

Evaluation de la contamination métallique dans deux lagunes marocaines: Khnifiss et Oualidia

Z. IDARDARE¹, A. MOUKRIM¹, J.-F. CHIFFOLEAU², A. AIT ALLA¹, D. AUGER² & E. ROZUEL²

(Reçu le 20/09/2012; Accepté le 27/11/2012)

Résumé

L'objectif de la présente étude est d'évaluer la contamination métallique dans deux lagunes marocaines qui sont: Oualidia, située au centre du Maroc, dans une zone très urbanisée et industrialisée et Khnifiss, située au sud du Royaume et loin de toute influence anthropique. Pour ce faire, les concentrations des métaux traces sont mesurées mensuellement durant un cycle annuel (décembre 2004 - janvier 2006) dans le sédiment des deux lagunes et chez *Nereis diversicolor*, annélide détritivore vivant dans le sédiment. La comparaison des teneurs métalliques dans le sédiment des deux écosystèmes lagunaires montre des niveaux relativement élevés en Ag, Cd et Zn dans la lagune de Oualidia. Ces teneurs sont probablement consécutives aux rejets urbains et industriels auxquels s'ajoutent ceux provenant des usines de transformation du minerai de phosphate (Safi et Jorf Lasfar situés respectivement au sud et au nord de ce site). Les teneurs des métaux analysées chez *Nereis diversicolor* montrent des variations saisonnières. Elles sont généralement élevées en hiver et au printemps ; ceci est probablement en relation avec le cycle de reproduction de l'animal. Concernant la comparaison des teneurs en métaux traces chez les annélides des deux lagunes, les concentrations chez les animaux à Khnifiss semblent plus élevées, suggérant une plus grande biodisponibilité de ces éléments dans cet écosystème peu contaminé.

Mots-clés: Annélide - Sédiment - Lagunes - Pollution métallique.

INTRODUCTION

Les côtes marocaines, avec leurs écosystèmes très variés, jouent un rôle important dans l'économie nationale. Malheureusement, ces côtes sont le siège de nombreuses perturbations causées par des activités humaines. Durant ces dernières années, plusieurs études se sont intéressées à l'évaluation de la pollution métallique le long des plages et des estuaires marocains (Najimi *et al.*, 1997 ; Kaimoussi *et al.*, 2001 ; Banaoui *et al.*, 2004 ; Cheggour *et al.*, 2005), donnant l'état de santé de ces écosystèmes. En revanche, peu de recherches (Cheggour *et al.*, 2005) ont concerné les lagunes, zones sujettes à différents types de pollution.

Depuis 2004, le Laboratoire des Systèmes Aquatiques: Milieu Marin et Continental (Faculté des Sciences, Université Ibn Zohr, Agadir, Maroc) a élaboré un programme de recherche qui vise l'étude de la structure des peuplements, la biologie de certaines espèces et l'évaluation de la pollution dans deux lagunes parmi les quatre principales lagunes côtières du Maroc. Il s'agit de: i) Oualidia, localisée dans l'axe industrialisé et urbanisé El Jadida – Safi; et ii) la lagune de Khnifiss située dans une zone peu peuplée au sud du Royaume. Cette dernière est classée réserve écologique et biologique et est devenue un parc national depuis 2006.

Le présent travail porte sur l'étude comparative de la contamination métallique dans ces deux lagunes ayant des caractéristiques différentes. Si certains auteurs (Chafik *et al.*, 2001; Cheggour *et al.*, 2001; Zourarah *et al.*, 2007; Maanan, 2007) ont fourni des renseignements sur les contaminants chimiques dans la lagune de Oualidia (Cheggour *et al.*, 2005) et sa région avoisinante, la littérature courante ne compte à notre connaissance, aucune étude de ce genre dans la lagune de Khnifiss.

Dans le cadre de cette étude, l'évaluation de la contamination porte sur les sédiments de surface des deux lagunes et aussi sur la réponse des organismes vivants, en l'occurrence *Nereis diversicolor*, en terme de bioaccumulation. Cet annélide, souvent choisi comme modèle biologique pour l'étude de la contamination métallique, présente un grand intérêt en raison de sa large répartition, de la particularité de son cycle biologique (Gillet, 1986) et de son régime alimentaire. De plus, en raison de son mode de vie (vivent enfouis dans le sédiment), il est qualifié par plusieurs auteurs comme étant un bon indicateur de l'intensité de pollution des sédiments (Bryan *et al.*, 1985 ; Cheggour *et al.*, 1990 ; Scaps *et al.*, 1996, 1997 et 2000). D'ailleurs, plusieurs chercheurs ont démontré l'existence d'une relation étroite entre les concentrations de métaux lourds dans les sédiments et

¹ Laboratoire des Systèmes Aquatiques : Milieu Marin et Continental, Faculté des Sciences, Université Ibn Zohr, B.P. 8106 Cité Dakhla, Agadir, Maroc. E-mail : idardare2000@gmail.com

² Département Biogéochimie et Ecotoxicologie, IFREMER, Nantes, France.

dans les tissus de *Nereis diversicolor* (Bryan et al., 1980; Bryan et al., 1985).

MATERIELS ET METHODES

Les échantillons de *Nereis diversicolor* et de sédiment ont été prélevés mensuellement à marée basse entre décembre 2004 et janvier 2006 au niveau de la zone intertidale des lagunes de Oualidia et de Khnifiss (Figure 1). Cinquante

individus de *N. diversicolor* sont nettoyés et débarrassés de toute impureté puis transportés dans des conditions isothermes au laboratoire où les spécimens sont maintenus en stabulation pendant 48 h pour éliminer le contenu de leur tube digestif. Les échantillons sont ensuite séchés à 70 °C dans une étuve durant 48 h puis broyés à l'aide d'un mortier en agate jusqu'à l'obtention d'une poudre fine. Des aliquotes de 200 mg de matière sèche sont digérées avec de l'acide nitrique pur.

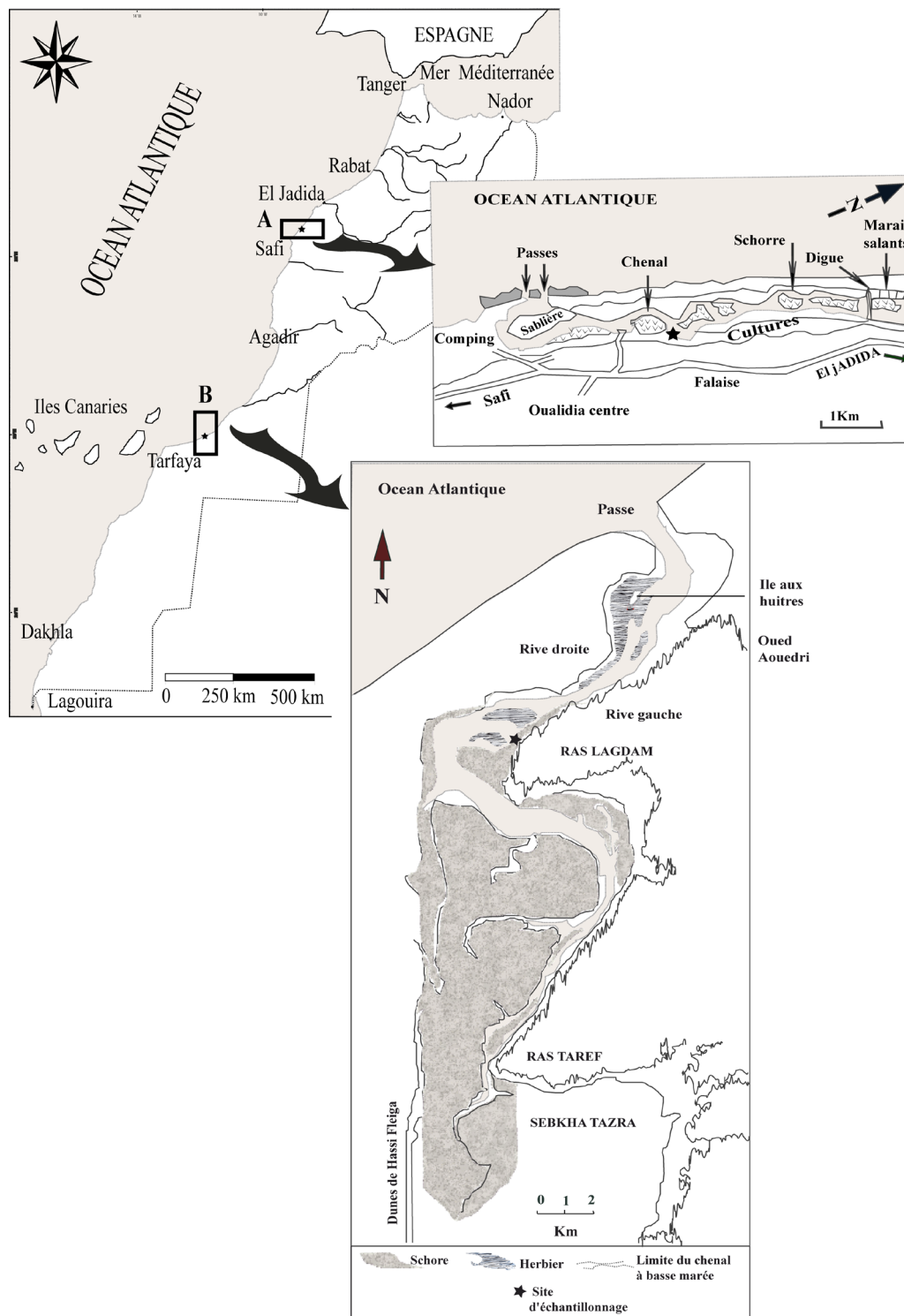


Figure 1. Sites d'étude. A: lagune de Oualidia, B: lagune de Khnifiss : localisation des sites d'échantillonnage

Le sédiment de 1 cm prélevé avec une spatule préalablement nettoyée est placé dans des flacons en plastique, puis séché à 70 °C et tamisé à 63 µm. Des aliquotes de 200 mg d'échantillon sec sont digérées avec un mélange de HCl, HF et HNO₃ (Loring et Rantala, 1990).

Les analyses de Cd, Pb, Cu, Mn, Ni, Zn, Ag sont effectuées par ICP-MS (Thermo Electron, X series). Le Cr est analysé par la spectrométrie d'absorption atomique à four (VARIAN, modèle AA800) alors que les analyses de Fe, Al et Mn sont réalisées en spectrométrie de flamme (VARIAN, modèle AA600).

Pour vérifier la fiabilité des dosages, des standards certifiés sont analysés (les tissus de moules provenant de BCR, réf. CRM 278R, les tissus des huîtres provenant de NIST, réf. SRM 1566b; le sédiment de NRCC, réf. BCSS-1, MESS-2 et MESS-3). Les résultats du contrôle de la qualité sont présentés dans les tableaux 1 et 2.

Les données sont exprimées en moyenne ± écart type (SD). Une comparaison des valeurs moyennes en fonction de site de prélèvement (pour la même saison) et la saison (pour le même site) s'est faite par le biais des tests de LSD. Les différences entre les sites ont été évaluées à l'aide du test de comparaison multiple de Tukey. La régression linéaire a été également utilisée pour tester la relation entre les concentrations de métaux entre les vers et le sédiment environnant. Les analyses statistiques sont réalisées avec Statistica version 6 et le niveau de signification est de $p < 0,05$.

RESULTATS ET DISCUSSION

Métaux dans les sédiments

Les teneurs en Al, Fe et Mn ont été mesurées dans le but de caractériser le sédiment des deux sites. Les résultats présentés dans la figure 2 montrent que le sédiment de la lagune de Khnifiss paraît plus riche en Al par rapport à celui de la lagune de Oualidia reflétant une importance de la fraction argileuse (particules fines). Des variations saisonnières inattendues des teneurs d'Al ont été observées à Oualidia sur l'ensemble de la période d'étude. Ces variations sont probablement dues à une hétérogénéité relative de la surface du sédiment. Les concentrations de Fe et de Mn sont généralement similaires dans les deux lagunes, suggérant des conditions redox comparables. Ces deux éléments métalliques sont également très stables dans l'ensemble de la période d'étude sur chaque site.

Ce phénomène s'explique facilement à Oualidia, où une étude sur les carottes de sédiment a montré un taux de sédimentation inférieur à 1 cm par an (Zourarah *et al.*, 2007). Toutefois, dans la région de Oualidia, les niveaux stables de Fe ne coïncident pas avec l'hétérogénéité des teneurs en Al signalées ci-dessus, sachant qu'en général, dans le sédiment, les concentrations de Fe sont fortement corrélées avec celles de Al. Donc, cette anomalie observée dans le cas de notre étude ne peut être due qu'à la granulométrie. Les caractéristiques des sédiments dans les deux sites sont relativement comparables et on n'a pas besoin de normaliser les teneurs métalliques en utilisant un traceur. Compte tenu de la qualité comparable du sédiment des deux lagunes et leur stabilité dans le temps, nous avons

Tableau 1. Performances du contrôle de la qualité d'analyse du sédiment

	Limite de détection	BCSS-1		MESS-3	
		Valeur mesurée	Valeur certifiée	Valeur mesurée	Valeur certifiée
Ag (µg g⁻¹)	0.04	0.15 ± 0.01	0.11 ± 0.03	0.23 ± 0.01	0.18 ± 0.02
Al (%)	0.4	6.4 ± 0.3	6.26 ± 0.22	8.8 ± 0.4	8.59 ± 0.23
Cd (µg g⁻¹)	0.01	0.29 ± 0.02	0.25 ± 0.04	0.27 ± 0.02	0.24 ± 0.01
Cr (µg g⁻¹)	0.15	108 ± 5	123 ± 14	95 ± 5	105 ± 4
Cu (µg g⁻¹)	0.4	20 ± 1	18.5 ± 2.7	34 ± 2	33.9 ± 1.6
Fe (%)	0.01	3.2 ± 0.2	3.29 ± 0.10	4.2 ± 0.2	4.34 ± 0.11
Mn (µg g⁻¹)	7	214 ± 10	229 ± 15	297 ± 15	324 ± 12
Ni (µg g⁻¹)	0.2	53 ± 3	55.3 ± 3.6	43 ± 2	46.9 ± 2.2
Pb (µg g⁻¹)	0.4	22 ± 1	22.7 ± 3.4	22 ± 1	21.1 ± 0.7
Zn (µg g⁻¹)	6	105 ± 5	119 ± 12	143 ± 7	159 ± 8

Tableau 2. Performances du contrôle de la qualité d'analyse du biote

	Limite de détection	CRM 278R		SRM 1566b	
		Valeur mesurée	Valeur certifiée	Valeur mesurée	Valeur certifiée
Ag (µg g⁻¹)	0.02	0.15 ± 0.01	-	0.60 ± 0.03	0.666 ± 0.009
Cd (µg g⁻¹)	0.02	0.36 ± 0.02	0.348 ± 0.007	2.6 ± 0.1	2.48 ± 0.08
Cr (µg g⁻¹)	0.06	0.52 ± 0.03	0.78 ± 0.06	0.18 ± 0.01	-
Cu (µg g⁻¹)	0.3	9.4 ± 0.5	9.45 ± 0.13	68 ± 3	71.6 ± 1.6
Ni (µg g⁻¹)	0.09	0.89 ± 0.05	-	0.99 ± 0.05	1.04 ± 0.09
Pb (µg g⁻¹)	0.2	2.0 ± 0.1	2.00 ± 0.04	0.31 ± 0.02	0.308 ± 0.009
Zn (µg g⁻¹)	3	83 ± 4	83.1 ± 1.7	1596 ± 80	1424 ± 46

opté pour une évaluation annuelle des valeurs moyennes des métaux traces dans le sédiment (figure 3).

Les concentrations respectives de Cr, Pb et Cu ne montrent pas

de différence nette entre les deux sites ($p > 0,05$, tableau 3). Les teneurs en Ag, Cd et Zn sont significativement plus élevées à Oualidia qu'à Khnifiss ($p < 0,001$), atteignant un facteur de deux pour l'Ag. Cependant, le sédiment de Khnifiss semble

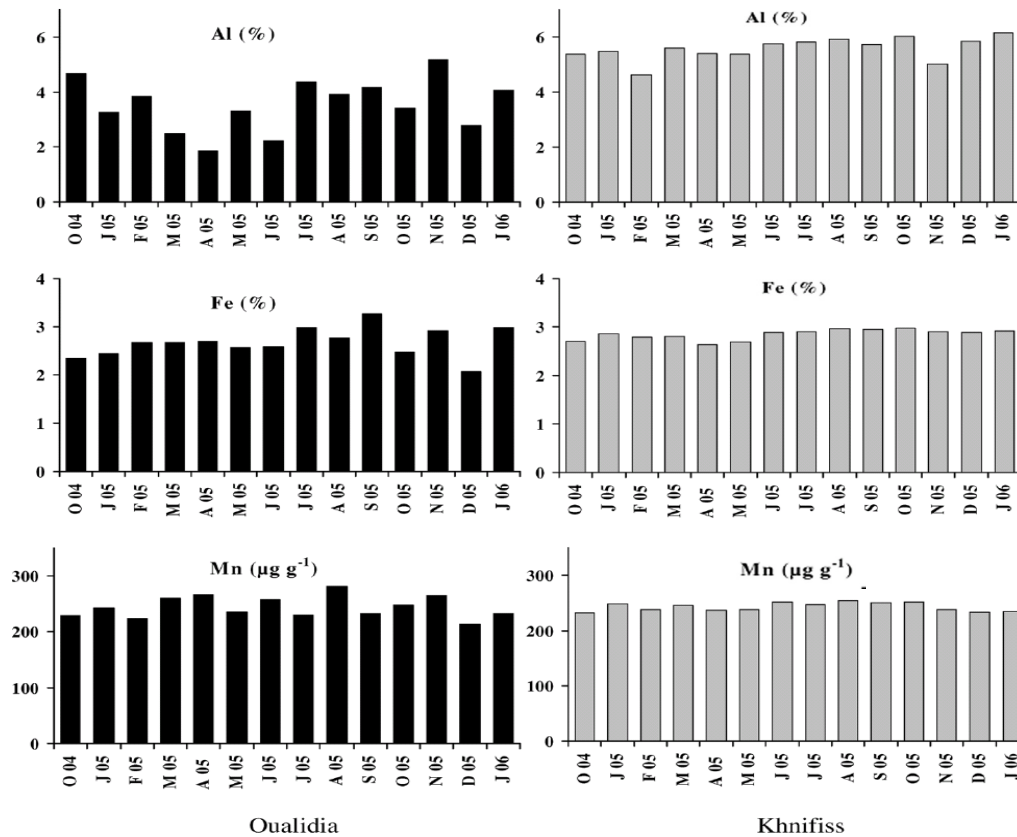


Figure 2. Variations temporelles des teneurs des éléments majeurs dans les deux lagunes.

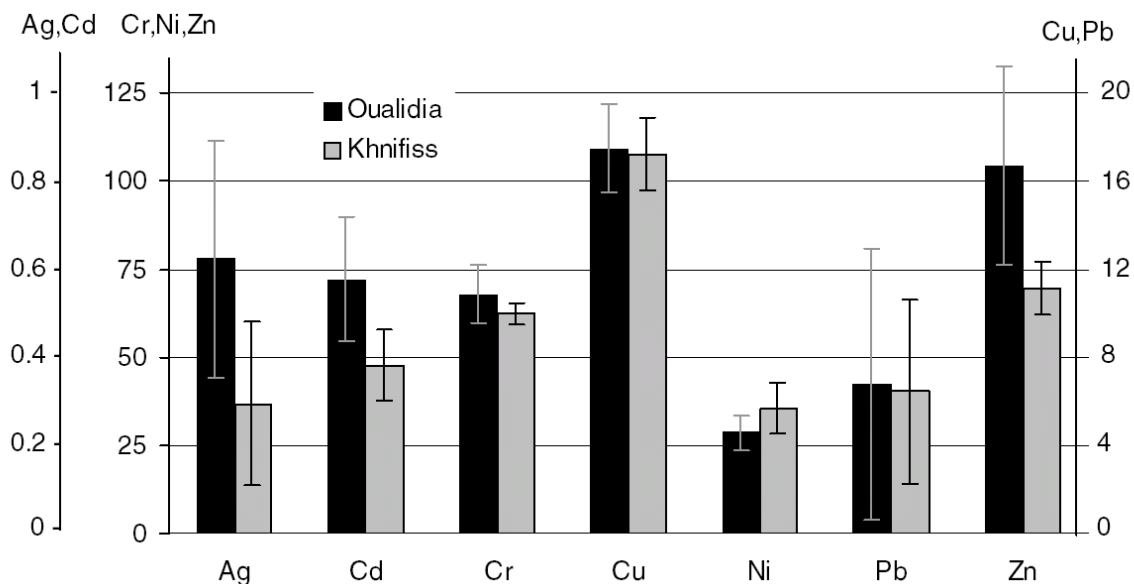


Figure 3. Concentrations moyennes annuelles respectives (basées sur des mesures mensuelles) des métaux traces dans les sédiments des deux lagunes (Oualidia et Khnifiss).

Tableau 3. Résultats du test t pour des échantillons indépendants afin de comparer les teneurs moyennes en métal dans les vers et les sédiments prélevées dans les lagunes.

	Ag	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Fe	Mn	Al
Vers de Oualidia vs. Vers de Khnifiss	***	***	ns	ns	***	***	ns	-	-	-
Sédiment de Oualidia vs. sédiment de Khnifiss	***	***	*	ns	**	ns	***	ns	ns	***

ns = non significatif; * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$ *** = $p < 0.001$.

Tableau 4. Concentrations moyennes des métaux dans le sédiment provenant de différentes régions du monde

	Ag	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Pb	Ni	Zn	Références
	$\mu\text{g g}^{-1}$	%	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\mu\text{g g}^{-1}$	%	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\mu\text{g g}^{-1}$	
Lagune de Oualidia	1.9	3.5	0.58	68	17	2.7	244	6.8	28	104	
Lagune de Khnifiss	0.30	5.6	0.37	63	17	2.8	242	6.8	35	69	Présente étude
Lagune de Sidi Moussa	-	6.8	-	97	30	2.8	-	-	-	50	Maanan <i>et al.</i> , (2004)
Lagune de Oualidia	-	10.9	-	52	36	6.9	-	55	-	228	Cheggour <i>et al.</i> , (2001)
Iran	0.07	-	0.16	85.2	35	3.5	815	18	51.6	85	De Mora <i>et al.</i> , (2004)
Baie de Botnie	-	5.6	0.94	73	52	6.2	9	79	48	212	Leivuori, (1998)
Estuaire de Bidasoa	1.3	-	1.1	56	100	-	309	150	35	410	Saiz-Salinas <i>et al.</i> , (1996)
Lac de Befast (contaminé)	-	4.3	-	117	26	2.3	-	-	38	146	
Lac de Strangford (non contaminé)	-	4.9	-	83	18	2.5	-	-	-	90	Charlesworth, & Service, (2000)

contenir plus de Ni ($p < 0,01$) que celui de Oualidia. Le tableau 4 compare les données relatives aux deux lagunes avec celles établies dans des environnements lourdement pollués.

Les niveaux des métaux traces enregistrés dans les échantillons récoltés de la lagune de Oualidia sont probablement dus à la décharge des eaux usées par infiltration souterraine, à l'absence d'infrastructure pour le traitement des eaux usées, associée à une forte affluence de visiteurs pendant la période estivale, contribuant dans l'intensification de ce phénomène: le bassin de Oualidia bénéficie d'une activité touristique florissante. La région de Oualidia abrite environ 6.000 habitants au cours de l'année, mais ce chiffre atteint 30.000 dans la saison touristique. À son tour, l'accroissement saisonnier des rejets des eaux usées augmente les apports et les flux des métaux dans la lagune. L'attribution de l'enrichissement des rejets des eaux usées en Ag a été déjà rapportée dans des travaux réalisés sur les eaux côtières le long des rives américano-mexicaines (Munoz-Barbosa *et al.*, 2000; Segovia-Zavala *et al.*, 2004). En outre, la présence d'une agriculture moderne intensive au bord de la lagune de Oualidia peut être à l'origine du Cd enregistré dans le sédiment. Toutefois, la proximité du complexe chimique de traitement de phosphates de Jorf Lasfar à environ 25 km au Nord-Est et de Safi à environ 80 km, y contribuent probablement aussi. Plusieurs auteurs soulignent l'importance des effluents industriels de ces complexes dans la contamination de plusieurs sites le long du littoral avec du Cd et autres métaux sous-produits du traitement de phosphate (Banaoui *et al.*, 2004; Cheggour *et al.*, 2001; Maanan, 2007). Comme ces déchets sont transportés par les courants Sud-Est (Chafik *et al.*, 1996), une partie des métaux associés peut atteindre la lagune. Une étude des concentrations de l'Ag dans ces effluents

permettrait certainement d'expliquer les niveaux élevés dans la lagune. Un enrichissement similaire a été décrit dans la lagune de Sidi Moussa, située au nord de Oualidia (Cheggour *et al.*, 2001). Enfin, les aménagements urbains récents tels que la route qui longe la lagune, l'expansion de l'agriculture intensive et une augmentation du nombre de bateaux de pêche motorisés, semblent avoir un effet sur les niveaux de contaminants en métaux, en particulier pour Pb et Zn (Saavedra *et al.*, 2004). Contrairement à d'autres oligo-éléments, nous avons observé des niveaux plus élevés de Ni à Khnifiss: cela peut être expliqué par la lithologie du substrat qui se caractérise par la prédominance des schistes riches en Ni (Carral *et al.*, 1995).

Les métaux lourds dans *Nereis diversicolor*

Les variations saisonnières des concentrations de métaux dans *N. diversicolor* des deux lagunes sont présentées dans la figure 4. À l'exception du Zn, l'ensemble des métaux dans les deux sites ont montré des variations saisonnières importantes caractérisées par des valeurs élevées en hiver. Ces variations naturelles sont en relation avec le cycle de reproduction et les variations du poids corporel. Une étude réalisée à l'estuaire de Bou Regrag (Maroc) (Cheggour *et al.*, 1990) a révélé une baisse des niveaux de métaux dans la période de ponte, au printemps et en automne et une hausse au cours de la phase de la gamétogénèse en hiver et en été. Dans notre étude, à l'exception du Cd, nous avons observé des variations saisonnières similaires à celles rapportées précédemment (Diez *et al.*, 2000); c'est-à-dire que les concentrations les plus fortes en métaux dans les tissus de *Nereis* sont enregistrées généralement pendant les périodes de forte activité gamétogénétique (automne et hiver).

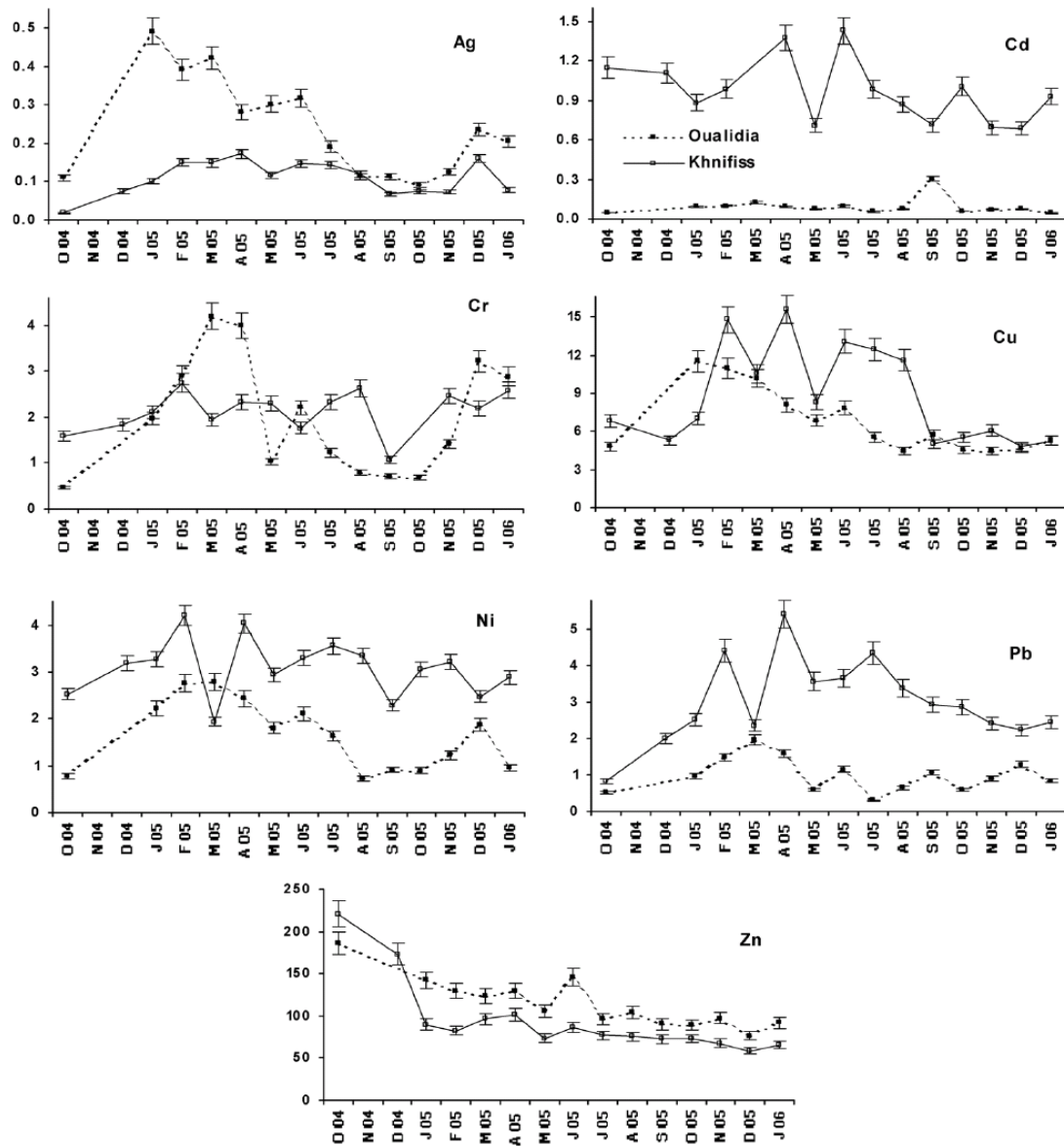


Figure 4. Variations mensuelles des concentrations de métaux traces (mg g⁻¹ ps) dans *Nereis diversicolor*.

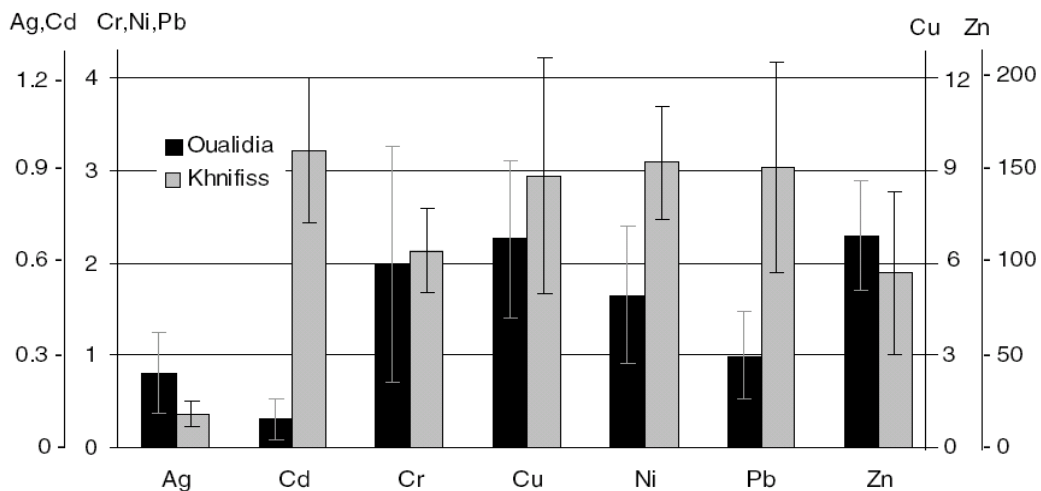


Figure 5. Concentrations moyennes annuelles respectives (basées sur des mesures mensuelles) des métaux traces chez *Nereis diversicolor* des deux lagunes.

La comparaison de la moyenne annuelle des concentrations de divers métaux traces dans les vers (figure 5) a montré que le cuivre et le chrome sont comparables dans les

deux milieux ($p > 0,05$). Concernant le Zn, même si ses niveaux sont presque systématiquement plus élevés à Khnifiss qu'à Oualidia le long de l'année (figure 4), les

valeurs moyennes annuelles ne sont pas statistiquement différentes ($p > 0,05$). Quant aux teneurs en Ni, Cd et Pb, elles sont plus élevées à Khnifiss qu'à Oualidia (tableau 3). La concentration de Cd est 10 fois plus élevée dans les vers de Khnifiss. Inversement, l'Ag est significativement plus élevé à Oualidia ($P < 0,001$). Les concentrations en métaux traces dans les tissus de *N. diversicolor* prélevés à Oualidia et Khnifiss sont modérées en comparaison avec les données publiées par d'autres auteurs (Tableau 5). Les teneurs métalliques obtenues dans notre étude ont été inférieures à celles enregistrées dans les zones fortement contaminées (Cheggour *et al.*, 1990; Bryan *et al.*, 1980) et plus élevées que celles trouvées dans les sites non contaminés (Saiz-Salinas & Frances-Zubillaga, 1997).

Les concentrations en métaux traces dans les vers des deux lagunes (figure 5) ne se montrent pas cohérentes avec celles du sédiment (figure 3). Par exemple, à Khnifiss, le Cd est plus élevé dans les vers que dans le sédiment, de même pour le Pb et Cu, et dans une moindre mesure, pour le Ni. Si les niveaux du Zn et d'Ag varient entre les deux sites et dans les deux matrices, aucune différence n'a été notée dans les niveaux du Cr.

Le facteur d'accumulation biote-sédiment (BSAF) a été déterminé pour chaque métal et pour chaque site en divisant les concentrations des métaux enregistrées chez les vers par les concentrations trouvées dans les sédiments environnants: le facteur résultant indique une bioaccumulation des animaux pour chaque métal. Cependant, il est à noter que l'accumulation des éléments traces dans le sédiment varie entre les sites et pour

chaque élément métallique, compte tenu du fait que le type du sédiment varie entre les lagunes. Le facteur de bioaccumulation de tous les métaux étudiés a été calculé pour *N. diversicolor* et présenté dans le tableau 6. En général, des valeurs de BSAF sont élevées dans la lagune de Khnifiss particulièrement pour le Cd et le Pb. À Oualidia, à l'exception du Zn, le BSAF de tous les éléments est inférieur à 1. Des résultats analogues ont été rapportés dans l'estuaire de Bou Regrag (Cheggour *et al.*, 1990), où le BSAF pour Zn variait de 1,7 à 3,8 entre les sites. La bioaccumulation du Zn par *N. diversicolor* à des concentrations plus importantes a été rapportée longtemps au niveau des estuaires pollués dans le Royaume-Uni (Bryan *et al.*, 1980; Bryan & Hummerstone, 1973). Selon les valeurs de BSAF, les métaux traces sont divisés en deux groupes (Feldstein *et al.*, 2003), le Zn et le Cd sont compris dans un même groupe en raison de leur bioaccumulation importante dans les tissus de l'animal et leur BSAF élevé dans les sites non contaminés.

Notre étude compare l'enrichissement du tissu avec la valence, qui conduit ces métaux à former des ligands complexes avec des protéines à faibles poids moléculaires principalement solubles dans le cytoplasme. Ceci est particulièrement pertinent pour le Cd où sa bioaccumulation chez les vers de la lagune de Khnifiss en l'absence d'apports anthropiques était inattendue, et pourrait être liée à l'upwelling permanent dans cette région de l'océan Atlantique, comme suggéré par plusieurs auteurs (Banaoui *et al.*, 2004; Segovia-Zavala *et al.*, 1998; Soto-Jimenez *et al.*, 2001).

Tableau 5. Concentrations moyennes des métaux chez *Nereis diversicolor* provenant de différentes régions du monde

	Ag($\mu\text{g g}^{-1}$)	C($\mu\text{g g}^{-1}$)	Cr($\mu\text{g g}^{-1}$)	Cu($\mu\text{g g}^{-1}$)	Ni($\mu\text{g g}^{-1}$)	Pb($\mu\text{g g}^{-1}$)	Zn($\mu\text{g g}^{-1}$)	Références
Lagune de Oualidia	0.24 (0.1)	0.09 (0.1)	2.0 (1.3)	6.8 (2.5)	1.7 (0.7)	1.0 (0.5)	115 (29.5)	
Lagune de Khnifiss	0.11 (0.04)	1.4 (0.2)	3.1 (0.5)	8.8 (3.8)	3.1 (0.6)	3.0 (1.1)	94 (44.3)	Présente étude
Estuaires de RU	-	-	-	28-1124	-	5.9	155-199	Bryan & Hummerstone, (1971)
Estuaires de RU		0.1-3.6					130-350	Bryan & Hummerstone, (1973)
Estuaires de RU	-	0.03-10	0.1-10	10-1430	0.6-15	0-1190	91-510	Bryan <i>et al.</i> , (1980)
Estuaire de Bou Regrag	-	-	46-83	53	-	-	555-654	Cheggour <i>et al.</i> , (1990)
Estuaire de Nirbioi	-	0.1-0.2	-	12-25	1.5	0.1	100-200	Saiz-Salinas & Frances-Zubillaga, (1997)
Estuaire de Bidasoa	1.5 (0.6)	0.1 (0.2)	0.4 (0.3)	21 (13)	5.4 (2.2)	2 (1.1)	172 (14)	Saiz-Salinas <i>et al.</i> , (1996)
Estuaire de Plentzia	0.1 (0.2)	0.1 (0.1)	-	12 (3.2)	1.3 (1.2)	0.3 (0.5)	136 (19)	Saiz-Salinas & Frances-Zubillaga, (1997)
Estuaire de Urdaibai	-	0.1-1.7	0.1-5	6.3-39	1.3-7	0-10	25-300	Diez <i>et al.</i> , (2000)

Tableau 6. Facteurs d'accumulation biote-sédiment (BSAF = concentration dans les tissus / concentration dans le sédiment) dans les lagunes de Oualidia et de Khnifiss

	Ni	Cu	Zn	Ag	Cd	Pb	Cr
Oualidia	0,06 ± 4.80	0,39 ± 2	1,10 ± 28.18	0,13 ± 0.27	0,16 ± 0.14	0,15 ± 6.15	0,03 ± 8.30
Khnifiss	0,09 ± 7.41	0,52 ± 1.66	1,35 ± 7.33	0,37 ± 0.16	3,79 ± 0.08	0,46 ± 4.18	0,05 ± 3.16

Tableau 7. Coefficients de corrélation de Pearson entre les teneurs des métaux lourds mesurées sur les sédiments et les vers prélevés dans les lagunes de Oualidia et de Khnifiss.

Métal	Sédiment vs. vers			
	Lagune de Oualidia		Lagune de Khnifiss	
	p	r	p	r
Ag	0.25	-0.34	0.29	-0.30
Cd	0.6	0.15	0.57	-0.16
Cr	0.87	-0.05	0.79	0.08
Cu	0.19	0.37	0.33	-0.28
Ni	0.84	-0.06	0.12	-0.43
Pb	0.72	0.1	0.39	-0.25
Zn	0.36	-0.26	0.28	-0.31

Les résultats de cette étude n'ont pas montré des corrélations significatives entre les concentrations des métaux dans le sédiment et *Nereis diversicolor* (tableau 7) d'où la confirmation des explications établies précédemment. L'absence d'une bioaccumulation des autres métaux présents à des concentrations importantes dans le sédiment est aussi notée (Saiz-Salinas & Frances-Zubillaga, 1997; Berthet et al., 2003). Bien que *Nereis diversicolor* soit connu comme un bon indicateur de la biodisponibilité de Ag, Cd, Zn, Cr, Cu et Pb dans le sédiment (Bryan et al., 1985; Bryan & Langston, 1992), les concentrations de Cd et Ag sont dans certains cas, plus corrélés avec celles des eaux (Bryan & Langston, 1992). En outre, les polychètes montrent un phénomène de régulation et de tolérance au Zn (Bryan & Hummerstone, 1971).

Dans les deux lagunes, la bioaccumulation des métaux traces par de *N. diversicolor* est faible. Elle pourrait être liée à l'aptitude des polychètes de contrôler l'incorporation des éléments métalliques contenus dans le sédiment. Le même résultat a été trouvé par Pesch et al. (1995) qui ont suggéré que la présence de mucus dans les galeries et le mode dépositif de la néréide *Neanthes arenaceodentata* peut réduire l'exposition réelle de cette espèce à des contaminants dans le sédiment par rapport à d'autres espèces ayant des voies trophiques différentes. *Nereis diversicolor* est un hémisessile polychète vivant dans des galeries aérées par les flux des eaux générés par les mouvements du corps. Au cours de l'enfouissement, les sécrétions muqueuses sont libérées par les glandes couvrant la totalité de la surface de l'épiderme et sont poussées contre les murs du terrier le consolidant ainsi (De Mora et al., 2004). Et par la suite, *N. diversicolor* crée un environnement qui la protège contre les polluants existant dans le sédiment. Le ver peut également bénéficier de sa grande vitesse de ventilation, ce qui augmente sa tolérance générale à des conditions environnementales extrêmes (Leivuori, 1998; Saiz-Salinas et al., 1996).

Apparemment, *N. diversicolor* est affectée par des concentrations d'Ag, Cd (Bryan & Langston, 1992) et même de Cu (Charlesworth & Service, 2000) dans les eaux interstitielles ou dans la colonne d'eau adjacente recouvrant. En fait, la plupart des échanges de gaz se font dans les parapodes. Ces derniers semblent être les sites préférés de l'incorporation des métaux pour cette espèce. La menace potentielle d'exposition par ingestion des particules de sédiments pollués peut être contournée en utilisant le mucus. Ce mode d'alimentation dans lequel *N. diversicolor* est en mesure de filtrer les aliments à travers le courant respiratoire dans ses terriers. Ces galeries sont en effet des sites actifs de la décomposition rapide des matières organiques, car les micro-organismes ont tendance à se concentrer autour la chimiocline redox.

CONCLUSION

L'utilisation du sédiment et de *Nereis diversicolor* pour étudier la contamination par les métaux traces dans les lagunes côtières démontrent la complémentarité des deux indicateurs. L'échantillonnage mensuel a permis une évaluation globale de l'évolution saisonnière des niveaux de métaux dans *N. diversicolor* dans les deux milieux. Le sédiment de la lagune de Oualidia a montré une légère contamination par deux éléments métalliques (Cd, Zn) et une plus forte contamination par l'Ag, probablement liée aux rejets industriels et urbains dans cette zone. A Khnifiss, des niveaux plus élevés de Ni ont été observés, probablement en raison de la composition naturelle de son substrat rocheux. Une différence dans la biodisponibilité des métaux a été observée pour *Nereis*, relativement élevée, dans le cas du cadmium, du plomb et du nickel dans la lagune de Khnifiss peut aussi être liée à la remontée des masses d'eaux froides (phénomène d'upwelling) sur les côtes atlantiques sud et également à la prédominance des roches schisteuses.

REFERENCES CITEES

- Banaoui A., Chiffolleau J.-F., Moukrim A., Burgeot T., Kaaya A., Auger D., & Rozuel E. (2004). Trace metal distribution in the mussel *Perna perna* along the Moroccan coast. *Mar. Pollut. Bull.* 48: 378-402.
- Berthet B., Mouneyrac C., Amiard J.-C., Amiard-Triquet C., Berthelot Y., Le Hen A., Mastain O., Rainbow P.S., & Smith B.D. (2003). Accumulation and soluble binding of cadmium, copper, and zinc in the polychaete *Hediste diversicolor* from coastal sites with different trace metal bioavailabilities. *Arch. Environ. Cont. Toxicol.* 45: 468-478.
- Bryan G.W. & Hummerstone L.G. (1971). Adaptation of the polychaete *Nereis diversicolor* to estuarine sediments containing high concentrations of heavy metals. I. General observations and adaptation to copper. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 51: 845-863.
- Bryan G.W. & Hummerstone L.G. (1973). Adaptation of the polychaete *Nereis diversicolor* to estuarine sediments containing high concentrations of zinc and cadmium. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 53: 839-857.
- Bryan G.W. & Langston W.J. (1992). Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to the United Kingdom estuaries: a review. *Environ. Pollut.* 76: 89-131.
- Bryan G.W., Langston W.J., & Hummerstone L.G. 1980. The use of biological indicators of heavy metal contamination with special reference to an assessment of the biological availability of metals in sediments. *Occas. Publ. Mar. Biol. Assoc. UK* 1: 1-73
- Bryan G.W., Langston W.J., & Hummerstone L.G., Burt G.R. (1985). A guide to the assessment of heavy metal contamination in estuaries using biological indicators. *Occas. Publ. Mar. Biol. Assoc. UK.* 4: 1-92.
- Carral E., Villares R., Puente X., & Carballeira A. (1995). Influence of watershed lithology on heavy metal levels in estuarine sediments and organisms in Galicia (North-West Spain). *Mar. Pollut. Bull.* 30: 604-608.
- Chafik A., Cheggour M., & Kaismoussi A. (1996). Etude préliminaire de l'impact des activités des traitements et de transformation des phosphates sur le milieu marin. Cas du Jorf Lasfar. *Trav. Doc. Int. Natl. Rech. Halieut. (Morocco).* 94: 1-17.
- Chafik A., Cheggour M., Cossa D., Benbrahim S., & Sifeddine M. (2001). Quality of Moroccan Atlantic Coastal waters: water monitoring and mussel watching. *Aquat. Living Resour.* 14: 239-249.
- Charlesworth M. & Service M. (2000). An assessment of metal contamination in northern Irish coastal sediments. *Biology and Environment: Proc. R. Ir. Acad. Sect. B.* 100: 1-12.
- Cheggour M., Chafik A., Fisher N.S., & Benbrahim S. (2005). Metal concentrations in sediments and clams in four Moroccan estuaries. *Mar. Environ. Res.* 59: 119-137.
- Cheggour M., Chafik A., Langston W.J., Burt G.R., Benbrahim S., & Texier H. (2001). Metals in sediments and the edible cockle *Cerastoderma edule* from two Moroccan Atlantic lagoons: Moulay Bouselham and Sidi Moussa. *Environ. Pollut.* 115: 149-160.
- Cheggour M., Texier H., Moguedet G., & Elkaim B. (1990). Metal exchanges in the fauna-sediment system. The case of *Nereis diversicolor* and *Scrobicularia plana* in the Bou Regreg estuary (Morocco). *Hydrobiologia.* 207: 209-219.
- De Mora S., Sheikholeslami M.R., Wyse E., Azemard S., & Cassi R. (2004). An assessment of metal contamination in coastal sediments of the Caspian Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 48: 61-77.
- Diez G., Soto M., Canton L., Carmen Vaquero M., & Marigomez I. (2000). *Hediste (Nereis) diversicolor* as bioindicator of metal and organic chemical bioavailability: a field study. *Ecotox. Environ. Restoration* 3: 7-15.
- Feldstein T., Kashman Y., Abelson A., Fishelson L., Mokaday O., Bresler V., & Erel Y. (2003). Marine molluscs in environmental monitoring. III trace metals and organic pollutants in animal tissue and sediment. *Helgol. Mar. Res.* 57: 212-219.
- Gillet P. (1986). Contribution à l'étude écologique des Annelides Polychètes de l'estuaire du Bou Regreg (Maroc). Thèse Doctorat ès Sciences. Université d'Aix-Marseille III, 1-215.
- Kaimoussi A., Chafik A., Mouzdahir A., & Bakkas S. (2001). The impact of industrial pollution on the Jorf Lasfar coastal zone (Morocco, Atlantic Ocean): the mussel as an indicator of metal contamination. *C. R. Acad. Sci. Paris, Ser. III* 333: 337-341.
- Leivuori M. (1998). Heavy metal contamination in surface sediments in the Gulf of Finland and comparison with the Gulf of Bothnia. *Chemosphere.* 36: 43-45.
- Loring D.H. & Rantala R.T.T. (1990). Sediments and suspended particulate matter: total and partial method of digestion. *Tech. Mar. Environ. Sci. N°9. International Council for Exploration of the Sea. Copenhagen,* 1-14.
- Maanan M. (2007). Biomonitoring of heavy metals using *Mytilus galloprovincialis* in Safi Coastal waters, Morocco. *Environ. Toxicol.* 22, pp. 525 - 531.
- Maanan M., Zourarah B., Carruesco C., Aajjane A., & Naud J. (2004) The distribution of heavy metals in the Sidi Moussa lagoon sediments (Atlantic Moroccan Coast). *J. Afr. Earth Sci.* 39: 473-483.
- Munoz-Barbosa A., Gutiérrez-Galindo E.A., & Flores-Munoz G. (2000). *M. californianus* as an indicator of heavy metals on the northwest coast of Baja California, Mexico. *Mar. Environ. Res.* 49: 123-144.
- Najimi S., Bouhaimi A., Daubèze M., Zekhnini A., Pellerin J., Narbonne J.-F., & Moukrim A. (1997). Use of acetylcholinesterase in *Perna perna* and *Mytilus galloprovincialis* as a biomarker of pollution in Agadir Marine Bay (South of Morocco). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 58: 901-908.
- Pesch C.E., Hansen D.J., Boothman W.S., Berry W.J. & Mahony J.D. (1995). The role of acid-volatile sulfide and interstitial water metal concentrations in determining bioavailability of cadmium and nickel from contaminated sediments to the marine polychaete *Neanthes arenaceodentata*. *Environ. Toxicol. Chem.* 14: 129-141.
- Saavedra Y., Gonzalez A., Fernandez P., & Blanco J. (2004). Interspecific variation of metal concentrations in three bivalve mollusks from Galicia. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 47: 341-351.
- Saiz-Salinas J.I. & Frances-Zubillaga G. (1997). *Nereis diversicolor*: an unreliable biomonitor of metal contamination in the Ria de Bilbao. (Spain). *Mar. Ecol.* 18: 113-125.

- Saiz-Salinas J.I., Ruiz J.M.; & Frances-Zubillaga G., (1996). Heavy metal levels in intertidal sediments and biota from the Bidasoa Estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 32: 69-71.
- Scaps P. & Borot O. (2000). Acetylcholinesterase activity of the polychaete *Nereis diversicolor*: effects of temperature and salinity. *Comp. Biochem. Physiol. C* 125: 377-383.
- Scaps P., Demuyneck S., Descamps M., & Dhainaut A. (1996). Biochemical and Enzymatic Characterization of an Acetylcholinesterase from *Nereis diversicolor* (Annelida, Polychaeta): Comparison with the Cholinesterases of *Eisenia fetida* (Annelida, Oligochaeta). *Biol. Bull.* 190: 396-402.
- Scaps P., Grelle C., & Descamps M. (1997). Cadmium and Lead Accumulation in the Earthworm *Eisenia fetida* (Savigny) and its Impact on Cholinesterase and Metabolic Pathway Enzyme Activity. *Comp. Biochem. Physiol. C* 116: 233-238.
- Segovia-Zavala J.A., Delgadillo -Hinojosa F., Munoz-Barbosa A., Gutierrez-Galindo E.A., & Vidal-Talamantes R. (2004). Cadmium and silver in *Mytilus californianus* transplanted to an anthropogenic influenced and coastal upwelling areas in the Mexican Northeastern Pacific. *Mar. Pollut. Bull.* 48: 458-464.
- Segovia-Zavala J.A., Delgadillo-Hinojosa F., & Alvarez-Borrego S. (1998). Cadmium in the coastal upwelling area adjacent to the California-Mexico border, *Est. Coast. Shelf Sci.* 46: 475-481.
- Soto-Jimenez M., Paez-Osuna F., & Morales-Hernandez F. (2001). Selected trace metals in oysters (*Crassostrea iridescens*) and sediments from the discharge zone of the submarine sewage outfall in Mazatlan Bay (southeast Gulf of California): chemical fractions and bioaccumulation factors. *Environ. Pollut.* 114: 357-370
- Zourarah B., Maanan M., Carruesco C., Aajjane A., Mehdi K., & Conceição Freitas M. (2007). Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution in the lagoon of Oualidia (Moroccan Atlantic coast). *Estua. Coast. Shelf Sci.* 72: 359-369.