chlorophylle

Sal (gNaCl/l)	Concentration initiale en NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (100mg/l)		
	Cha	Chb	Ch(a+b)
0	7.6080	3.080	10.688
0.5	1.525	9.08	24.326
1	3.835	1.724	5.559
1.5	1.593	4.156	5.749
2	3.860	1.523	5.384

On remarque que la photosynthèse n'est pas influencée par les fortes teneurs en nitrates et que la Chb est plus influencée par la teneur en nitrates que Chla ; la salinité influe sur les deux formes de chlorophylles.

### 3.6 Accumulation du sodium

La détermination de la quantité de sodium  $\text{Na}^+$  accumulé dans les tissus d'*Imperata cylindrica* planté dans le milieu ammoniacal et nitraté Fig.10 et Fig.11



**Fig.10. Teneur de  $\text{Na}^+$  dans les tissus d'*Imperata cylindrica* planté dans un milieu ammoniacal** montre que la quantité de sodium accumulé dans les racines est supérieure à celle accumulée dans les feuilles (masse des feuilles utilisées 0.5g et masse des racines 0.1g) et dépend de la teneur initiale en  $\text{Na}^+$  dans les deux milieux, les racines accumulent plus de sodium dans le milieu nitraté où la quantité initiale de sodium est de 786.32 (mg/l)

**Fig.11. Teneur de  $\text{Na}^+$  dans les tissus d'*Imperata cylindrica* planté dans un milieu nitraté**

### 4. DISCUSSION

L'élimination d'ammonium par *Imperata cylindrica* à partir d'un milieu mixte est efficace avec des quantités maximales d'élimination de 26.88 mg/l, 56.23mg/l, 55.093 mg/let 140.001 mg/l, les taux d'élimination sont respectivement 89.8%, 95.35%, 64.23% et 97.93% pour les concentrations initiales : 29mg/l, 58mg/l, 87mg/l et 145mg/l) ; concernant les nitrates dans le même milieu, les taux d'élimination sont :36.49%, 72.52%, 71.86% et 60.82% pour des concentrations initiales 100mg/l, 200, 300 et 500mg/l respectivement.

Ce qui signifie que, l'*Imperata* comme tous les espèces aquatiques, favorise le  $\text{NH}_4^+$  comme source d'azote, comme *Salvinia natans*(L) [7],et *Lemna gibba* [2].

En général, la plupart des plantes aquatiques préfèrent d'utiliser l'ammonium comme source d'azote ; dans ce travail le taux d'élimination d'ammonium est 2 à 3 fois supérieur à celui de nitrate. Brix et al [19], Tylova-Munzarova [20], ont montré que le  $\text{NH}_4^+$  ou les aminoacide peuvent influencer la synthèse d'enzyme nitrate reductase et inhibe l'assimilation des nitrates.La salinité n'a pas influé sur la vitesse d'assimilation d'ammonium, par contre un remarquable effet de salinité sur l'élimination des nitrates est relevé, et les taux d'élimination sont respectivement 49.18, 41.59, 50.37% pour les salinité 0.5(gNaCl/l), 1(gNaCl/l) et 1.5(gNaCl/l) ; on outre un abaissement du taux d'élimination des nitrates 31.96% est relevé pour une salinité de 2(gNaCl/l). la conductivité du milieu peut influencer le développement des espèces aquatiques, Concernant la conductivité, la plupart des espèces survivre dans un milieu à conductivité située entre 0-2 mS/cm, et les espèces sensibles sont affectés par une conductivité de 4-8mS/cm, alors que les espèces tolérantes qui peuvent ce développer dans des milieu à conductivité supérieur à 8mS/Cm [21] dans notre études la conductivité du milieu se situe entre 3.01 mS/cm et 4.94mS/cm (tableau.18).

En milieu ammoniacal les taux d'élimination de  $\text{NH}_4^+$  sont90.42% 93.68%, 95.71% et 94.07% respectivement pour les teneurs initiales 4.5mg/l, 18mg/l, 90mg/l et 180mg/l, ce qui justifie l'assimilation rapide d'ammonium par *Imperata* .



La salinité du milieu ammoniacal n'a pas un grand effet sur l'élimination d'ammonium, la conductivité du milieu, est de l'ordre de 3.42mS/cm, 2.64, 3.69 et 3.46mS/cm.

En milieu nitraté les taux sont de l'ordre de 73.85%, 75.55%, 71.53% et 88.32% pour des concentrations initiales du milieu en nitrates successivement 100mg/l, 200mg/l, 300mg/l et 500mg/l ; ces taux sont supérieurs à ceux obtenus en cas du milieu mixte, ce qui signifie que l'*Imperata cylindrica* assimile les nitrates avec des taux significatifs en absence d'ammonium.

L'étude réalisée par [14] sur *Eichhornia crassipes* a montré qu'elle élimine 83% de nitrate pour une concentration initiale comprise entre 100-300mg/l, et le taux s'abaisse si la teneur dépasse 300mg/l ; dans notre travail un taux de 88.32% d'élimination est retenu pour une teneur de 500mg/l en nitrate.

Dans un milieu salin, le taux d'élimination des nitrates par *Imperata* décroît pour atteindre 63.3%, 62.77%, 64,45%, 62.79% respectivement pour les salinités du milieu 0.5(gNaCl/l), 1(gNaCl/l), 1.5(gNaCl/l) et 2(gNaCl/l). avec des conductivités 3.78 mS/cm, 3.67 mS/cm, 4.38 mS/cm, et 3.39mS/cm.

Pour l'effet d'ammonium, nitrates et salinité sur la chlorophylle dans les feuilles d'*Imperata*, l'ammonium a une influence sur la teneur en chlorophylle (Tableau 2), ce qui signifie que l'ammonium peut affecter la photosynthèse de l'espèce. Plusieurs études ont mis en évidence l'effet de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> sur la photosynthèse et qu'il diminue le transport des cations comme le K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> et Mg<sup>2+</sup> et augmente la concentration des sulfates et phosphates [15,16,22]; les nitrates n'ont pas un effet important sur la teneur en chlorophylle Tableau.4, les espèces aquatiques ont une capacité de réduire les NO<sub>3</sub><sup>-</sup> dans les tissus de la photosynthèse, et que les feuilles de plantes aquatiques sont les premiers organes de réduction des nitrates [2]

La salinité aussi a un effet sur la chlorophylle des feuilles d'*Imperata* (Tableau .5) l'effet réside en (1) déshydratation de la membrane cellulaire ce qui réduit la perméabilité de CO<sub>2</sub> (2) Toxicité du sel (3) réduction de réserve en CO<sub>2</sub> à cause de fermeture hydroactive de stomates,(4) changements d'activité enzymatique induits par les changements dans la structure cytoplasmique[23].

La quantité de sodium accumulé dans les tissus d'*Imperata cylindrica*, est importante dans les deux parties racinaires et aérienne, les fortes teneurs sont relevées dans les racines de l'espèce plantée dans le milieu nitraté salin, 13.257mg et 15.17mg de Na<sup>+</sup> par 0.1g de matière sèche, et ce la pour les concentrations 589.74mg /l et 786.32mg/l de Na<sup>+</sup> respectivement ; et pour les mêmes concentrations en sodium dans le milieu ammoniacal, la quantité de sodium accumulée dans les racines est de 11.343mg/l.

Tableau.6. Evolution des paramètres physico-chimiques dans le milieu mixte  
Concentration initiale en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 100(mg/l) et en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (25 mg/l)

temps (h)	Sal =0.5 g/l		sal = 1(g/l)		sal =1.5 (g/l)		sal = 2(g/l)	
	pH	χ(mS/cm)	pH	χ(mS/cm)	pH	χ(mS/cm)	pH	χ(mS/cm)
16	6.8	3.75	6.7	2.8	6.8	2.62	7.2	4.17
48	7	2.86	6.8	2.84	6.5	4.42	6.9	4.92
72	7.6	2.99	7.6	3.12	6.9	4.41	7.5	5.03
120	7.7	3.13	7.5	3.14	6.9	4.3	7.4	4.9
144	7.5	3.01	7.5	2.98	6.9	4.4	7.2	4.94



Tableau.7. Evolution des paramètres physicochimique des milieux ammoniacal et nitraté salin

Temps (h)	Concentration initiale en $\text{NH}_4^+$ 4.5 mg/l												Concentration initiale en $\text{NO}_3^-$ 100mg/l					
	Sal = 0.5 g/l		sal = 1(g/l)		sal = 1.5 (g/l)		sal = 2(g/l)		Sal = 0.5 (g/l)		sal = 1(g/l)		sal = 1.5 (g/l)		sal = 2(g/l)			
	pH	$\gamma$ (mS/cm)	pH	$\gamma$ (mS/cm)	pH	$\gamma$ (mS/cm)	pH	$\gamma$ (mS/cm)	pH	$\gamma$ (mS/cm)	pH	$\gamma$ (mS/cm)	pH	$\gamma$ (mS/cm)	pH	$\gamma$ (mS/cm)		
1	5,9	2,05	6	2,44	5,4	3,54	5,9	3,16	6,1	2,55	/	5,7	2,8	6,1	3,7			
2	5,8	2,08	6	2,5	5,5	3,56	6,1	3,2	6	2,5	2,79	5,8	3,26	6,3	3,7			
3	6,1	2,12	6,1	2,51	5,6	3,54	6,2	3,27	6,1	2,55	2,98	5,8	3,7	6,4	3,96			
4	6	2,15	6,1	2,56	5,6	3,66	6	3,28	6	2,62	3,04	5,9	3,68	6,1	3,94			
5	6	2,14	6,3	2,56	5,6	3,64	6,2	3,29	6,1	2,64	3	6,1	3,78	6,2	4,01			
72	5,8	2,54	6	2,59	5,5	3,23	6,1	3,07	6,1	2,59	2,66	7,5	3,24	7,8	3,45			
96	7,3	2,34	7,2	2,31	6,5	3,1	7,5	2,86	7	2,61	2,64	7	3,16	6,9	2,68			
120	6,8	3,39	7	3,03	6,2	4,22	7,2	3,85	6,8	3,78	3,67	6,6	4,38	7,1	3,79			
144	7,2	3,42	7,3	2,64	6,6	3,69	7,4	3,46	6,9	3,45	3,17	6,8	3,88	7,1	3,3			

## 5. CONCLUSION

Ce présent travail, nous a permis de conclure que, l'espèce *Imperata cylindrica* représente une importante efficacité d'éliminer les deux formes d'azote ionisés  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_3^-$  que sont néfastes pour l'environnement et la vie humaine et aquatiques.

L'efficacité d'élimination est importante si les deux éléments sont traités séparément, et en milieu mixte l'ammonium est plus assimilé que le nitrate. L'*Imperata cylindrica* peut être utilisé pour le traitement des eaux résiduaires domestiques riches en substances azotés

## Références Bibliographiques

- [1] **Davis, J.R., Koop, K., 2006.** Eutrophication in Australian rivers, reservoirs and estuaries – a southern hemisphere perspective on the science and its implications. *Hydrobiologia* 559, 23–76
- [2] **Greenway, M., 2005.** The role of constructed wetlands in secondary effluent treatment and water reuse in subtropical and arid Australia. *Ecol. Eng.* 25, 501–509.
- [3] **Miller . A., Cramer, M., 2005.** Root nitrogen acquisition and assimilation. *Plant Soil* 274, 1-36
- [4] **H. Assaf · M. Saadeh, 2009.** Geostatistical Assessment of Groundwater Nitrate Contamination with Reflection on DRASTIC Vulnerability Assessment: The Case of the Upper Litani Basin, Lebanon . *Water Resour Manage* 23, 775–796
- [5] **El Mostafa Hassoune, Abdelhamid BOUZIDI, 2006.** Effects of domestic and industrial liquid wastes upon the quality of underground water north of Settat city, Morocco. *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie.* n°28, 61-71.
- [6] **H. Nassali, H. Ben Bouih., A. Srhiri, 2002.** Effect of wastewater on the degradation of water quality in the case of Fouarat lake in Morocco. *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management 7-10 January 2002, Tunis (EPCOWM'2002)*, p.3-14.
- [7] - **Arunothai Jampeetong , Hans Brix, 2009.** Nitrogen nutrition of *Salvinia natans*: Effects of inorganic nitrogen form on growth, morphology, nitrate reductase activity and uptake kinetics of ammonium and nitrate; *Aquatic Botany* 90, 67-73
- [8] **J.J. Schoeman and A. Steyn, 2003.** Nitrate removal with reverse osmosis in a rural area in South Africa. *Desalination*, 155, 15-26.
- [9] **Y.H. Kim, E.D. Hwang, W.S. Shin, 2007.** Treatments of stainless steel wastewater containing a high concentration of nitrate using reverse osmosis and nanomembranes. *Desalination*, 202, 286–292.
- [10] **M. Matosic, L. Mijatovic and E. Hodzic, 2000.** Nitrate removal from drinking water using ion exchange - comparison of chloride and bicarbonate form of the resins. *Chem. Biochem. Eng. Q.* 14 , 141-146.
- [11] **J. Kim and M.M. Benjamin, 2004.** Modeling a novel ion exchange process for arsenic and nitrate removal. *Water Res.* 38, 2053–2062.
- [12] **A. Kapoor and T. Viraraghavan, 1997.** Nitrate removal from drinking water - review. *J. Environ. Eng.*, 123, 371–380.

**[13] - Reeta D. Sooknah, Ann C. Wilkie, 2004**

Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater  
Ecological Engineering. 22, 27-42

**[14] P.M. Ayyasamy, S. Rajakumar; 2009.** Nitrate removal from synthetic medium and groundwater with aquatic macrophytes , Desalination 242, 286–296

**[15] Arunothai Jampeetong , Hans Brix, 2009.** Effects of  $\text{NH}_4^+$  concentration on growth, morphology and  $\text{NH}_4^+$  uptake kinetics of *Salvinia natans*. Ecological Engineering 35, 695-702.

**[16] Dennis Konnerup \*, Hans Brix; 2009,** Nitrogen nutrition of *Canna indica*: Effects of ammonium versus nitrate on growth, biomass allocation, photosynthesis, nitrate reductase activity and N uptake rates Aquatic Botany doi:10.1016/j.aquabot.2009.11.004

**[17] O.R. Zimmo, N.P. van der Steen, H.J. Gijzen, 2003**

Comparison of ammonia volatilisation rates in algae and duckweed-based waste stabilisation ponds treating domestic wastewater Water Research 37, 4587-4594

**[18] Kai-Sung Wang, Lung-Chiu Huang, 2008;** Phytoextraction of cadmium by *Ipomoea aquatica* (water spinach) in hydroponic solution: Effects of cadmium speciation Chemosphere 72, 666-672

**[19] Brix,H., Dyhr-Jensen, K., Lorenzen, B.,2002.** Root-zone acidity and nitrogen source effects *Typha latifolia* L. growth and uptake kinetics of ammonium and nitrate. J.exp.Bot. 53, 2441-2450

**[20] Tylova-Munzarova, E., Lorenzen, B., Brix, H., Votrubova, O. 2005.** The effects of  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_3^-$  on growth, resource allocation and nitrogen uptake kinetics of *Phragmites australis* and *Glyceria maxima*. Aquat. Bot. 81, 326–342.

**[21] Shu WS, Ye ZH, Lan CY, Zhang ZQ, Wong MH ,2001.**

Acidification of lead/zinc mine tailings and its effect on heavy metal mobility. Environ Int 26:389–394

**[22] Britto, D.T., Kronzucker, H.J., 2002.**  $\text{NH}_4^+$  toxicity in higher plants: a critical review. J. Plant Physiol. 159, 567–584.

**[23] Asish Kumar Parida, 2005.** Salt tolerance and salinity effects on plants: a review

Ecotoxicology and Environmental Safety 60 324–349

## UTILISATION DES SIG POUR LA GESTION DE L'EAU ET DU SOL : CAS DU BASSIN-VERSANT DE L'ISSER-ALGERIE

Mostafia. BOUGHALEM<sup>1</sup>, P<sup>r</sup>Mohamed. MAZOUR<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Laboratoire de conservation de l'eau, du sol et des forets, université de Tlemcen, Email : [boughalem\\_2000@yahoo.fr](mailto:boughalem_2000@yahoo.fr)

<sup>2</sup>Laboratoire de conservation de l'eau, du sol et des forets, université de Tlemcen, Email : [mohamed\\_mazour@yahoo.fr](mailto:mohamed_mazour@yahoo.fr)

:

### Résumé :

L'érosion est l'une des conséquences les plus spectaculaires des écoulements d'eau qui se chiffre en milliards de tonnes de matière par an transportées sur la surface terrestre.

En plus de la détérioration de la qualité de l'eau qu'il entraîne, le phénomène érosif provoque d'énormes dégâts en milieu agricole. Le refus d'infiltration de l'eau dans le sol déclenche le processus de ruissellement (Hortonien ou par saturation). Par la suite, les particules solides sont détachées et transportées.

Le bassin versant de l'Isser, situé au nord-ouest de l'Algérie, est un espace fragilisé par les épisodes de sécheresse et caractérisé par des affleurements de marnes et d'argiles très fragiles. Il présente une forte sensibilité à l'érosion hydrique. Les eaux de ruissellement dans cette zone, constituent l'accusé principal de la dégradation du patrimoine sol. La perte en terre résulte de la conjonction de plusieurs facteurs : agressivité des pluies ; érodibilité des sols ; dissection du relief ; faiblesse du couvert végétal...

La reconnaissance des zones ravinées et la précision des caractéristiques climatiques et hydriques de la zone d'étude, peuvent servir de base à l'élaboration d'un plan d'aménagement anti-érosif adapté aux conditions du milieu.

Pour ce faire, une carte de localisation des zones à haut risque, au niveau du bassin versant, correspondant au croisement d'une série de cartes thématiques, a été établie. Cette carte permet de mettre en évidence les zones nécessitant un aménagement prioritaire. La synthèse de l'ensemble des résultats sous un système d'information géographique (SIG), nous a permis de proposer des travaux d'aménagement antiérosifs techniques et biologiques, visant à atténuer les effets négatifs des pertes en eau et en terre aussi bien à l'amont qu'à l'aval.

Par ailleurs, ces travaux doivent s'intégrer dans une nouvelle stratégie visant une meilleure gestion de l'espace dans une optique de développement durable, en tenant compte des besoins et perspectives de la population rurale.

**Mots-clés** : érosion hydrique, environnement, SIG, aménagement, ressource en eau.

### INTRODUCTION

Le problème de l'érosion, de la conservation de l'eau et de la fertilité des sols est très ancien puisque bien des civilisations ont disparu du fait des interventions maladroites de l'homme sur les ressources en eau et en sols. C'est aussi une problématique très moderne en Algérie car elle s'inscrit dans la perspective du développement durable.

Les zones de montagnes en Algérie présentent aujourd'hui un enjeu socio-économique important. Elles sont les plus vulnérables au phénomène de l'érosion hydrique et les relations entre les ressources naturelles (végétation, sol et eau) sont largement perturbées.

La dégradation du sol, support du développement des couverts forestiers et agricoles, a par ailleurs un impact majeur sur la pollution diffuse dans les cours d'eau, sur l'envasement des barrages et sur les infrastructures hydrauliques. En effet, en Algérie, quelques 120 millions de tonnes de sédiments, en moyenne, sont emportés annuellement par les eaux. Les pertes annuelles en capacité de stockage des eaux dans les barrages sont estimées à environ 20 millions de m<sup>3</sup> dues à l'envasement.

L'apport des aménagements agro sylvo pastoraux dans les bassins versants où la dégradation des sols et les risques d'érosion sont les plus intenses aura d'autant plus d'efficacité que les facteurs du milieu naturel sont bien connus étant donné qu'ils constituent les fondements de l'aménagement du territoire.