

## EVALUATION DE LA CONTAMINATION PAR LE CADMIUM, LE PLOMB ET LE ZINC DE L'EAU, DES SEDIMENTS DE L'OUED RHUMEL ET SON AFFLUENT LE BOUMERZOUG, ET LEUR TRANSFERT VERS UNE PLANTE SEMI-AQUATIQUE : *RORIPPA NASTURTIUM-AQUATICUM (L.)*

Reçu le 05/01/2008 – Accepté le 17/03/2009

### Résumé

L'objectif de la présente étude est d'évaluer la distribution de trois éléments traces métalliques (ETM) dans les différentes parties anatomiques (racines, tiges et feuilles) d'une plante semi aquatique, *Rorippa Nasturtium-aquaticum (L.)*, en relation avec le niveau de contamination de l'eau et des sédiments de deux oueds localisés dans le Constantinois au Nord-Est de l'Algérie. Cette étude a concerné 10 stations, 5 sur l'oued Rhumel (O.R) et 5 sur l'oued Boumerzoug (O.B), sélectionnées en des lieux stratégiques et échantillonnées trois fois au cours des mois de Décembre 2000, Février 2001 et Avril 2001. La détermination des teneurs des ETM dissous exigent des conditions de mesure ultra-propres. Inférieures à 0,5 µg/l pour le Cd, elles fluctuent entre 1 et 21 µg/l pour le Pb et entre 21 et 353 µg/l pour le Zn et traduisent mal le niveau de contamination de l'écosystème. Les concentrations en cadmium, en plomb et en zinc dans les sédiments sont très variables d'une station à une autre, d'une campagne à une autre et d'un oued à un autre. Respectivement elles sont en moyenne de  $2,7 \pm 0,7$  mg/kg ms pour l'O.R et  $2,4 \pm 0,5$  mg/kg ms pour l'O.B ; de  $104 \pm 36$  mg/kg ms pour l'O.R et  $68 \pm 10$  mg/kg ms pour l'O.B ; de  $148 \pm 53$  mg/kg ms pour l'O.R et  $124 \pm 75$  mg/kg ms pour l'O.B. Nos résultats montrent que la macrophyte concentre et séquestre dans ses racines, les éléments non essentiels, toxiques, en particulier le Cd, et le Pb dont les teneurs sont inférieures à celles des sédiments.

**Mots clés :** *Eléments traces métalliques, sédiment, macrophyte, eau douce.*

### Abstract

The aim of the study is to assess the distribution of three trace metals (Cd, Pb, Zn) in roots, stems and leaves of a semi aquatic plant (*Rorippa Nasturtium-aquaticum*) in relationship with the water and sediment contamination level of two wadis located in the North-East of Algeria (Constantine). A total of ten stations, five in Rhumel wadi and five in Boumerzoug wadi, were selected in strategic points and sampled at three occasions on December 2000, February 2001 and April 2001. The assessment of the dissolved trace metal contents requires ultra-clean conditions of measurement and it badly translates the level of the ecosystem contamination. The water concentrations were 21-353 µg/l for zinc, 1-21 µg/l for lead, and lower than 0,5 µg/l for cadmium. Cadmium, lead and zinc concentrations in the sediments vary from one station to another and from one sampling campaign to another and from one wadi to another. The mean metals levels were respectively  $2.7 \pm 0.7$  mg/kg dw for Rhumel wadi and  $2.4 \pm 0.5$  mg/kg dw for Boumerzoug wadi;  $104 \pm 36$  mg/kg dw for Rhumel wadi and  $68 \pm 10$  mg/kg dw for Boumerzoug wadi;  $148 \pm 53$  mg/kg dw for Rhumel wadi and  $124 \pm 75$  mg/kg dw for Boumerzoug wadi. Our results indicate that the macrophyte concentrated and sequestered in its roots toxic elements (cadmium and lead) for which the trace metals levels were lower than those in sediments.

**Key words:** *Trace metals, Sediment, Macrophyte, Freshwater.*

F. Z. AFRI-MEHENNAOUI<sup>1</sup>  
L. SAHLI<sup>1</sup>  
S. MEHENNAOUI<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Laboratoire de Biologie et Environnement, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université Mentouri, Constantine, Algérie.

<sup>2</sup>Laboratoire ESPA (Environnement, Santé et Productions Animales), Faculté des Sciences, Université de Batna, Algérie.

### ملخص

تهدف هذه الدراسة إلى تقييم توزع ثلاثة عناصر معدنية نادرة عبر الأجزاء التشريحية المختلفة لنبات شبه مائي ومدى ارتباط ذلك بمعدل تلوث كل من المياه و الرواسب لواديين يقعان منطقة بالشمال الشرقي الجزائري. أجريت الدراسة على 10 محطات 5 منها بوادي الرمال و 5 بوادي بومرزوق تم انتخابها على أساس استراتيجي. وتم أخذ العينات 3 مرات وذلك خلال شهور ديسمبر 2000، فيفري 2001، أفريل 2001. إن تحديد محتوى العناصر المعدنية النادرة الذائبة يتطلب ظروف قياس عالية النقاوة. فيما كانت تراكيز الكاديوم أقل من 0.5 ميكروغرام/ اللتر فإن تراكيز الرصاص تذبذبت بين 1 إلى 21 ميكروغرام/ اللتر، وتراوحت تراكيز الزنك بين 21 إلى 353 µg/l. وهذا لا يعكس بصورة جيدة مستوى التلوث النظام البيئي. كما تباينت بشدة تراكيز هذه العناصر بالرواسب من محطة لأخرى ومن فترة لأخرى ومن واد لواد، إذ بلغت معدلاتها على الترتيب :  $2.7 \pm 0.7$  مغ/كغ مادة جافة بواد الرمال و  $2.4 \pm 0.5$  مغ /كغ مادة جافة بواد بومرزوق ؛  $104 \pm 36$  مغ/كغ مادة جافة بواد الرمال و  $68 \pm 10$  مغ/كغ مادة جافة بواد بومرزوق ؛  $148 \pm 53$  مغ/كغ مادة جافة بواد الرمال و  $124 \pm 75$  مغ/كغ مادة جافة بواد بومرزوق.

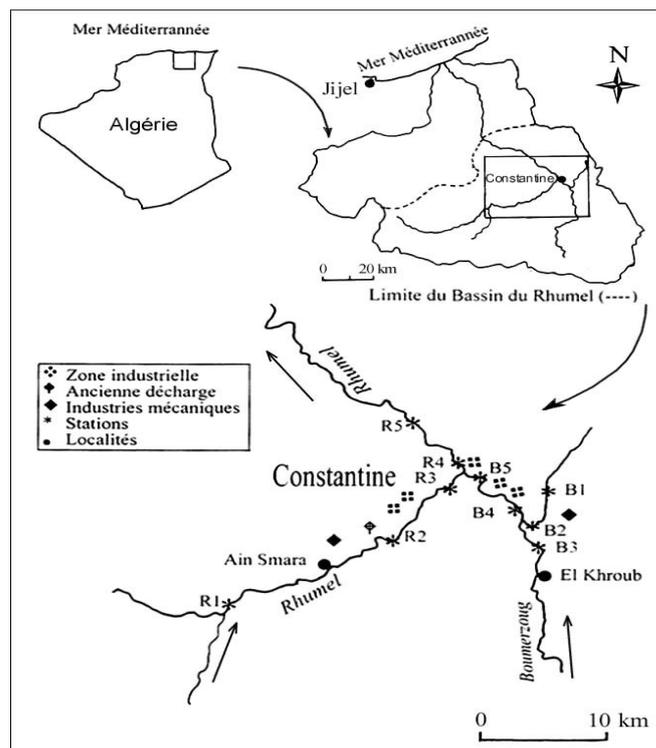
**الكلمات المفتاحية:** *عناصر معدنية، الرواسب، نبات شبه مائي، مياه عذبة.*

L'eau constitue à l'heure actuelle la source naturelle la plus indispensable mais aussi la plus menacée par les activités humaines. Dans les pays d'Afrique du nord, en particulier l'Algérie, l'eau est une denrée très rare qu'il faut économiser et préserver. Parmi les cours d'eau représentatifs de la région nord, l'oued Rhumel est un écosystème aquatique très important compte tenu de son débit et de son impact économique sur la région de Constantine. De plus, il alimente le barrage de Béni-Haroun, récemment mis en service (2003), qui doit pourvoir cinq wilayas de l'est du pays en eau potable et en eau d'irrigation. Cependant l'oued Rhumel et son affluent l'oued Boumerzoug subissent les impacts de l'urbanisation et des activités industrielles implantées tout au long de leurs berges. Ces deux oueds ont fait l'objet d'études relatives à la pollution organique et à la qualité écologique basée sur les indices biotiques [1]. Par ailleurs nous avons évalué le niveau de contamination par les éléments traces métalliques des deux oueds ainsi que leur transfert vers la faune macroinvertébrée [2]. Les plantes aquatiques sont utilisées comme des bioindicateurs de la contamination métallique de leur environnement immédiat [3, 4, 5]. Les macrophytes peuvent absorber, à partir de l'eau et/ou des sédiments, les contaminants et peuvent les accumuler à des concentrations élevées. Parmi ces macrophytes, *Rorippa Nasturtium-aquaticum* (L.) (Hayek), communément appelée cresson des fontaines, est une plante caractéristique des eaux dures et elle est consommée localement comme salade ou comme soupe, augmentant ainsi le niveau d'exposition de la population. Dans ce contexte nous avons évalué le niveau de contamination de l'eau, et des sédiments par trois métaux (plomb, cadmium, et zinc) ainsi que leur transfert et leur distribution dans les racines, les tiges et les feuilles de *Rorippa Nasturtium-aquaticum*.

## MATERIEL ET METHODES

### Site d'étude et localisation des stations

Le bassin du Rhumel couvre une superficie de 5300 km<sup>2</sup>. Son relief est caractérisé par une altitude moyenne de 800 m. L'oued Rhumel (O.R) est long de 150 km et son principal affluent, l'oued Boumerzoug (O.B) est long d'environ 50 km. La principale ville qui longe les deux oueds est Constantine qui héberge 42% de la population du bassin (462.187 habitants en 1998). La figure 1 indique la localisation des stations et les sources potentielles de la contamination des oueds qui reçoivent quelques effluents industriels et une part des eaux usées de la ville de Constantine. Ces dernières sont pourtant traitées au sein de la station d'épuration Ibn Ziad, mais la collecte n'est pas totale et des rejets diffus se font encore dans les cours d'eau. Dix stations ont été sélectionnées en des lieux stratégiques en fonction des observations effectuées sur le terrain (rejets et sources de pollution) afin de mettre en évidence une contamination métallique : cinq stations sur l'oued Rhumel (R1, R2, R3, R4 et R5), deux stations sur l'oued Hamimime (B1 et B2) et trois stations sur l'oued Boumerzoug (B3, B4 et B5) (figure 1). L'oued Hamimime étant un affluent de l'oued Boumerzoug, par convention ses deux stations sont assimilées à l'O.B. dans un but de simplifier les analyses statistiques.



**Figure 1 :** Site d'étude et localisation des stations de prélèvement

### Nature des prélèvements

Trois séries de prélèvement ont été réalisées au mois de Décembre 2000, Février 2001 et Avril 2001. Les échantillons d'eau, acidifiés à l'acide nitrique (HNO<sub>3</sub> : d = 1,4) jusqu'à un pH inférieur à 2, soit en général 0,5% (v/v), sont filtrés sur membrane de porosité 0,45µm (Sartorius) à l'aide d'une pompe à vide et conservés à 4°C.

L'échantillon des sédiments doit rendre compte d'une pollution récente et en sédimentologie les métaux se fixent préférentiellement sur la fraction fine, inférieure à 63 µm. Ainsi les sédiments fins fraîchement déposés en surface sont échantillonnés, en plusieurs endroits afin d'être représentatifs de la station, à l'aide d'une cuillère en inox, à une profondeur inférieure à 3 cm, sur les berges et les endroits où le courant est faible. Environ 300 g sont collectés dans des pots en polyéthylène préalablement décontaminés à l'acide nitrique (5N) et rincés à l'eau déminéralisée. Les sédiments prélevés sont transvasés dans des cristallisoirs et séchés dans une étuve à une température de 80°C pendant 48 heures. Après refroidissement, les échantillons sont broyés dans un mortier en porcelaine afin de les réduire en particules fines, puis passés sur un tamis en toile de nylon, à mailles de 60 µm.

Une macrophyte, *Rorippa Nasturtium-aquaticum* (L.), a été échantillonnée dans les dix stations. Trois prélèvements par cueillette ont été effectués et font l'objet d'un échantillon moyen par station. Les plantes sont soigneusement rincées à l'eau afin d'éliminer les ETM adsorbés en surface ; ainsi les teneurs déterminées correspondent à celles absorbées par la macrophyte. Les parties anatomiques (tiges, feuilles et racines) de la plante sont séparées manuellement.

### Dosage des éléments traces métalliques (ETM)

Les teneurs des ETM dans l'eau sont déterminées par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique (SAA) de type PERKIN-ELMER Analyst 100, à flamme pour le zinc et électrothermique pour le cadmium et le plomb. Les déterminations du cadmium et du plomb par SAA avec un atomiseur à four en graphite ont été réalisées selon les programmes thermiques suivants (Tableau 1).

**Tableau 1 :** Programme électrothermique pour le dosage du cadmium et du plomb

Etapes	Température (°C)		Rampe (secondes)		Maintien (secondes)	
	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb
Séchage	130	120	2	1	20	30
Pyrolyse	300	250	15	1	15	30
Refroidissement	20	20	1	1	15	5
Atomisation	1350	1700	0	0	5	5
Nettoyage	2400	2400	1	1	3	5

Les réponses sont linéaires dans les concentrations choisies (relation entre concentrations et absorbances correspondantes). Les teneurs de 0,5 à 4 ppb pour le cadmium et de 5 à 50 ppb pour le plomb sont dans les zones linéaires et les absorbances obtenues sont proportionnelles à ces concentrations.

Les méthodes d'extraction des métaux lourds des sédiments et du matériel végétal ont été décrites auparavant [6, 7]. Les sédiments subissent une minéralisation par calcination à 450°C en présence de nitrate d'ammonium suivie d'une solubilisation des métaux par deux acides, l'acide nitrique (HNO<sub>3</sub>, 65%) et l'acide chlorhydrique (HCl, 36%).

Les échantillons de la plante macrophyte sont calcinés dans un four à moufle à 450°C pendant 16 heures. Les cendres blanches obtenues sont dissoutes par 2 ml d'HCl (6N) et filtrées dans une fiole de 25 ml. Le résidu de calcination subit une deuxième minéralisation à 450°C et les cendres sont reprises par 1 ml d'HCl (6N), filtrées (Whatman 540) dans la fiole qui est ajustée à son volume final de 25 ml.

Tous les extraits sont conservés dans des flacons en polypropylène préalablement traités à l'acide nitrique (HNO<sub>3</sub>, 5N), rincés l'eau déminéralisée afin d'éviter les éventuelles contaminations. Les extraits sont conservés au réfrigérateur à 4°C jusqu'à leurs analyses. Les dosages du zinc, du plomb et du cadmium sont effectués par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique à flamme pour le zinc et au four graphite pour le cadmium et le plomb (PERKIN ELMER Analyst 100).

La validité de la méthode a été contrôlée avec un échantillon de sédiment certifié provenant de CANMET (Canadian Centre for Minerals and Energy Technology). Les concentrations moyennes en métaux (mg/kg) obtenue dans l'échantillon de référence (n=7) par rapport aux

valeurs certifiées étaient de 1,16±0,26 contre 1,2 pour le Cadmium ; 80,14±6,3 contre 84 pour le plomb et 321±19 contre 337 pour le zinc.

La précision de la technique analytique a été contrôlée par la détermination des trois métaux (six répétitions) contenus dans le même matériel végétal. Les coefficients de variations calculés étaient de 12% pour le cadmium, de 7,5 % pour le plomb et de 4,7% pour le zinc.

### Analyses statistiques

L'analyse de variance a été mise en œuvre grâce au logiciel STATISTICA. Lorsque l'analyse de variance est significative (p<0.05), le test de Newman-Keuls permet une classification des moyennes. Les coefficients de corrélation ont été calculés afin d'établir les liaisons deux à deux entre les différents métaux dans les sédiments et dans les parties anatomiques de la plante.

### Résultats et Discussion

La contamination en éléments traces métalliques a été évaluée dans l'eau. Les résultats obtenus pour l'oued Rhumel et son affluent sont consignés dans le tableau 2.

**Tableau 2 :** Teneurs en ETM dissous dans l'eau des oueds Rhumel et Boumerzoug

Stations	Zn µg/l	Pb µg/l	Cd µg/l
R1	132 (a) (21 – 242) (b)	12,5 (4 – 21)	<0,5
R2	111 (105 – 116)	3,5 (2 – 5)	<0,5
R3	66 (47 – 84)	2,5 (1 – 4)	<0,5
R4	174 (121 – 226)	8,5 (6 – 11)	<0,5
R5	95 (79 – 111)	6,5 (5 – 8)	<0,5
B1	58 (53 – 63)	4 (1 – 7)	<0,5
B2	95 (79 – 111)	2 (1 – 3)	<0,5
B3	105 (53 – 158)	4 (4 – 4)	<0,5
B4	82 (68 – 95)	3 (2 – 4)	<0,5
B5	245 (137 – 353)	2 (<1 – 4)	<0,5

a = teneur moyenne; b = teneurs minimale et maximale

Les concentrations métalliques s'inscrivent dans l'intervalle, 21 à 353 µg/l pour Zn, et moins de 1 à 21µg/l pour Pb, alors que pour Cd les teneurs sont inférieures à 0.5µg/l. Les teneurs moyennes du Zn et du Pb du Rhumel sont respectivement 183 et 7 µg/l ; elles sont dans le même ordre de 97 et 3 µg/l pour l'oued Hamimime puis 132 et 3 µg/l pour l'oued Boumerzoug. Les concentrations de l'oued Rhumel sont supérieures à celles du Hamimime et Boumerzoug pour le Pb alors que la teneur moyenne en Zn est plus élevée dans le Boumerzoug. L'élément Cd révèle des teneurs inférieures aux limites de sensibilité de la technique analytiques et le dosage nécessite des

techniques ultra propres pour atteindre le niveau du nanogramme. Les ETM Cd, Pb, et Zn, dans l'eau, sont essentiellement sous forme particulaire selon Idlafkih et al. [8] qui ont déterminé les concentrations en solution ( $\mu\text{g/l}$ ) suivantes dans la Seine en France : 0,027 (Cd); 0,5 (Pb) ; 9,2 (Zn), teneurs inférieures à celles des eaux du Rhumel. Khamar et al. [9] rapportent des valeurs de 10 à 920  $\mu\text{g/l}$  pour Zn, métal présentant le facteur de contamination le plus élevé dans l'oued Sebou au Maroc. La station R1 en amont de Constantine se distingue par des concentrations en ETM dissous relativement élevées comparativement aux stations R2 et R3. Nous avons déjà noté la même observation pour plusieurs paramètres tels que la conductivité électrique (CE), la DCO, l'oxydabilité au  $\text{KMnO}_4$  [10], révélant une dégradation évidente. La station R4, en aval de la zone industrielle Palma et de la confluence Rhumel-Boumerzoug, affiche les teneurs les plus élevées du Rhumel pour Zn et Pb. Les teneurs en Zn augmentent de l'amont vers l'aval dans le Hamimime et le Boumerzoug. Les teneurs en Pb, très faibles, sont proches du bruit de fond naturel, contrairement au Zn dont les teneurs sont nettement supérieures et traduisent un enrichissement lié aux activités anthropiques. Selon la grille multi-usages (Agence de Bassin Adour-Garonne) [11] la qualité de l'eau est considérée comme bonne si la teneur en  $\text{Cd} \leq 1\mu\text{g/l}$  ce qui est le cas pour le Rhumel et le Boumerzoug. Les critères d'appréciation globale de la qualité de l'eau de rivières de l'Agence de Bassin Adour-Garonne préconise les limites consignées dans le tableau 3.

**Tableau 3 :** Critères d'appréciation globale de la qualité de l'eau (Agence de Bassin Adour-Garonne) (11)

ETM	Cd mg/l	Pb mg/l	Zn mg/l
1A exempte de pollution	$\leq 0,001$	$\leq 0,05$	$\leq 0,5$
1B qualité moindre	$\leq 0,001$	$\leq 0,05$	0,5 à 1
2 qualité passable	$\leq 0,001$	$\leq 0,05$	1 à 5
3 qualité médiocre	$>0,001$	$> 0,05$	$>5$

Les teneurs en Zn et en Pb permettent de classer l'eau 1A soit exempte de pollution. Les sources naturelles liées à l'érosion géologique donnent en général « le bruit de fond naturel » (tableau 4) qui est perturbé par les apports liés aux activités anthropiques : effluents domestiques, effluents industriels, épandage agricoles, et apports atmosphériques.

**Tableau 4 :** «Bruit de fond naturel » des eaux de surface

ETM dans l'eau	Concentration	Références
Cadmium (Cd)	$<1\mu\text{g/l}$	(12) ; (13)
	0,08 $\mu\text{g/l}$	(14)
	0,01 à 0,07 $\mu\text{g/l}$	(15); (16)
	0,08 à 0,22 $\mu\text{g/l}$	(17)
	0,02 à 0,1 $\mu\text{g/l}$	(18) ; (19)
Plomb (Pb)	3,9 $\mu\text{g/l}$	(12)
	1 à 10 $\mu\text{g/l}$	(20); (21); (22)
	0,005 – 10 $\mu\text{g/l}$	(23)
Zinc (Zn)	$<50\mu\text{g/l}$	(12); (24)

Dans les eaux naturelles, ces contaminants se trouvent sous différentes formes chimiques : ions libres, complexes, formes particulaires [8] et la forme sous laquelle se présente le métal importe plus que la concentration totale de celui-ci dans le milieu. Nous avons déterminé la phase dissoute qui est séparée de la phase particulaire après acidification et filtration sur membrane à  $0,45\mu\text{m}$  car elle représente la forme immédiatement disponible pour les organismes vivants animaux et végétaux. Cependant, les matières en suspension sont le vecteur principal des métaux en traces dans les cours d'eau [25]. Les contaminants peuvent être adsorbés à la surface des particules minérales et de la matière organique particulaire (vivante ou morte), servant de substrat, et précipités avec ces dernières. Certains facteurs favorisent la désorption des métaux tels que la baisse du pH, la complexation par des ligands organiques ou inorganiques dissous (autres que les hydroxydes), la présence de cations ou d'anions compétiteurs ainsi que l'augmentation de la force ionique [26].

Les effets toxiques des ETM peuvent diminuer avec la teneur en composés organiques et acides humiques [27] et l'augmentation de la dureté de l'eau due à la présence de Ca et Mg (exprimée en  $\text{mg/l}$  de  $\text{CaCO}_3$ ) (tableau 5).

**Tableau 5:** Exemples de concentrations des ETM ayant un effet sur la faune aquatique

Toxicité des ETM sur la faune aquatique		Références
Cd	- 0,03 à 0,05 $\mu\text{g/l}$ si la dureté de l'eau = 90 à 150 $\text{mg/l}$	(24)
	- 0,28 à 3 $\mu\text{g/l}$ effets défavorables sur les invertébrés	(28); (29); (30); (31) ;
	aquatiques en laboratoire et <i>in situ</i>	(32)
	- 238 $\mu\text{g/l}$ peu d'effets sur les insectes aquatiques	
Pb	- 3 $\mu\text{g/l}$ si la dureté de l'eau = 8 $\text{mg/l}$	(24)
	- 7 $\mu\text{g/l}$ variétés d'effets sublétaux	(33)
	- 20 $\mu\text{g/l}$ effets sublétaux sur les invertébrés	(33)
Zn	- 7 $\mu\text{g/l}$ si la dureté de l'eau = 90 $\text{mg/l}$	(24)
	- 241 $\mu\text{g/l}$ si la dureté de l'eau = 400 $\text{mg/l}$	(24)

Les eaux ayant une teneur supérieure à 120  $\text{mg/l}$  sont considérées comme dures et moins de 60  $\text{mg/l}$  comme douces. Or la dureté des eaux du Rhumel, calculée suivant « Resources inventory Committee » (1998) [24] atteint 470 à 931  $\text{mg/l}$  à Ain-Smara et 478 à 692  $\text{mg/l}$  à El-Ménia [10] révélant des eaux excessivement dures. La dureté élevée et le pH plutôt basique des eaux du Rhumel contribuent à la réduction de la toxicité de plusieurs métaux tels que Cu, Pb, Zn ... A titre d'exemple la  $\text{CL}_{50}$  du Pb pour *Daphnia magna* exposée pendant 96h varie de 612  $\mu\text{g/l}$  si la dureté est de 54  $\text{mg/l}$  de  $\text{CaCO}_3$  à 1910  $\mu\text{g/l}$  de Pb si la dureté est de 152  $\text{mg/l}$  [34]. Il ne faut pas perdre de vue qu'un résultat expérimental en laboratoire ne traduit pas toujours la situation *in situ* où la toxicité d'un élément métallique est influencée par plusieurs paramètres physico-chimiques et

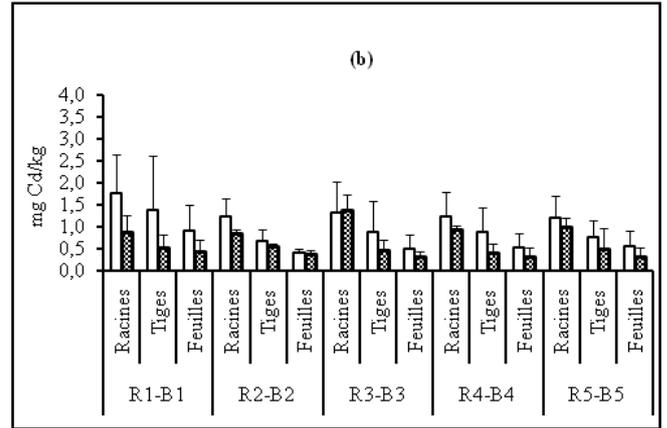
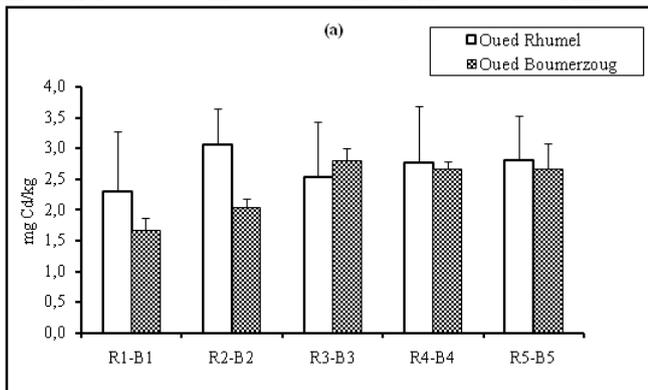
par d'autres toxiques qui interagissent entre eux. La concentration des ions métalliques dissous dans l'eau ne rend pas bien compte du degré de pollution, car elle est toujours sous-estimée [35]. Les difficultés analytiques contraignent beaucoup de chercheurs à abandonner les dosages de la phase dissoute des ETM, difficile à réaliser vu les possibilités de contaminations des échantillons, lors du prélèvement et du pré-traitement, pour s'intéresser à la phase particulaire liée aux MES et/ou sédiments. Idlafkih et al (1997) [36] justifie que l'abandon de la phase dissoute a relativement peu de conséquence sur le calcul des flux des ETM. Les concentrations des ETM déterminées dans les sédiments (en mg/kg ms) de l'O.R. et de son affluent l'O.B. sont variables d'une station à une autre et d'une campagne à une autre. Le tableau 6 et les figures 2, 3 et 4 illustrent ces variations en fonction du temps et de l'espace.

**Tableau 6 :** Teneurs (moyennes et écart-type) en cadmium, plomb et zinc des sédiments des deux oueds

ETM	Oued Rhumel			Oued Boumerzoug		
	moy	max.	min.	moy	max.	min.
Cd (mg/kg ms)	2,7±0,7	3,6	1,6	2,4±0,5	2,9	1,5
Pb (mg/kg ms)	104*±36	206	63	68*±10	88	50
Zn (mg/kg ms)	148±53	204	73	124±75	346	34

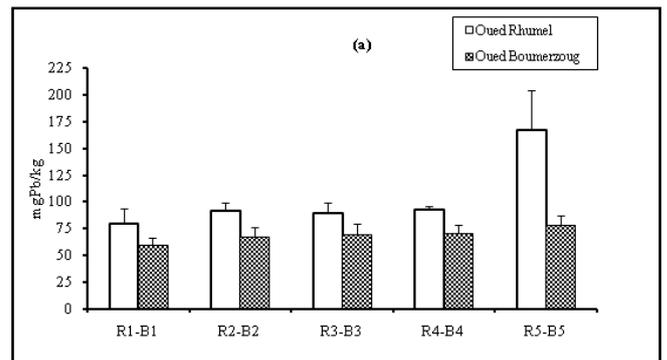
Moy = moyenne

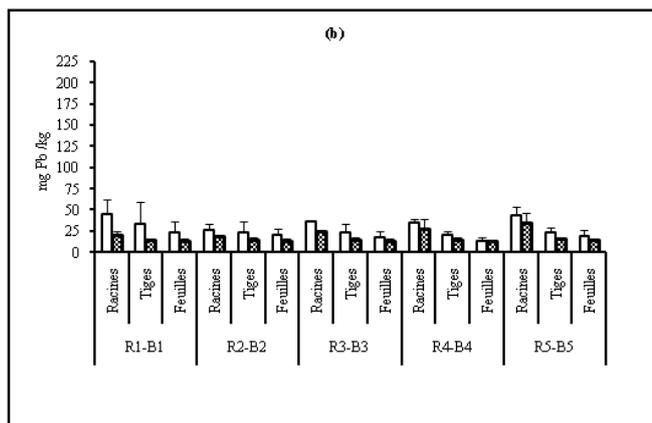
L'O.R. paraît plus chargé en Cd, en Pb et en Zn que l'O.B. Les stations situées en aval (R5 et B5) sont les plus chargées en métaux lourds particulièrement en Pb et en Zn. Ces stations sont affectées par les rejets domestiques et industriels des villes de Constantine et du Khroub.



**Figure 2 :** Variation des concentrations en cadmium dans les sédiments (a) et dans les racines, les tiges et les feuilles de *Rorippa Nasturtium-aquaticum* (b)

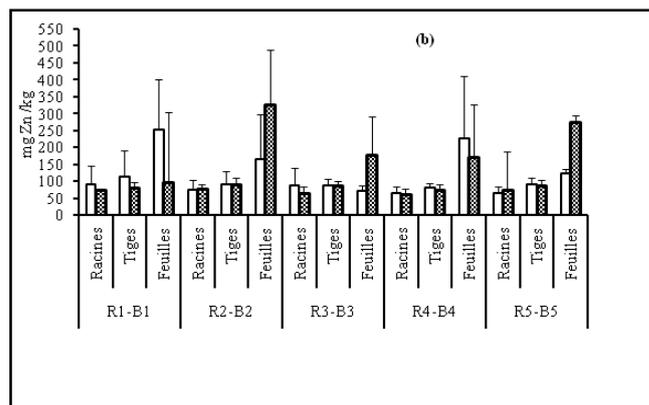
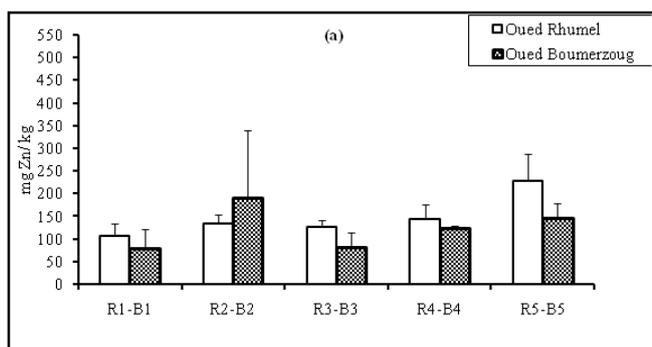
Les teneurs en Cd traduisent une contamination évidente des sédiments dans la mesure où elles dépassent les teneurs considérées comme naturelles. Ces dernières varient de 0,3 mg/kg comme teneur naturelle moyenne mondiale à 0,35 mg/kg pour la Seine [37], 0,38 mg/kg pour les Flandres en Belgique (De Cooman *et al.*, 1998 in [38]). Des teneurs en mg/kg plus élevées, 0,75, 1 et 1,1 sont rapportées respectivement par l'AESN (1991) [39], L'AEAP (1990) [40] et le « background » au Canada [41]. Ces valeurs traduisent des teneurs naturellement faibles en Cd. Dans ce sens le Cd est l'élément le moins abondant dans les sédiments des oueds Rhumel et Boumerzoug. Néanmoins les concentrations déterminées révèlent un niveau de contamination qui n'est pas à négliger. Les concentrations déterminées dans toutes les stations suggèrent un apport anthropique en Cd. Les teneurs moyennes de 2,7 mg/kg pour l'O.R. et de 2,4 mg/kg pour l'O.B. se rapprochent des concentrations de 3,2 mg/kg des sites contaminés du Mississippi [42].





**Figure 3 :** Variation des concentrations en plomb dans les sédiments (a) et dans les racines, les tiges et les feuilles de *Rorippa Nasturtium-aquaticum* (b)

Les principaux secteurs d'utilisation du Cd sont les pigments, la galvanoplastie, les stabilisants, les activités métallurgiques. La combustion de produits pétroliers, de charbon et l'incinération des ordures ménagères sont à l'origine de la contamination de l'atmosphère puis des sols et des eaux continentales. Il est possible de distinguer des contaminations diffuses et d'autres ponctuelles. Les transferts jusqu'aux eaux de surface s'effectuent par le ruissellement sur les sols agricoles qui occupent les berges des oueds Rhumel et Boumerzoug et sont révélés déjà aux niveaux des stations amont (R1, R2, B3) et sur les sols urbains qui se répercutent sur les stations en ville et en aval de celle-ci (R3, R4, B4, B5, R5). Il faut y ajouter les sources industrielles, le Cd étant principalement associé au Zn. La teneur du Cd dans les minerais de Zn est évaluée de 0,01 à 0,05% (43); il est donc un sous produit de la métallurgie de ce dernier mais il est aussi associé au Pb et au Cu.



**Figure 4 :** Variation des concentrations en zinc dans les sédiments (a) et dans les racines, les tiges et les feuilles de *Nasturtium-aquaticum* (b)

Les complexes industriels susceptibles de contaminer l'environnement sont ceux de Ain-smara (complexes CPG, CCA, CCE) et Hamimime (complexes CMT, PMA, PMO) dont les eaux usées industrielles sont décontaminées puis traitées en STEP au sein des complexes industriels suscités avant de gagner les oueds Rhumel et Hamimime respectivement. Malgré ces précautions incontournables, les boues polluées récupérées ainsi que de nombreux fûts de produits toxiques stockés sur des aires dans les complexes restent soumis aux intempéries et pourraient être, avec le temps, sources de contamination. Comme autre source importante de contamination, des tonnes d'engrais phosphatés riches en Cd, et dont la concentration serait de l'ordre de 400 mg/kg si les phosphates de Djebel Onk sont comparables aux phosphates tunisiens [43], auxquels s'ajoutent les pesticides, sont utilisés chaque année. Les sols cultivés du bassin versant deviennent pollués par des métaux toxiques et particulièrement le Cd, mais les concentrations en d'autres métaux sont fonctions des compositions chimiques des engrais. Les teneurs en Cd des sols des berges de l'oued Rhumel déterminées à la même période (2000-2001) varient entre 1,05 et 15,62 mg/kg avec une moyenne de  $4,21 \pm 3,03$  mg/kg [44] et révèlent un niveau de contamination supérieur à celui des sédiments. Les teneurs des sols en bordure de l'oued Boumerzoug, inférieures aux précédentes, fluctuent entre 0,81 et 5,03 mg/kg avec une moyenne de  $3,07 \pm 1,19$  mg/kg [45]. Le lessivage des sols cultivés se traduit par un enrichissement des sédiments des oueds en métaux durant les saisons pluvieuses après l'application des engrais et pesticides. Ceci explique les teneurs élevées en Cd en hiver et au printemps.

Nous notons une très grande variation des concentrations en Cd dans la plante aquatique. Ainsi l'accumulation du Cd s'effectue dans un ordre décroissant dans les racines, les tiges et enfin les feuilles (figure 2 b). Les teneurs moyennes en Cd varient de 1.2 à 1.78 mg/kg ms dans les racines, de 0.66 à 1.38 mg/kg ms dans les tiges et de 0.3 à 0.9 mg/kg ms dans les feuilles. Nos résultats sont comparables à ceux rapportés par Thompson et al. [46] : les concentrations en Cd dans les différentes parties anatomiques de *Nuphar variegatum* étaient de l'ordre de 0.3 à 1.56 mg/kg ms. Les concentrations en Cd dans les

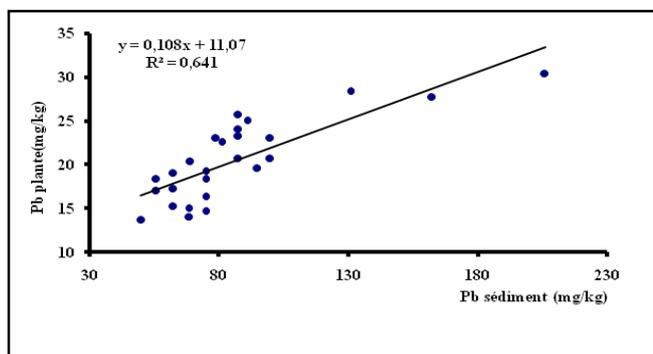
racines sont environ deux fois plus élevées que dans les tiges et les feuilles. Le facteur de bioconcentration (FBC), de l'ordre de 0.46, traduit la faible mobilité et par conséquent la faible biodisponibilité du Cd car il y a deux fois plus de Cd dans les sédiments que dans la plante.

La pollution est souvent mixte et le Cd est toujours associé, comme sous-produit, au Pb et au Zn. Ainsi les concentrations en Pb sont relativement élevées et excèdent les teneurs correspondant au bruit de fond géochimique. Ces dernières sont variables d'une région à une autre et sont de l'ordre de 19 mg/kg en France [40], et de 23 mg/kg au Canada et USA [37]. Les teneurs moyennes relevées dans les sédiments de l'O.R. sont plus élevées que celles déterminées dans les sédiments de l'O.B., 104 contre 68 mg/kg ms. Les différences observées entre les teneurs moyennes en Pb des deux oueds (tableau 6) sont statistiquement significatives ( $p < 0.001$ ). Ces différences montrent que les rejets sont quantitativement plus importants pour la ville de Constantine et seraient proportionnels au nombre d'habitants et aux activités industrielles et agricoles. En effet, selon Ourso [47], la charge métallique et organique des sédiments, ayant des effets sur la vie aquatique, est liée à la densité de la population et à la densité du tissu industriel. Une tendance à l'augmentation, de l'amont vers l'aval, des valeurs de la teneur en Pb dans les sédiments, est observée. Dans le bassin de la Seine, la contamination générale en métaux a été déterminée (48) en fonction de la densité de population. Dans les bassins à moyenne densité (65 hab/km<sup>2</sup>), les teneurs en Pb des laisses de crues sont en moyenne de 44,5 mg/kg. Par contre dans les bassins à forte densité de population (470 hab.km<sup>2</sup>), la teneur moyenne en Pb est de 141,1 mg/kg. La teneur moyenne du Rhumel (63,58 ± 36,4 mg/kg ms) s'inscrit entre ces deux valeurs. Ainsi la station R5, située en aval de Constantine et de la confluence avec l'O.B., est la plus chargée en Pb (167 mg/kg ms) et corrobore l'impact de la densité de la population. Par analogie, les teneurs citées par divers auteurs sont très variables d'un site à l'autre. Les teneurs moyennes des sédiments de l'estuaire de la Loire (60,5 ± 21 mg/kg) sont similaires à celles du Rhumel ainsi que la valeur minimale (13,5 mg/kg) alors que la maximale est inférieure de moitié (94,1 mg/kg) [49]; les sédiments de la Seine en amont (6,2 mg/kg) et en aval (10 mg/kg) de Paris sont nettement moins chargés en Pb [50] que ceux du Rhumel. Cossa et Boutier [51] rapportent les concentrations particulières de 54 µg/g, 85±32, 33±14 et 184 ± 43 µg/g pour respectivement la Loire, la Garonne, le Rhône et la Seine qui a été qualifiée par Thévenot *et al.*, [52] comme étant un des fleuves les plus contaminés au monde. Pour la rivière Tortue, les teneurs en Pb varient de 55 à 228 mg/kg de sédiments secs et sont inférieures à 30 mg/kg pour la Haute-Lys [53], concentrations très faibles par rapport à celles du Rhumel, alors que celles de la Tortue sont similaires. La teneur moyenne des sédiments de la Seine, 136 mg/kg (10-1200 mg/kg) [37] est supérieure à celle du Rhumel. Dans le bassin Artois-Picardie [54], les teneurs en Pb, déterminées dans les sédiments varient de 9,91 à 77,86 µg/g (pour 24 sites), entre 104,29 et 359,75 µg/g (pour 9 sites), 639 µg/g (1 site), 1287 et 1291 µg/g (2 sites). La fourchette des

teneurs est ainsi bien plus large que celle rencontrée pour le Rhumel et ses affluents. En Seine et Marne les teneurs moyennes en Pb des sédiments déterminées par Ollivon *et al.*, [55] sont supérieures à celles du Rhumel (142 ± 6 mg/kg ms à Saint-Maurice, 110 ± 12 mg/kg au Port à l'Anglais et 107 ± 18 mg/kg à Saint Cloud). Peltier *et al.*, [56] citent la teneur de 179 mg/kg dans les sédiments des zones humides contaminées pas des métaux traces alors que cette valeur a été occasionnellement dépassée dans le cas Rhumel. Dans les rivières de Flandres [38], les teneurs comprises entre 14,1 et 67,6 mg/kg, n'atteignent pas les maximales du Rhumel. Dans l'estuaire de Douro au Portugal, les teneurs en Pb dans les sédiments déterminées en deux stations (12 µg/g et 44 µg/g) [57] sont du même ordre que les minima de nos échantillons. Les eaux usées urbaines n'étant pas entièrement collectées, une part rejoint les oueds et contribue à la contamination de l'écosystème par le Pb ainsi que les métaux liés au Pb (Cu, Ni, Cr, Zn). A cette origine s'ajoute les industries qui ont souvent privilégié les sites à proximité des cours d'eau pour les rejets des effluents industriels. Pendant des dizaines d'années l'O.R. et son affluent l'O.B. ont hérité des rejets des eaux résiduaires industrielles et des déchets liquides de toutes sortes d'activité de production. Même si certaines unités (complexes d'industries mécaniques : CPG, CCA et GERMAN de Ain Smara puis CMT et PMA, PMO de Oued Hamimime) se sont dotées de stations d'épuration spécifiques, les processus de traitement ne sont pas toujours respectés pour un rendement maximal.

Par ailleurs *R. Nasturtium-aquaticum* concentre le Pb dans les racines. Dans ces dernières les teneurs sont plus élevées par rapport aux tiges et feuilles quelque soit la station et l'oued (figure 3 b). Cependant les teneurs restent plus faibles comparativement aux teneurs dans les sédiments; elles varient de 13 à 45 mg/kg ms. La valeur seuil pour le Pb dans les plantes aquatiques est de 10 mg/kg. La répartition du Pb dans les différentes parties de la plante quelque soit l'oued suit les séquences suivantes (valeurs extrêmes en mg/kg ms): Racines (16 - 64) > Tiges (11 - 63) > Feuilles (9 - 37). Ces résultats sont en accord avec ceux rapportés par Peltier *et al.* [56] qui rapportent une distribution du Pb dans les différentes parties de phragmite selon la séquence suivante: racines (75 mg/kg ms), tiges (14 mg/kg ms) et feuilles (11 mg/kg ms). La comparaison des teneurs métalliques entre différentes espèces provenant de diverses sites n'est pas aisée car le cycle biologique des végétaux ne peut pas être le même, ni le niveau de contamination. En revanche, les tendances dans la répartition des métaux peuvent être analogues. Ainsi les teneurs en Pb des différentes parties anatomiques de plusieurs espèces végétales aquatiques de l'Arménie et de l'Inde sont toujours plus élevées dans les racines; les concentrations observées par Vardanyan et Ingole [58] étaient très variables: de 5 mg/kg à 80 mg/kg dans les racines, de 2 mg/kg à 6 mg/kg dans les tiges et de 2.5 mg/kg à 20 dans les feuilles. Il existe une corrélation significative entre les teneurs en Pb des sédiments et celles des racines ( $r = 0.39$ ;  $p < 0.05$ ). Cette liaison suggère que les concentrations en Pb des racines de *R. Nasturtium-aquaticum* reflètent le niveau de contamination des

sédiments. Quand on prend en compte les concentrations en Pb dans la plante entière, la relation avec les sédiments est plus nette car le coefficient de corrélation rend compte d'une liaison très significative ( $r = 0.8$  ;  $p < 0.001$ ) illustrée par la figure 5.



**Figure 5 :** Relation entre les teneurs en plomb des sédiments et les teneurs dans la plante

De plus, le coefficient de corrélation calculé entre les teneurs en Pb et Zn des sédiments indique une liaison significative ( $r = 0.47$ ,  $p < 0.01$ ). Cette relation suggère une origine commune des deux métaux. Les concentrations moyennes en Zn de l'O.R. sont plus élevées que celles de l'O.B. lors des trois campagnes, respectivement 148 contre 124 mg/kg ms. Les teneurs en Zn des stations de l'O.R. dépassent la teneur naturelle de 100 mg/kg selon l'AEAP [40], alors que les stations de l'O.B. ont, en majorité, révélé des concentrations proches ou inférieures à la valeur correspondant au fond géochimique. Selon Gomme et Muntau [59] les teneurs en Zn des biotopes non contaminés sont de l'ordre de 180 mg/kg. Les teneurs en Zn des sédiments de rivière rapportées par la littérature sont très variables à l'image de celles citées par Müller et al [60], 3 à 18400 mg/kg, relatives aux sédiments superficiels (< 20  $\mu\text{m}$ ) de la Carinthia en Autriche révélant une très large fourchette dépassant de loin l'amplitude rencontrée dans le Rhumel. Les teneurs des sédiments de Cedar et Ortéga en Floride varient également entre 9,75 et 2050 mg/kg [61]. Les teneurs moyennes des sédiments de l'estuaire de la Loire,  $158 \pm 40,5$  mg/kg [49] sont similaires à celles du Rhumel. Selon Chevreuil et al. [62], les sédiments de la Seine révèlent une croissance des teneurs de l'amont de Paris (67 mg/kg) vers l'aval (670 mg/kg). Horowitz et al. [37] communiquent des concentrations comprises entre 25 et 750 mg/kg avec une moyenne de 257 mg/kg des sédiments du bassin de la Seine et 510 mg/kg en moyenne à Poses. Les sédiments de la Marne contiennent  $224 \pm 31$  mg/kg alors que les teneurs de la Seine sont de  $357 \pm 134$  mg/kg [55], teneurs moyennes supérieures à celles du Rhumel dont la roche mère est pourtant de type sédimentaire aussi. Par contre les teneurs en mg/kg rapportées par Howari et Banat [63] sont relativement faibles: 20,3 pour le Jourdain, 26,4 pour le Yarmouk et correspondraient à la teneur naturelle pour cette région. Les concentrations déterminées par Khamar et al. [9] dans les sédiments de l'oued Sebou au Maroc, sont similaires à celles du Rhumel pour les stations aval. Elles fluctuent entre  $149,9 \pm 26,7$  et  $155,8 \pm 32$  mg/kg alors que la station

amont à une teneur beaucoup plus faible ( $12,3 \pm 2,1$  mg/kg). Dans le cadre de notre étude, les ETM ont été dosés dans les sédiments superficiels, or différents auteurs signalent un enrichissement en Zn avec la profondeur [61]. D'après Peltier et al. [56], la teneur est passée de 392 mg/kg en surface à 603 mg/kg, observation également valable pour le Pb. Les concentrations en Zn et Pb dissous augmentent à la même profondeur, indiquant que ces métaux sont associés aux particules de Fe et Mn. Ainsi les niveaux de Zn que nous avons déterminés traduirait une faible contamination. Meybeck [64] rapporte que dans le cas des grandes rivières du monde (<1Mkm<sup>2</sup>) telles que le Mississippi, les cours d'eau de Chine et de Sibérie où l'impact humain est très limité, les teneurs en Zn sont très proches du niveau du bruit de fond naturel (background level) soit en mg/kg, 193 pour le Mississippi, 50 pour l'Ob, 110 pour le Yenisserr, 28 pour le Lenq, 70 pour le Huang He et 120 pour le Chang Jiang. En Russie, le niveau du bruit de fond est de 31 mg/kg alors qu'il est estimé à 60 mg/kg pour la Seine (France), donc très variable d'une région à une autre. Si nous considérons ces deux dernières valeurs, nos résultats suggèrent un apport anthropique de Zn surtout pour la station R5 située en aval des rejets urbains domestiques et industriels. En comparant nos résultats à ceux des pays proches industrialisés, les teneurs maximales déterminées pour les deux oueds sont proches de celles du Po en Italie (342 mg/kg) et en deçà de celles du Rhin (574 mg/kg) et de la Seine (510 mg/kg) [64]. Le Zn est considéré comme un élément essentiel aux organismes animaux et végétaux mais un seuil de 120 mg/kg [41] est défini comme susceptible d'induire des effets toxiques modérés sur la faune aquatique. Le Zn est un élément essentiel car il est indispensable à la synthèse de nombreuses métallo-proteines, particulièrement les métallo-enzymes [65]. Sa concentration *in vivo* est donc régulée chez la plupart des êtres vivants. Contrairement au Pb et au Cd, les teneurs en Zn déterminées dans la plante indiquent des valeurs plus élevées dans les feuilles que dans les tiges et les racines (figure 4 b). Ainsi, Les concentrations en Zn dans les feuilles sont approximativement deux fois plus élevées que dans les sédiments, suggérant une accumulation par translocation à partir de l'environnement immédiat de la plante. La répartition du Zn dans les différentes parties de la plante, quelque soit l'oued, suit les séquences suivantes (valeurs extrêmes en mg/kg ms): feuilles (61–470) > tiges (43-198) = racines (43-150). Il est intéressant de noter que cette plante séquestre les éléments toxiques (Cd et Pb) dans les racines et suggère une caractéristique de détoxification, alors que le Zn, élément essentiel est distribué d'une façon importante dans les feuilles. Dans les plans d'eaux affectés par des activités anthropiques, les teneurs en Zn de deux espèces végétales aquatiques, *Typha* et *Phragmites* peuvent atteindre des niveaux supérieurs à 1100 mg/kg [66]. Le FBC proche de 1 suggère que la plante entière accumule l'élément Zn, résultat similaire à celui rapporté par Peltier et al. [56] pour *Phragmites*. Ainsi l'élément Zn contrairement au Cd, et au Pb, montre une mobilité importante sur la base des quantités transférées dans les parties aériennes de *Rorippa Nasturtium-aquaticum*.

Du point de vue toxicologique, une consommation de 50 g de feuilles de cresson des fontaines apporterait une quantité de plomb équivalente à 6 µg/kg/semaine (calculée à partir de la teneur moyenne dans les feuilles exprimée en mg/kg frais), soit 24% de la Dose Hebdomadaire Tolérable (DHT= 25 µg/kg/semaine) établie par l'Organisation Mondiale de la Santé, ce qui est non négligeable et une quantité de cadmium équivalente à 0.38 µg/kg/semaine, soit 5.5% de la DHT (7µg/kg/semaine).

## CONCLUSION

Les métaux dissous ne traduisent pas clairement le niveau de pollution par les ETM car ces derniers, en présence de particules minérales et organiques migrent vers le fond et se déposent dans les sédiments, véritable réservoir de la pollution et qui deviennent sources potentielles de contamination. Les teneurs moyennes en ETM des sédiments superficiels permettent de voir un enrichissement pour le Pb, le Zn et même le Cd malgré sa relative rareté. Ce dernier, en plus des effluents industriels, a une origine surtout agricole d'où sa présence déjà en amont de la ville, région des cultures intensives. Les teneurs du Cd, Pb et Zn déterminées correspondent aux ETM adsorbés sur les particules et traduisent le niveau de contamination et non la teneur total. La station R5 à El-Ménia, en aval de Constantine, se distingue par son niveau de pollution à la fois organique et métallique. Le transfert des ETM a été étudié chez le cresson des fontaines. Les différentes parties de *Rorippa Nasturtium-aquaticum* accumulent différemment les ETM. Il est intéressant de noter que la macrophyte séquestre les métaux toxiques, Cd et Pb dans les racines alors que les métaux essentiels tel que le Zn sont transloqués vers les tiges et les feuilles.

## REFERENCES

- [1]-Afri-Mehennaoui F.Z., 1998. Contribution à l'étude physico-chimique et biologique de l'Oued Kébir-Rhumel et de ses principaux affluents. Thèse de Magister en Ecologie. Université Mentouri Constantine, 238 pp.
- [2]-Afri-Mehennaoui F.Z., Sahli L., Mehennaoui S., 2004. "Assessment of sediments trace metals level contamination and biological quality of the Rhumel river and its principal tributary Boumerzoug river by using multivariate analysis", *Environm.*, **15**, 435-446.
- [3]-Sawidis T, Chettri M.K., Zachariadis G.A., Stratis J.A., 1995. Heavy metals in aquatic plants and sediments from water systems in Macedonia, Greece. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **32**(1), 73-80.
- [4]-Samecka-Cymerman A., Kempers A.J., 2001. Bioindication of heavy metals with aquatic macrophytes: the case of a stream polluted with power plant sewages in Poland. *J. Toxicol. Environ. Health*, **62**(1), 57-67.
- [5]-Zurayk R., Sukkariyah B., Baalbaki R., 2001. Common hydrophytes as bioindicators of Nickel, Chromium and Cadmium pollution. *Water Air Soil Pollut.* **127**, 373-388.
- [6]-Afri-Mehennaoui F.Z., Mehennaoui S., 2004. Comparaison de trois techniques d'extraction pour la détermination des éléments traces métalliques de l'Oued Rhumel et son affluent l'Oued Boumerzoug en zone urbaine (Constantine). *Rev Sciences & Technol.*, **C21**, 29-38.
- [7]-Mehennaoui S., Charles E., Enriquez B.J., Clauw M., Milhaud G.E., 1988. Indicators of lead, cadmium and zinc exposure in cattle: II Controlled feeding and recivry. *Vet. Hum. Toxicol.*, **30**(6), 550-555.
- [8]-Idlafkih Z., Cossa D., Meybeck M., 1995. Comportements des contaminants en trace dissous et particulaires (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) dans la Seine. *Hydroecol. Appl.*, **7**, 127-150.
- [9]-Khamar M., Bouya D., Ronneau C., 2000. Pollution métallique et organique des eaux et des sédiments d'un cours d'eau marocain par les rejets liquides urbains. *Water Qual. Res. J. Canada*: **35** (1), 147-161.
- [10]-Afri F.Z., 2006. Evaluation du niveau de contamination par les métaux lourds de différents compartiments d'un écosystème aquatique (eau, sédiment, faune macroinvertébrée, macrophyte) de l'oued Rhumel et son affluent l'oued Boumerzoug en zone urbaine (Constantine). Thèse de Doctorat en Sciences, Univ. de Constantine. 267 p.
- [11]-Monod J., 1989. Mémento technique de l'eau ; Tome I, 9<sup>ème</sup> Edition, Dégremont, Paris.
- [12]-USPHS, 1997. Toxicological profile on CD-ROM. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- [13]-World Health Organisation (WHO), 1992. Cadmium. Environmental Health Criteria N°134. Genève.
- [14]-Crommentuijn T., Polder M.D., Van de Plassche E.J., 1997. Maximum Permissible Concentration and Negligible Concentration for metals, taking background concentrations into account. Bilthoven, The Netherlands: National Institute of Public Health and the Environment. Report N° 601 501 001.
- [15]-Nriagu J.O., 1988. Production and Uses of Chromium, in Chromium in the Natural and Human Environment, J.O. Nriagu and E. Nieboer (eds), John Wiley & Sons, New-York, NY, pp. 125-172.
- [16]-Malley D.F., Chang P.S.S., Hesslein R.H., 1989. Whole lake addition of cadmium-109: radiotracer accumulation in the mussel population in the first season. *Sci. Total Environ.*, **87/88**, 397-417.
- [17]-Stephenson M., Mackie G.L., 1988. Total cadmium concentration in the water and littoral sediments of central Ontario lakes, *Water Air Soil Pollut.*, **38**, 121-136.

- [18]-Rossman R., Barres J., 1988. Trace element concentrations in near-surface waters of the Great Lakes and methods of collection, storage and analysis. *J. Great Lakes Res.*, **14**(2), 188-204.
- [19]-Eisenreich S.J., 1982. Atmospheric role in trace metal exchange at the air-water interface, *J. Great Lakes Res.*, **8**(2), 243-256.
- [20]-ATSDR, 1993. Toxicological profile for lead. Agency for toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA: U.S. department of Health and human Services, Public Health Services. [Http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html](http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html).
- [21]-HSDB, 2000. Plomb, Hazardous Substances Data Bank, National Library of Medicine. [Http://www.toxnet.nlm.nih.gov](http://www.toxnet.nlm.nih.gov).
- [22]-IUCLID, 1996. Plomb. International Uniform Chemical Information Database, European Commission ISPRA.CD.
- [23]-CMND 8852, 1983. Royal Commission on Environment Pollution, Ninth Report, lead in the environment, MMSO, London.
- [24]-Resources Inventory Committee, 1998. Guidelines for Interpreting Water Quality Data. British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks. 40 p.
- [25]-Horowitz A.J., 1995. A primer on sediment-trace element chemistry, 2<sup>nd</sup> ed. Lewis Publishing Co, Cxhelsea. 136 p.
- [26]-Montuelle B., 2003. Qualité et gestion des sédiments d'eau douce. Eléments physico-chimiques et biologiques. Ed. Cemagref, Lyon, 332 p.
- [27]-Allard M., Moreau G., 1984. Influence d'une acidification expérimentale en milieu lotique sur la dérive des invertébrés benthiques. *Verh. Internat. Verein. Lol.* **22**, 1793-1800.
- [28]-Chapman G.A., Ota S., Recht F., 1980. Effects of water hardness on the toxicity of metals to *Daphnia magna* (status report- Jan.1980), draft, U.S. Environment Protection Agency, Corvallis, OR.
- [29]-Winner R.W., 1988. Evaluation of relative sensitivities of 7-D *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia* toxicity tests for cadmium and sodium pentachlorophenate, *Environ. Toxicol. Chem.*, **7**, 153-159.
- [30]-Marshall J.S., 1978. Field verification of cadmium toxicity to laboratory *Daphnia* populations, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **20**, 387-393.
- [31]-Lawrence S.G., Holoka M.H., 1987. Effects of low concentrations of cadmium on the crustacean zooplankton community of an artificially acidified lake, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **44**(suppl.1), 163-172.
- [32]-Clubb R.W., Gaufrin A.R. and Lords J.L., 1975. Acute cadmium toxicity studies upon nine species of aquatic insects, *Environ. Res.*, **9**, 332-341.
- [33]-Demayo A., Taylor M.C., Taylor K.W., Hodson P.V., 1982. Toxic effects of lead and lead compounds on human health, aquatic life, wildlife plants and livestock, Vol.12, 4 In Guidelines for Surface Water Quality, Vol I, Inorganic Chemical substances, 257-305.
- [34]-U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 1985. Ambient Water Quality Criteria for Lead-1984, U.S. EPA, Rep. 440/5-84-027, Washington, D.C.
- [ ]-Laws E.A., 2000. Aquatic pollution; Third Ed. John Wiley & Sons, New York. 672 p.
- [35]-Idlafkih Z., Meybeck M., Chiffolleau J.F., Cossa D., Ficht A., 1997. Comportement des métaux particuliers (Al, Fe, Mn, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) dans la Seine à Poses en période de hautes eaux (1990-1995). *Freshwater Contamination* (Proceedings of Rabat Symposium S4, April-May 1997). IAHS Publ. **243**, 45-57.
- [36]-Horowitz A.J., Meybeck M., Idlafkih Z., Biger E., 1999. Variations in trace element geochemistry in the Seine river basin based on floodplain deposits and bed sediments; *Hydrol. Process.* **13**, 1329-1340.
- [37]-Bervoets L., Blust R., 2003. Metal concentrations in water, sediments and gudgeon (*Gobio gobio*) from a pollution gradient: relationship with fish condition factor. *Environmental pollution*, **126**, 9-19.
- [38]-A.E.S.N., 1991. Mémento statistique. Agence de l'Eau Seine-Normandie, 126 p.
- [39]-A.E.A.P., 1990. Annuaire de la qualité des sédiments du Bassin Artois Picardie (1985-1990). Agence de l'Eau Artois Picardie, France.
- [40]-Persaud D., Jaagumagi R., Hayton A., 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. Ontario Ministry of the Environment and Energy, Queen's Printer for Ontario, Canada, 27 p.
- [41]-Mielke H.W., Gonzales C.R., Smith M.K., Mielke P.W., 2000. Quantities and associations of lead, zinc, cadmium, manganese, chromium, nickel, vanadium and copper in fresh Mississippi delta alluvium and New Orleans alluvial soils, *Sci. Total. Environ.*, **24**(2-3), pp. 249-259.
- [42]-Chiffolleau J.F., Claisse D., Cossa D., Ficht A., Gonzalez J.L., Guyot T., Michel P., Miramand P., Oger C., Petit F., 2001. La contamination métallique. Ed. Ifremer, 39 p.
- [43]-Bentellis-Mosbah A., 2004. Evaluation du niveau de contamination métallique des sols des berges de l'oued Rhumel (en amont de sa confluence avec le Boumerzoug) et étude de son impact sur la végétation riveraine. Mémoire de Magistère en Ecologie et Ecotoxicologie, Université de Constantine, 106 p.
- [44]-Azzoug R., 2004. Etude phytoécologique des bordures de l'oued Boumerzoug et évaluation de leurs niveaux

de contamination métallique (Pb, Zn Cr, Cd, et Cu). Mém. de Magistère en Ecologie et Ecotoxicologie. Université de Constantine, 100 p.

- [45]-Thompson E.S., Pick F.R., Bendell-Young L.I., 1997. The accumulation of cadmium by the yellow pond lily, *Nuphar variegatum* in Ontario peatlands. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **32** (2), 161-165.
- [46]-Ourso R.T., 2001. Effects of Urbanization on Benthic Macroinvertebrate Communities in Streams, Anchorage, Alaska, USGS, Water Resources investigations, Report 01-4278.
- [47]-Thevenot D.R., Meybeck M., Lestel L., 2002. Métaux lourds: des bilans en mutation. Paris, PIREN-Seine, 78 p.
- [48]-Roger B., 1988. Répartition et localisation des métaux traces dans les sédiments. Application à l'estuaire de La Loire. Rapports des laboratoires, série : Environnement et génie urbain EG-4. Laboratoire central des Ponts et Chaussées, Paris, 260 p.
- [49]-Teil M.J., Blanchard M., Carru A.M., Chesterikoff A., Chevreuil M., 1996. Partition of metallic and organochlorinated pollutants and monoorthosubstituted PCB pattern in the trophic web from different areas of the river Seine, *The Sci. Tot. Environ.*, **181**, 111-123.
- [50]-Cossa D., Boutier B., 1999. Le Cd, le Hg et le Pb dans les grands fleuves français. ARET: Surveillance de la qualité des eaux ; Problèmes toxicologiques. Fasc. N°2 : 5 – 9.
- [51]-Thevenot D., Meybeck M., Chesterikof A., Chevreuil M., Huang W.W., Estebe A., Idlafkih Z., Jairy A., Bussy A.L., Garnaud S., Mouchel J.M., 1998. Pourquoi tant de métaux? In Meybeck M., de Marsily G. Fustec E.(Eds) La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé ; Elsevier, Paris, 749 p.
- [52]-Grumiaux F., Demuyneck S., Lepretre A., Dhainaut-Courtois N., 1997. Teneurs métalliques et organiques dans les sédiments et effets sur les communautés benthiques dans deux cours d'eau représentatifs de la région Nord/Pas-de-Calais. In: Contaminated soils. Third International Conference on the Biogeochemistry of trace elements. R. PROST Ed., INRA, CD-Rom, Paris.
- [53]-Prygiel J., Rosso-Darmet A., Lafont M., Lesniak C., Durbec A., Ouddane B., 2000. Use of oligochaete communities for assessment of ecotoxicological risk in fine sediment of rivers and canals of the Artois-Picardie water basin (France), *Hydrobiologia*, **410**, 25-37.
- [54]-Ollivon D., Garban B., Blanchard M., Teil M.J., Carru A.M., Chesterikoff C., Chevreuil M., 2002. Vertical distribution and fate of trace metals and persistent organic pollutants in sediments of the Seine and Marne rivers (France), *Water, Air Soil Pollut.*, **134**, 57-79.
- [56]-Peltier E.F., Webb S.M., Gaillard J.F., 2003. Zinc and lead sequestration in an impacted wetland system. *Adv. Environ. Res.* **8**, 103-112.
- [57]-Mucha A. P., Vasconcelos M.T.S.D., Bordalo A.A., 2005. Spatial and seasonal variations of macrobenthic community and metal contamination in the Douro estuary (Portugal). *Marine Environmental Research*, **60**, 531-550.
- [58]-Vardanyan L.G, Ingole B.S 2006. Studies on heavy metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armenia) and Carambolin (India) lake systems. *Environ. Intern.* **32**, 208-218.
- [59]-Gommes R., Muntau H., 1975. La distribution de quelques métaux lourds (Zn, Cu, Cr, Ni, Mn, Co) dans la zone littorale des bassins sud et de Pallanza du Lac Majeur. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, **32**, 245-259.
- [60]-Müller H.W., Schwaighofer B., Kalman W., 1994. Heavy metal contents in River sediments. *Water, Air, Soil Pollut.* **72**, 191-203.
- [61]-Ouyang Y., Higman J., Thompson J., O'toole T., Campbell D., 2002. Characterisation and spatial distribution of heavy metals in sediment from cedar and Ortega rivers subbasin, *Journal of Contaminant Hydrology*, **54**, 19-35.
- [62]-Chevreuil M., Carru A.M., Chesterikoff A., Boët P., Tales E., Allardi J., 1995. Contamination of fish from different areas of river Seine (France) by organic (PCB) and pesticides) and metallic (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, and Zn) micropollutans, *The Sci. Total Environ.*, **162**, 31-42.
- [63]-Howari F.M., Banat K.M., 2001. Assessment of Fe, Zn, Cd, Hg, and Pb in the Jordan and Yarmouk river sediments in relation to their physicochemical properties and sequential extraction characterization; *Water, Air, Soil Pollut.*, **132**, 43-59.
- [64]-Meybeck M., 1998 "Surface Water Quality: Global Assessment and Perspectives", *In*: International Conference on World Water resources at the beginning of the 21<sup>st</sup> Century UNESCO. Paris, Ed. Zebidi-Unesco, pp.173-185.
- [65]-Thompson D.R., 1990. Metal levels in marine vertebrates. In Furness R.W. and Rainbow P.S. (editors), Heavy metals in the marine environment; CRC Press, Boca Raton, FL, pp 143-182.
- [66]-Kähkönen M. A., Pantsar-Kallio M., Manninen P.K. G., 1997. Analysing heavy metal concentrations in the different parts of *Elodea canadensis* and surface sediment with PCA in two boreal lakes in Southern Finland. *Chemosphere*, **35**;(11), 2645-2656.