



E
M
M
A
L



République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de L'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
جامعة باجي مختار عنابة
Université Badji Mokhtar Annaba
Faculté des Sciences
Département de Biologie

Laboratoire d'Ecobiologie des Milieux Marins et Littoraux

Thèse présentée en vue de l'obtention d'un diplôme de Doctorat es Science
En Biologie Végétale

Intitulé :

***Posidonia oceanica* (L) Delile, Bioindicateur de la pollution
métallique du golfe d'Annaba (Nord Est Algérien).**

Par

Mme BOUTABIA-TREA SALIHA

Devant le jury composé de :

Président: Pr. Frehi Hocine

Université Badji Mokhtar Annaba

Directeur de thèse: Pr. Bensouilah Mourade

Université Badji Mokhtar Annaba

Examineur: Pr. Laifa Azize

Université Badji Mokhtar Annaba

Examineur : Pr. Ramdani Messaoude

Université Sétif 1

Examineur : Pr. Geid Abdelhak

Université de Soukahras

Examineur : MCA Labar Sofiane

Université d'El Tarf

Année Universitaire : 2015/2016

Remerciements

Après ces 8 années de thèse... et quelques mois ... je tiens à exprimer mes sentiments de reconnaissance à toutes les personnes qui de près ou de loin ont contribué à la réalisation de ce travail.

Mes remerciements vont en premier lieu aux membres du jury :

Monsieur Hocine Frehi

Professeur au Département des Sciences de la Mer et Vice Doyen de la Faculté des Sciences, pour l'honneur qu'il me fait de présider le jury.

Monsieur Mourad Bensouilah

Professeur au Département des Sciences de la Mer et Directeur du laboratoire D'Ecobiologie des milieux marins et littoraux, d'avoir accepté de diriger cette thèse.

Il m'a fait part de son expérience et son savoir-faire dans les domaines de la biologie, la physiologie, et de l'écotoxicologie marines. J'ai particulièrement apprécié son soutien, ses précieuses orientations et la confiance qu'il a bien voulu m'accorder.

C'est un honneur et un plaisir de travailler avec vous Mr. le Professeur, merci pour votre compréhension, vos qualités humaines, votre professionnalisme.

Monsieur Aziz Laifa

Professeur au Département de Biologie, Annaba. Je suis très honorée de votre présence dans ce jury. Il m'a accompagné durant mon cursus de graduation, de post graduation, et dirigé mes travaux d'ingénieur d'Etat. Je le remercie énormément.

Monsieur Abdelhak Gheid

Professeur à l'université de Souk Ahras, de me faire l'honneur de bien vouloir juger ce travail, je vous prie d'accepter le témoignage de ma respectueuse reconnaissance.

Monsieur Messaoude Ramdani

Professeur au Département d'Ecologie végétale et environnement de l'université Sétif 1, que je remercie chaleureusement pour sa participation à ce jury.

Monsieur Sofiane Labar

Maitre de conférences « A » à l'université d'El Tarf, m'a honoré en examinant cette thèse. Je tiens donc, à lui exprimer mes vifs remerciements.

Je tiens également à remercier :

Mademoiselle Sandra Amri,

Maitre assistant à l'université de Guelma, pour son soutien morale et sa loyauté en vers notre amitié ainsi que son aide au laboratoire.

Monsieur Skander Kadri,

Maître de conférences « B » au Département de biochimie, pour les corrections apportées au tapuscrit, ses conseils et ses orientations pour l'oral. Je tiens donc, à lui exprimer ma sincère reconnaissance.

Mademoiselle Waffa Habachi,

Maître de conférences « A » au Département de biologie, pour son soutien continu, ses conseils et ses orientations pour le traitement statistique des résultats de cette thèse.

Sans oublier bien sûr Monsieur Kheireddine Ouali,

Professeur et chef de Département de Biologie, pour ses conseils et ses orientations.

J'associe à ces remerciements Dr. Zahia Beredjem et Pr. Rachid Delimi du laboratoire traitement des eaux et recyclage des eaux usées industrielles qui m'ont aidé dans l'analyse de mes échantillons.

Résumés



Résumé

Le golfe d'Annaba, comme tout le littoral algérien, est sujet à de nombreuses sources de pollutions ayant pour origine les diverses activités anthropiques dont le bassin versant est le siège (les activités agricole, industrielle et domestique) à cela vient s'ajouter l'activité maritime (marchande, pêche et loisirs). Les objectifs visés dans le cadre de cette étude sont, d'abord, la caractérisation physico chimique des eaux et des sédiments superficiels du Golfe d'Annaba ensuite l'évaluation du niveau de contamination métallique (zinc, cuivre, chrome et nickel) à travers l'utilisation d'une phanérogame endémique à la Méditerranée *Posidonia oceanica*.

Les 6 stations d'étude ont été choisies en fonction de leur hydrodynamisme et de leur situation par rapport aux effluents qui se déversent dans le Golfe. Les prélèvements d'eau, de sédiment et de posidonie ont été réalisés dans chaque station et durant chaque saison. Les dosages des ETM ont été réalisés à l'aide d'un spectrophotomètre à absorption atomique. Les résultats des mesures des paramètres physico chimiques montrent l'existence de variations saisonnières ; toutefois, les valeurs des paramètres mesurés semblent convenir à la survie de la phanérogame. En ce qui concerne le sédiment, il est composé de sable fin ; seules les stations S2 et S5 montrent la présence de légères proportions de grains fins (de taille proche de 63 μ m).

Les concentrations du nickel rencontrées dans les eaux des six stations d'échantillonnage (5050 ng/l et 1650 ng/l) dépassent largement les concentrations de Ni signalées en Méditerranée ; ce sont, par ailleurs, les stations S3 et S5 qui renferment les concentrations les plus élevées. La station S3 renferme plus de Zn et de Ni et la station S5 renferme plus de Cu et de Cr.

Dans le sédiment superficiel, c'est la station S3 qui présente les taux les plus élevés en éléments métalliques, notamment le Cr, Zn et Cu ; quant aux teneurs en chrome les plus élevées, elles sont rencontrées dans la station Draouèche. Les valeurs des Igéo des ETM recherchés sont toutes négatives suggérant ainsi que les concentrations obtenues ne reflètent que le fond géochimique.

L'accumulation des ETM dans les tissus de *P. oceanica* du Golfe d'Annaba se fait selon l'ordre FA>Rh>Ra>Fi>FJ pour le zinc, FI>FA>Rh>Ra>FJ pour le nickel, Rh>Ra>FJ>FA>FI pour le cuivre, Rh>Ra>FA>FI>FJ pour le chrome. Les teneurs en ETM au niveau des compartiments de la plante dépendent beaucoup de l'élément trace lui-même.

Le calcul du BCF nous a permis de constater que le zinc et le cuivre proviennent du sédiment contrairement au nickel et au chrome dont le transfert a lieu à partir de l'eau.

Il ressort de cette étude que la contamination du Golfe d'Annaba aurait diverses origines ; ces dernières seraient liées aux apports terrigènes riches en matière organique associés à ceux des eaux usées et bien sûr à la variabilité des courants ; ces derniers dépendent des vents et de la situation des stations dans le Golfe. Compte tenu des faibles concentrations des ETM obtenues dans la station S6 ; cette dernière pourrait être considérée comme station de référence.

Nous notons, par ailleurs, que les teneurs des ETM rencontrées actuellement, dans les divers compartiments de cet écosystème côtier, ne sont pas trop élevées mais si, toutefois, certaines dispositions ne sont pas prises à très court terme (traitement effectif des eaux usées...) la situation risque d'être préoccupante dans un futur très proche.

En complément aux analyses physicochimiques, l'indicateur biologique *P. oceanica* peut jouer le rôle de système d'alarme précoce d'une contamination dont les effets sont encore réversibles. Au niveau de la zone côtière méditerranéenne, *P. oceanica* devrait jouer un rôle majeur dans le cycle des ETM du fait de son abondance, sa forte productivité et sa capacité à accumuler les ETM.

Mots clés : anthropisation ; élément trace métallique ; Golfe d'Annaba ; *Posidonia oceanica* ; contamination.

Summary

The Gulf of Annaba, like all the Algerian coast, is subject to numerous sources of pollution originating from various human activities whose watershed is home (agricultural activities, industrial and domestic) This is in addition to the Maritime activity (merchant, fishing and recreation). The objectives in this study are, first, the physico-chemical characterization of waters and surface sediments of the Gulf of Annaba then assessing the level of metal contamination (zinc, copper, chromium and nickel) through the use of a seegrass endemic to the Mediterranean *Posidonia Oceanica*.

The 6 stations of study were chosen based on their hydrodynamics and their position in relation to effluents flowing into the Gulf. Water withdrawals, sediment and *Posidonia* have been made in each station and in each season. ETM of the assays were performed using an atomic absorption spectrophotometer.

The results of the measurements of physicochemical parameters show the existence of seasonal variations; however, the values of the measured parameters appear to be suitable for the survival of the phanérogame. With regard to the sediment, it is composed of fine sand; only the stations S2 and S5 show the presence of small amounts of fine-grained (of size close to 63µm).

The concentrations of nickel found in the waters of the six sampling stations (5050 ng/l and 1650 ng/l) greatly exceed the concentrations of Ni reported in the Mediterranean; it is, moreover, S3 and S5 stations which contain the highest concentrations. The station S3 contains more Zn and Ni and the S5 station contains more of Cu and Cr.

In the superficial sediment, that is the station S3 which has the highest rate of metal elements, such as Cr, Zn and Cu; as the highest chromium contents, they are encountered in Draouèche station. The values of igeo sought ETM are all negative suggesting that the concentrations obtained only reflect the observed background.

The accumulation of ETM in the tissues of *P. oceanica* Annaba Gulf is done according to order FA> Rh> R> Fi> FJ for zinc, FI> FA> Rh> R> FJ for nickel, Rh > Ra> FJ> FA> FI for copper, Rh> R> FA> FI> FJ for chromium. The levels of SEM in the compartments of the plant very dependent on trace element itself. The calculation of the BCF, we found that zinc and copper from sediment unlike Nickel and chromium which the transfer occurs from the water.

It appears from this study that the contamination of the Gulf of Annaba have different origins; the latter would be linked to the rich terrigenous organic matter associated with those wastewater and of course to the variability of flows; they depend on the winds and the situation of the station in the Gulf. Given the low levels of SEM obtained in S6 station; the latter may be considered as a reference station.

We note, moreover, that the contents of ETM currently encountered in the various compartments of this coastal ecosystem, are not too high but if, however, certain provisions are not in the very short term (effective wastewater treatment ...) the situation may be of concern in the near future.

In addition to the physicochemical analyzes, the biological indicator *P. oceanica* can act as early warning system of contamination whose effects are still reversible. At the level of the Mediterranean coastal area, *P. oceanica* should play a major role in the cycle of ETM because of its abundance, high productivity and its ability to accumulate the ETM.

Keywords: human impact; metal trace element; Gulf of Annaba; *Posidonia Oceanica*; contamination.

Liste des Abréviations

AFNOR	association française de normalisation
BCF	facteur de bioccentration
Cr	chrome
Cu	cuiivre
°C	degré Celsius
Cd O	l'oxyde anhydre de cadmium
C ₂ H ₂	acétylène
Cm ³	centimètre cube
ETM	Eléments traces métalliques
E	Est
g/cm ³	gramme par centimètre cube
Fa	feuilles adultes
Fi	feuilles intermédiaires
Fj	feuilles juvéniles
g	gramme
g/mol	gramme par mole
HCl	l'acide chlorhydrique
HNO ₃	acide nitrique
kg/m ³	kilogramme par mètre cube
Km	kilomètre
M	Mole
m	mètre
mm	millimètre
m ²	mètre carré
ml	millilitre
MnO ₂	Manganèse(IV) oxyde
MOT	matière organique totale
N	Nord
NHO ₃	l'acide nitrique
Ni	nickel
nm	nanomètre
ng	nanogramme
pH	potentiel hydrogène
Ps	pois sec
Ra	racines
Rh	rhizomes
SAA	spectrophotomètre d'absorption atomique
µg/l	microgramme par liter
µm	micromètre
µmol	micromole
Zn	zinc

Liste des figures

N° Figure	Titre	N° Page
Figure 1	Figure 1 : Pays riverains de la Méditerranée	05
Figure 2	Figure 2 : Points chauds de la pollution (cercles rouges) le long des côtes méditerranéennes (EEA 2006).	06
Figure 3	Répartition des habitants des pays méditerranéens (CIESIN 2004).	28
Figure 4	Pressions anthropiques exercées sur la zone littorale (UNEP/MAP-Plan Bleu, 2009)	29
Figure 5	Circulation de surface et vitesse des courants (INGV, 2008)	33
Figure 6	L'étagement en Méditerranée (Bellan-Santini, 1994)	34
Figure 7	Localisation et morphologie du littoral algérien.	36
Figure 8	Direction des courants dans le Golfe d'Annaba (Derbal, 2007).	41
Figure 9	Distribution géographique de <i>Posidonia oceanica</i> en Méditerranée (Pergent-Martini, 2004)	53
Figure 10	Arrangement caractéristique des rhizomes de <i>Posidonia oceanica</i> (Boudouresque et Meinesz, 1982).	53
Figure 11	Rhizome plagiotrope de <i>Posidonia oceanica</i>	54
Figure 12	Morphologie de <i>Posidonia oceanica</i> (Boudouresque et Meinesz, 1982).	54
Figure 13	Lépidochronologie	55
Figure 14	Inflorescence de <i>Posidonia oceanica</i>	56
Figure 15	Fruits de <i>Posidonia oceanica</i> « Olives de mer ».	57
Figure 16	La matte de posidonie (Tollin in Boudouresque, 2010)	58
Figure 17	Schématisation des principaux rôles de l'herbier de Posidonie dans l'équilibre écologique des fonds littoraux méditerranéens (GIS Posidonie, in Charbonnel <i>et al.</i> , 2000)	59
Figure 18	Influence des réactions biogéochimiques de la diagénèse précoce sur le transfert des métaux à l'état de traces au sein du sédiment (Devallois, 2009).	67
Figure 19	Représentation du Golfe d'Annaba.	68
Figure 20	Courantologie du golfe d'Annaba (Anonyme, 1976).	69
Figure 21	Image satellitaire des Principales sources de pollution dans le golfe d'Annaba (Google Earth Modifié)	70
Figure 22	Activité sidérurgique polluante « Arcelor Mittal »	70
Figure 23	Image satellitaire de l'embouchure de l'oued Mafragh (Google Earth modifié).	71
Figure 24	Localisation géographique des stations d'échantillonnage.	71
Figure 25	Image satellitaire de la station Ain Achir (S1). (Google Earth modifié)	72
Figure 26	Image satellitaire de la station Belvédère(S2). (Google Earth modifié)	73
Figure 27	Image satellitaire de la station Lacaroube (S3) (Google Earth modifié)	74
Figure 28	Image satellitaire de la station Lever de l'aurore (S4) (Google Earth modifié)	74
Figure 29	Image satellitaire de la station Draoueche (S5) Google Earth, modifié).	75
Figure 30	Image satellitaire de la station Lahnaya (S6) (Google Earth, modifié).	76
Figure 31	Faisceaux de <i>P. oceanica</i> (Photo prise par Trea, 2008).	89

Figure 32	Dissection du faisceau de <i>P. oceanica</i> en rhizome et faisceau foliaire. (Photo prise par Trea, 2008).	89
Figure 33	Dissection des feuilles de <i>P. océanica</i> selon le protocole de Giraud, (1979). (Photo prise par Trea, 2008).	90
Figure 34	Variations spatiotemporelles de la température de l'eau (Golfe d'Annaba).	95
Figure 35	Variations spatiotemporelles des teneurs en oxygène dissous de l'eau (Golfe d'Annaba).	96
Figure 36	Variations spatiotemporelles du pH de l'eau (Golfe d'Annaba).	98
Figure 37	Variations spatiotemporelles de la salinité de l'eau (Golfe d'Annaba).	100
Figure 38	Variations spatiotemporelles des teneurs en matières en suspension (Golfe d'Annaba).	101
Figure 39	Variations spatiotemporelles de la chlorophylle a (Golfe d'Annab).	103
Figure 40	Variations spatiotemporelles des teneurs en NH ₄ ⁺ dans l'eau (Golfe d'Annaba).	105
Figure 41	Variations spatiotemporelles des teneurs en nitrates de l'eau (Golfe d'Annaba).	106
Figure 42	Variations spatiotemporelles des teneurs en nitrites de l'eau (Golfe d'Annaba).	108
Figure 43	Variations spatiotemporelles des teneurs en orthophosphates de l'eau (Golfe d'Annaba).	109
Figure 44	Variations temporelles des proportions des fractions granulométriques du sédiment superficiel de la station (S1) « Ain Achir » (Golfe d'Annaba).	113
Figure 45	Variations temporelles des fractions granulométriques du sédiment superficiel de la station (S2) « Belvédère » (Golfe d'Annaba).	114
Figure 46	Variations temporelles des fractions granulométriques du sédiment superficiel de la station (S3) « La Caroube » (Golfe d'Annaba).	115
Figure 47	Variations temporelles des fractions granulométriques du sédiment superficiel de la station (S4) « Lever de l'aurore» (Golfe d'Annaba).	116
Figure 48	Variations temporelles des fractions granulométriques en (%) du sédiment superficiel de la station (S5) « Draoueche» (Golfe d'Annaba).	116
Figure 49	Variations temporelles des fractions granulométriques du sédiment superficiel de la station (S6) « Lahnaya» (Golfe d'Annaba).	117
Figure 50	Variations spatiotemporelles des proportions en MOT du sédiment superficiel du golfe d'Annaba.	119
Figure 51	Variations spatiotemporelles du pH du sédiment superficiel (Golfe d'Annaba).	120
Figure 52	Variations spatio-temporelles des teneurs en zinc dans l'eau du Golfe d'Annaba.	122
Figure 53	Variations spatio-temporelles des teneurs en cuivre dans l'eau du Golfe d'Annaba.	123
Figure 54	Variations spatio-temporelles des teneurs en chrome dans l'eau du Golfe d'Annaba.	123
Figure 55	Variations spatio-temporelles des teneurs en nickel dans l'eau du Golfe d'Annaba.	124
Figure 56	Variations spatio-temporelles des teneurs en zinc dans le sédiment superficiel du Golfe d'Annaba.	127
Figure 57	Variations spatio-temporelles des teneurs en cuivre dans le sédiment	128

	superficiel du Golfe d'Annaba.	
Figure 58	Variations spatio-temporelles des teneurs en chrome dans le sédiment superficiel du Golfe d'Annaba.	129
Figure 59	Variations spatio-temporelles des teneurs en nickel dans le sédiment superficiel du Golfe d'Annaba.	129
Figure 60	Variations spatio-temporelles des teneurs en zinc dans les racines de la posidonie.	139
Figure 61	Variations spatio-temporelles des teneurs en cuivre dans les racines de la posidonie.	140
Figure 62	Variations spatio-temporelles des teneurs en chrome dans les racines de posidonie du Golfe d'Annaba.	141
Figure 63	Variations spatio-temporelles des teneurs en nickel dans les racines de la posidonie.	142
Figure 64	Variations spatio-temporelles des teneurs en zinc dans les rhizomes de la posidonie.	143
Figure 65	Variations spatio-temporelles des teneurs en cuivre dans les racines et rhizomes de la posidonie.	144
Figure 66	Variations spatio-temporelles des teneurs en chrome dans les rhizomes de la posidonie.	145
Figure 67	Variations spatio-temporelles des teneurs en nickel dans les rhizomes de la posidonie.	146
Figure 68	Variations spatio-temporelles des teneurs en zinc dans les feuilles juvéniles.	147
Figure 69	Variations spatio-temporelles des teneurs en cuivre dans les feuilles juvéniles.	148
Figure 70	Variations spatio-temporelles des teneurs en chrome dans les feuilles juvéniles.	148
Figure 71	Variations spatio-temporelles des teneurs en nickel dans les feuilles juvéniles.	149
Figure 72	Variations spatio-temporelles des teneurs en zinc dans les feuilles intermédiaires.	151
Figure 73	Variations spatio-temporelles des teneurs en cuivre dans les feuilles intermédiaires.	152
Figure 74	Variations spatio-temporelles des teneurs en chrome dans les feuilles intermédiaires.	153
Figure 75	Variations spatio-temporelles des teneurs en nickel dans les feuilles intermédiaires.	154
Figure 76	Variations spatio-temporelles des teneurs en zinc dans les feuilles adultes.	155
Figure 77	Variations spatio-temporelles des teneurs en cuivre dans les feuilles adultes.	156
Figure 78	Variations spatio-temporelles des teneurs en chrome dans les feuilles adultes.	157
Figure 79	Variations spatio-temporelles des teneurs en Nickel dans les feuilles adultes.	158
Figure 80	Variations spatiales du BCF du zinc dans les racines de <i>P. oceanica</i>	166
Figure 81	Variations spatiales du BCF du cuivre dans les racines de <i>P. oceanica</i>	167
Figure 82	Variations spatiales du BCF du chrome dans les racines de <i>P. oceanica</i>	167
Figure 83	Variations spatiales du BCF du nickel dans les racines de <i>P. oceanica</i>	168

Figure 84	Variations spatiales du BCF du zinc dans les rhizomes de <i>P. oceanica</i>	168
Figure 85	Variations spatiales du BCF du cuivre dans les rhizomes de <i>P. oceanica</i>	169
Figure 86	Variations spatiales du BCF du chrome dans les rhizomes de <i>P. oceanica</i>	170
Figure 87	Variations spatiales du BCF du nickel dans les rhizomes de <i>P. oceanica</i>	170
Figure 88	Variations spatiales du BCF du zinc dans les feuilles juvéniles de <i>P. oceanica</i>	171
Figure 89	Variations spatiales du BCF du cuivre dans les feuilles juvéniles de <i>P. oceanica</i>	172
Figure 90	Variations spatiales du BCF du chrome dans les feuilles juvéniles de <i>P. oceanica</i>	172
Figure 91	Variations spatiales du BCF du nickel dans les feuilles juvéniles de <i>P. oceanica</i>	173
Figure 92	Variations spatiales du BCF du zinc dans les feuilles intermédiaires de <i>P. oceanica</i>	174
Figure 93	Variations spatiales du BCF du cuivre dans les feuilles intermédiaires de <i>P. oceanica</i>	174
Figure 94	Variations spatiales du BCF du chrome dans les feuilles intermédiaires de <i>P. oceanica</i>	175
Figure 95	Variations spatiales du BCF du nickel dans les feuilles intermédiaires de <i>P. oceanica</i>	175
Figure 96	Variations spatiales du BCF du zinc dans les feuilles adultes de <i>P. oceanica</i>	176
Figure 97	Variations spatiales du BCF du cuivre dans les feuilles adultes de <i>P. oceanica</i>	176
Figure 98	Variations spatiales du BCF du chrome dans les feuilles adultes de <i>P. oceanica</i>	177
Figure 99	Variations spatiales du BCF du nickel dans les feuilles adultes de <i>P. oceanica</i>	177

Liste des Tableaux

N° Tableau	Titre	N° Page
Tableau 1	Utilisations et sources (naturelles et anthropiques) de quelques ETM et de leurs dérivés (Cr : chrome ; Cu : cuivre ; Ni : nickel ; Zn : zinc) (Lafabrie, 2007 ; modifié)	15
Tableau 2	Présence des ETM étudiés dans l'environnement et notamment la croûte terrestre (Blanquet <i>et al.</i> , 2004, modifiée)	24
Tableau 3	Classification de quelques métaux selon leur toxicité et disponibilité (Förstner et Wittmann 1981).	25
Tableau 4	Principaux effets associés aux ETM étudiés et les recommandation de l'OMS (Blanquet <i>et al.</i> , 2004)	26
Tableau 5	Propriétés connues des ETM étudiés pour les organismes vivants (Blanquet <i>et al.</i> , 2004)	26
Tableau 6	ETM inscrits dans la Directive Cadre Eau (DCE ; Décision N° 2455/2001/EC ; EC, 2001), le programme 33/50 de l'United States Environmental Protection Agency (US EPA ; US Environmental Protection Agency, 1999) et la Convention OSPAR (OSPAR ; Commission OSPAR, 2006).	27
Tableau 7	Les caractéristiques générales de la Méditerranée	30
Tableau 8	Classification des 12 genres de phanérogames marines (Kuo et McComb, 1989) (adapté de Den Hartog, 1971)	52
Tableau 9	les principaux constituants des sédiments et leurs classes granulométriques (Bruno, 2007).	64
Tableau 10	Caractérisation des stations de prélèvements.	72
Tableau 11	Préparation de la solution étalon d'ammonium	80
Tableau 12	Préparation des réactifs du dosage de l'ammonium.	80
Tableau 13	Préparation des réactifs du dosage des nitrates.	81
Tableau 14	Préparation de la solution étalon de nitrite.	83
Tableau 15	Préparation des réactifs du dosage des nitrites.	83
Tableau 16	Préparation de la solution étalon de phosphore.	84
Tableau 17	Préparation des réactifs du dosage de l'orthophosphate.	85
Tableau 18	Classes relatives à l'indice de géoaccumulation (I _{géo}) (Müller, 1981)	93
Tableau 19	Résultats de l'ANOVA appliquée aux paramètres physicochimiques de l'eau du Golfe d'Annaba	111
Tableau 20	Valeurs moyennes annuelles des nutriments ($\mu\text{mol/l}$) dans différents sites méditerranéens.	112
Tableau 21	Classement granulométrique des sédiments (Ramaroson, 2008)	118
Tableau 22	Résultats de l'ANOVA appliquée au pH et MOT du sédiment superficiel.	121
Tableau 23	Ordre d'enrichissement des stations d'étude pour chaque métal dans l'eau.	125
Tableau 24	Ordre d'enrichissement des ETM de l'eau dans les stations d'étude	126
Tableau 25	Résultats de l'ANOVA relative aux teneurs en ETM rencontrées dans l'eau de mer	127

Tableau 26	Ordre d'enrichissement des stations d'étude pour chaque métal dans le sédiment.	130
Tableau 27	Valeurs guides des ETM Zn, Cu, Cr, Ni dans le sédiment marin (D'après IAEA, 2004)	135
Tableau 28	Valeurs des Igéo dans les sédiments superficiels du golfe d'Annaba.	136
Tableau 29	Concentration des ETM dans le sédiment marin de différentes régions	137
Tableau 30	Ordre d'enrichissement des ETM dans le sédiment de chaque station d'étude	138
Tableau 31	Résultats de l'ANOVA relative aux teneurs en ETM rencontrées dans le sédiment	138
Tableau 32	Résultats de l'ANOVA relative aux teneurs en ETM rencontrées dans les racines de posidonie.	142
Tableau 33	Résultats de l'ANOVA relative aux teneurs en ETM rencontrées dans les rhizomes de posidonie.	146
Tableau 34	Résultats de l'ANOVA relative aux teneurs en ETM rencontrées dans les feuilles juvéniles de posidonie.	150
Tableau 35	Résultats de l'ANOVA relative aux teneurs en ETM rencontrées dans les feuilles intermédiaires de posidonie.	154
Tableau 36	Résultats de l'ANOVA relative aux teneurs en ETM rencontrées dans les feuilles adultes de posidonie.	158
Tableau 37	Concentrations des ETM dans les feuilles de <i>P. oceanica</i> dans les différentes régions de la Méditerranée.	164
Tableau 38	Valeurs du BCF de chaque compartiment pour les ETM dosés.	178

Sommaire

N°	Titre	Page
	Introduction	01
I	Généralités sur les contaminants métalliques.....	12
I.1	Les contaminants métalliques.....	12
I.1.1	Définitions et caractéristiques.....	12
I.1.2	Les ETM en milieu marin.....	13
I.1.3	Propriétés des ETM.....	16
I.1.4	Les ETM dans l'environnement.....	24
I.1.5	ETM et réglementation.....	26
I.1.6	Evaluation de la contamination métallique dans le milieu marin.....	27
I.2	La Méditerranée.....	28
I.2.1	Le littoral méditerranéen.....	28
I.2.2	Caractéristiques générales de la Méditerranée.....	29
I.2.3	L'écosystème méditerranéen.....	33
I.2.4	Le littoral Algérien.....	36
I.2.5	Le Golfe d'Annaba.....	39
I.3	Le concept de bio-indication.....	43
I.3.1	Définition.....	43
I.3.2	Classification des bio-indicateurs.....	45
I.3.3	Espèces végétales bio-indicatrices utilisées en milieu aquatique.....	47
I.3.4	Bioécologie de <i>Posidonia oceanica</i>	48
I.4	Caractérisation du sédiment.....	62
I.4.1	Principales caractéristiques des sédiments côtiers.....	63
I.4.2	Granulométrie.....	63
I.4.3	Adsorption des métaux sur les sédiments.....	65
II	Matériel et méthodes.....	68
II.1	Le Golfe d'Annaba.....	68
II.2	Etat de la pollution dans le Golfe d'Annaba.....	69
II.3	Stations d'échantillonnages.....	71
II.3.1	Station Ain Achir.....	72
II.3.2	Station Belvédère.....	73
II.3.3	Station Lacaroube.....	73
II.3.4	Station Levet de l'aurore.....	74
II.3.5	Station Draouèche.....	75
II.3.6	Station Lehnaya.....	75
II.4	Caractérisation physico-chimique de l'eau de mer.....	76
II.4.1	Mesure du pH, T°C, salinité et oxygène dissous.....	76
II.4.2	Prélèvements et dosage des MES, de la chlorophylle a et des sels nutritifs..	76
II.5	Caractérisation du sédiment superficiel du Golfe d'Annaba.....	85
II.5.1	Détermination de la granulométrie.....	86
II.5.2	Potentiel d'hydrogène.....	87
II.5.3	Détermination de la matière organique totale.....	87
II.6	Prélèvement et préparation des échantillons de <i>Posidonia oceanica</i>	88
II.7	Dosage des métaux lourds dans les divers compartiments.....	90
II.7.1	Minéralisation de l'eau de mer.....	90
II.7.2	Minéralisation du sédiment.....	90
II.7.3	Minéralisation de <i>P. oceanica</i>	91
II.8	Evaluation des niveaux de contamination métallique.....	93

II.8.1	Calcul de l'indice géoaccumulation.....	93
II.8.2	Calcul du facteur de bioconcentration.....	94
II.9	Analyse statistiques des données.....	94
II.9.1	Description des données.....	94
II.9.2	Comparaison des moyennes : ANOVA.....	94
III	Résultats et discussion.....	95
III.1	Paramètres physico-chimiques de l'eau de mer.....	95
III.1.1	Températures.....	95
III.1.2	Oxygène dissous.....	96
III.1.3	Potentiel d'hydrogène.....	97
III.1.4	Salinité.....	99
III.1.5	Matières en suspension.....	101
III.1.6	Chlorophylle a.....	103
III.1.7	Teneurs en ammonium.....	104
III.1.8	Teneurs en nitrates.....	106
III.1.9	Teneurs en nitrites.....	107
III.1.10	Teneurs en orthophosphates.....	108
III.2	Paramètres physico-chimiques du sédiment superficiel.....	113
III.2.1	Détermination de la granulométrie du sédiment superficiel.....	113
III.2.2	Matières organiques du sédiment superficiel.....	118
III.2.3	Potentiel d'hydrogène du sédiment superficiel.....	120
III.3	ETM dans les eaux du golfe.....	122
III.4	ETM dans le sédiment superficiel.....	127
III.5	ETM dans les compartiments de <i>P. oceanica</i>	139
III.5.1	Teneurs des ETM dans les racines.....	139
III.5.2	Teneurs des ETM dans les rhizomes.....	143
III.5.3	Teneurs des ETM dans les feuilles juvéniles.....	147
III.5.4	Teneurs des ETM dans les feuilles intermédiaires.....	150
III.5.5	Teneurs des ETM dans les feuilles adultes.....	155
III.6	Evaluation de la concentration des ETM par le calcul du facteur de bioconcentration (BCF).....	166
III.6.1	BCF des racines.....	166
III.6.2	BCF des Rhizomes.....	168
III.6.3	BCF des feuilles juvéniles.....	171
III.6.4	BCF des feuilles intermédiaires.....	173
III.6.5	BCF des feuilles adultes.....	176
	Références bibliographiques.....	180

Introduction



Introduction :

Selon [Ramade \(1992\)](#) "La pollution est une modification défavorable du milieu naturel qui apparaît en totalité ou en partie comme un sous-produit de l'action humaine, au travers d'effets directs ou indirects altérant les critères de répartition des flux d'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physico-chimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes. Ces modifications peuvent affecter l'Homme directement ou au travers des ressources agricoles, en eau et autres produits biologiques. Elles peuvent aussi l'affecter en altérant les objets physiques qu'il possède, les possibilités récréatives du milieu ou encore en enlaidissant la nature".

Toujours d'après [Ramade \(1992\)](#), les premières causes de la contamination de l'environnement apparurent au Néolithique suite à la découverte de l'agriculture qui a engendré la sédentarisation des hommes et la création de cités où la densité des populations n'a pas cessé de croître depuis. Cependant, ces sources de pollutions demeurèrent limitées à la contamination microbiologique des eaux par les effluents domestiques et plus rarement de la manipulation de divers métaux non ferreux toxiques par les méthodes primitives. Pendant toute la période historique et jusqu'aux débuts de l'ère industrielle, qui se situent au XVIII^e siècle en Europe, les pollutions furent toutefois plus limitées ; C'est à la naissance de la grande industrie, au milieu du siècle dernier, que la contamination de l'eau, de l'air et parfois des sols devienne localement préoccupante dans les alentours des installations minières ou métallurgiques et dans les grandes cités industrielles surpeuplées ([Ramade, 1992 ; WHO, 1995](#)).

Le problème de pollution ne s'est manifesté qu'à la Seconde Guerre mondiale avec la croissance des dernières décennies et le développement de technologies modernes (émissions des foyers industriels et urbains, accumulation de déchets provenant de la consommation individuelle et des industries, en particulier chimiques et libération dans l'air, les eaux et les sols de substances nouvelles toxiques.

Le développement de nos sociétés industrielles est très lié à la découverte et à l'utilisation de métaux. Ainsi, la consommation de métaux a augmenté de 300 % dans les cinquante dernières années et les relargages anthropogéniques d'éléments métalliques tels que Pb, Hg, Zn, Cd, Cu et Cr ont été multipliés par trois, depuis le début de l'ère industrielle ([Rollin et Quiot, 2006](#)).

Les utilisations des métaux sont multiples et très diversifiées, depuis les additifs de plomb dans les carburants jusqu'aux sels d'argent de l'industrie photographique, au nickel ou au cadmium des batteries d'accumulateurs, au zinc des gouttières ou au chrome des aciers inoxydables, au cuivre de l'industrie électrique ou à l'arsenic des produits phytosanitaires. Durant toutes les phases d'élaboration, d'utilisation et/ou de recyclage de ces produits, des métaux sont rejetés dans l'environnement, soit directement dans les eaux continentales ou marines, soit dans l'atmosphère transportés par les vents, associés aux aérosols avant de se déposer par voie sèche ou humide à la surface de la terre ou de l'océan. Ainsi l'incinération des matières plastiques stabilisées au stéarate de cadmium contribue à la pollution par ce dernier. L'utilisation des boues résiduelles provenant des stations d'épuration des eaux usées, comme amendement des sols, est aussi une des voies de réintroduction dans l'environnement des métaux lourds contenus dans les déchets. De même, les phosphates utilisés comme fertilisants en agriculture, renferment, outre le phosphate, des teneurs en cadmium relativement élevées et sont une source de pollution à ne pas négliger. Une autre source de pollution ayant pour origine les ordures ménagères ou industrielles concentrées dans des décharges et exposées aux intempéries provoquant ainsi des processus chimiques suffisants au relargage des ions qu'elles contiennent (Cossa, 1987). Ainsi, les métaux traces sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, à la fois parce qu'ils sont naturellement présents (sources naturelles) ou parce que certaines activités de l'homme favorisent leur dispersion (source anthropique).

La notion « d'Éléments Traces Métalliques » ou « ETM » est mal définie, néanmoins, celle-ci se substitue peu à peu à celle de « métaux lourds » (Miquel, 2001). Par ce terme générique « d'éléments traces métalliques » on désigne des métaux et métalloïdes réputés toxiques et dont la teneur moyenne dans les sols est inférieure à 1g.kg^{-1} . Les éléments traces, au nombre de 68, ne représentent en masse que 0,6 % du total et sont à des concentrations inférieures à 10^{-6} M dans l'eau de mer (Miquel, 2001 ; Neff, 2002). Ces éléments sont engagés dans des réactions biochimiques et contribuent à l'équilibre du milieu marin. Mais l'apport de contaminants métalliques par l'intermédiaire des effluents industriels et de l'atmosphère, des fleuves et de leur estuaire, peut modifier la composition de l'eau de mer qui peut devenir toxique pour les plantes et les animaux.

Si les métaux sont souvent indispensables au déroulement des processus biologiques (oligo-éléments), nombre d'entre eux peuvent s'avérer contaminants pour diverses formes de vie, lorsque leur concentration dépasse un seuil, lui-même fonction de l'état physico-chimique (spéciation) de l'élément considéré. C'est le cas du fer (Fe), du cuivre (Cu), du zinc (Zn), du

nickel (Ni), du cobalt (Co), du vanadium (V), du sélénium (Se), du molybdène (Mo), du manganèse (Mn), du chrome (Cr), de l'arsenic (As) et du titane (Ti) (Miquel, 2001). D'autres ne sont pas nécessaires à la vie et peuvent être même préjudiciables comme le mercure (Hg), le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et l'antimoine (Sb) (Chiffolleau *et al.*, 2001).

Les milieux marin et côtier sont conventionnellement distincts par la profondeur de l'eau ; le milieu côtier s'étend sur une distance de 50km du continent au large et au-delà de cette limite se trouve le milieu marin (UNEP, 2006).

Au cours des dernières décennies, l'anthropisation progressive des zones côtières dans le monde a entraîné des changements notables de la qualité biologique et chimique des eaux de mer côtières. A l'origine, les raisons qui ont poussé l'Homme à conquérir le littoral sont diverses : pêche, commerce, guerre, transport, ... De nos jours, le tourisme vient s'ajouter à ces raisons ainsi que l'envie des gens de préférer s'installer dans les régions les plus ensoleillées.

Le milieu côtier, malgré sa surface limitée (7% de la surface océanique), joue un rôle important dans le cycle biogéochimique des éléments, due à son positionnement d'interface entre continents et océans (15% de production primaire, 80 % dans l'enfouissement de la matière organique, 90 % de la minéralisation sédimentaire...(Gattuso *et Smith*, 2011). De plus, la pression anthropique sur ce milieu particulier est importante de par la grande densité démographique (40% de la population mondiale vivant à 100 km des côtes), et de nombreuses activités anthropiques (industries, tourisme, pêche et aquaculture...). Les activités humaines, notamment l'agriculture (y compris l'aquaculture) et l'urbanisation libèrent une grande quantité de matière carbonée et nutritive dans le milieu. Les rejets urbains et le lessivage des bassins versant agricoles sont responsables de l'eutrophisation du milieu naturel (Paerl, 2006, 2008; Selman *et Greenhalgh*, 2009; Ourselet *et al.*, 2013). De plus, les activités industrielles et touristiques (activités nautiques) entraînent une contamination de l'environnement par une multitude de polluants (Muñoz *et al.*, 2004; Cloquet *et al.*, 2006; Turner, 2010; Tessier *et al.*, 2011). Ainsi, la zone littorale présente à la fois une grande importance au niveau écologique et une grande fragilité vis-à-vis des xénobiotiques; la pollution de cette zone peut porter atteinte à la structure des biocénoses et à la productivité des écosystèmes (Roméo *et al.*, 1995).

Les fleuves et rivières sont à l'interface entre le continent et l'océan et représentent une des principales sources d'apports naturels/anthropiques au milieu côtier ; localement peuvent s'ajouter des apports d'eaux usées traitées ou non et des apports industriels (Bayet *et al.*, 2003 ;

[Bothner et al., 2002](#)). Les stations d'épuration (STEP) ont été conçues pour réduire notablement les nutriments et les déchets des eaux usées ; mais il est bien connu, que même quand ces STEP sont fonctionnelles, une grande quantité d'éléments potentiellement toxiques comme les métaux persistent en sortie de station. La fréquence et l'intensité des apports de matières en suspension (MES) et d'espèces dissoutes dépendent du régime climatique ainsi que du type d'occupation des sols.

La contamination des milieux marins, notamment par les métaux lourds, constitue l'un des problèmes majeurs en toxicologie environnementale. A la différence des polluants organiques, les métaux lourds ne font pratiquement pas l'objet de réaction de dégradation biologique ou chimique ; ils peuvent de ce fait s'accumuler dans les chaînes alimentaires. Enfin, ils présentent un danger potentiel pour le consommateur de produits marins du fait de leur possible concentration dans les espèces marines, de leur élimination difficile et de leur large répartition dans le milieu aquatique.

La contamination de l'écosystème aquatique ne se limite pas à la zone située à proximité de la source polluante et en plus ne se réduit pas à l'atteinte de seulement l'un de ses compartiments (eau, sédiment ou faune et flore). Par ailleurs, les échanges de contaminants d'un compartiment à l'autre sont sous l'influence de phénomènes biogéochimiques, physico-chimiques et biologiques.

Les paramètres physico chimiques des eaux (pH, température, salinité, oxygène dissous, concentration des matières en suspension ...) déterminent la mobilité et la biodisponibilité des métaux lourds en affectant leur spéciation et de ce fait leur comportement.

Les sédiments, réservoirs de métaux lourds, forment une partie intégrale dans le cycle de ces éléments. Selon [Lisk \(1972\)](#), les teneurs en métaux lourds des sédiments varient dans le même sens que celles de la roche mère qui représente la source et la réserve. Par ailleurs, [Aubert et Pinte \(1971\)](#) rapportent que les teneurs dépendent également de l'influence de plusieurs processus intervenant dans la diagenèse des sédiments; de ce fait, la distribution, la solubilité et le mouvement de ces éléments restent liés aux propriétés physico-chimiques des sédiments ([Korteet al., 1976](#)). Dans les systèmes aquatiques, les sédiments sont étudiés pour leur rôle d'indicateur de contamination du milieu, à cause de leur pouvoir de fixation des polluants. Selon [Calmanoet al., \(1994\)](#), plus de 90% des métaux lourds rejetés dans ces écosystèmes sont piégés dans la matrice sédimentaire. Si les sédiments peuvent être considérés

comme des pièges pour les éléments traces métalliques (ETM) ; ils représentent également une source potentielle de pollution.

La faune des milieux aquatiques est exposée à un phénomène de bioaccumulation métallique. La bioaccumulation des métaux par la faune aquatique est la résultante de phénomènes de bioconcentration et bioamplification (Amiard, 2011). La bioconcentration correspond à la bioaccumulation d'une substance dans le milieu environnant par des voies autres que l'ingestion et l'assimilation ; Le processus de bio-amplification fait intervenir la notion de chaîne trophique. Il s'agit de la prise directe d'une substance par un organisme à partir de sa nourriture. Lorsqu'il y a bioamplification d'un polluant, les niveaux trophiques élevés présentent toujours des teneurs en contaminants largement supérieures à celles des bas niveaux trophiques (Amiard, 2011).

La Méditerranée est une mer intérieure profonde, semi-fermée, tempérée, avec un plateau continental étroit qui possède, malgré sa faible productivité, une forte diversité biologique. Elle est divisée en deux bassins principaux : le bassin occidental à l'est et le bassin oriental à l'ouest.

La Méditerranée dans son ensemble compte environ 45 000 km de côtes. La population totale des pays côtiers méditerranéens est de 450 millions d'habitants environ (7% de la population mondiale) à laquelle il faut ajouter environ 200 millions de touristes internationaux. Avec près de la moitié de la population méditerranéenne vivant près des côtes, le littoral méditerranéen figure parmi les secteurs les plus densément peuplés et les plus fortement urbanisés de la planète (Fig.1). D'ici 2025, ce pourcentage d'occupation des côtes devrait passer de 50% à 88%, et l'artificialisation de son littoral de 40 à 50% (Plan Bleu). Ce surdéveloppement a pour corollaire une augmentation de la pression anthropique et de l'impact environnemental, avec une raréfaction des zones prêtes, zones où l'environnement est à l'état pur et non atteint par l'anthropisation, menace rendue encore plus réelle avec le réchauffement climatique.



Figure 1 : Pays riverains de la Méditerranée

Les pressions que subit la Méditerranée (Fig.2) la rendent écologiquement vulnérable (Turley, 1999). Cette mer de petite dimension ne peut à elle seule contrebalancé la pollution qu'elle subit. Le point de saturation en charge polluante de la Méditerranée, dont la superficie fait le 1/35^{ème} de celle de l'Océan Atlantique, serait plus vite atteint que dans les Océans. Par ailleurs, l'absence presque totale de marée et courant ne permet pas la dilution des contaminants la privant ainsi du phénomène naturel d'autoépuration comme en bénéficie les eaux des océans. La Méditerranée montre un déficit dans les mouvements de ses masses d'eau profonde et à sa surface des courants tournent en cercle dans ce bassin presque clos. De ce fait, la réponse de la Méditerranée aux perturbations environnementales est plus rapide que celles des Océans (Augier, 2010).

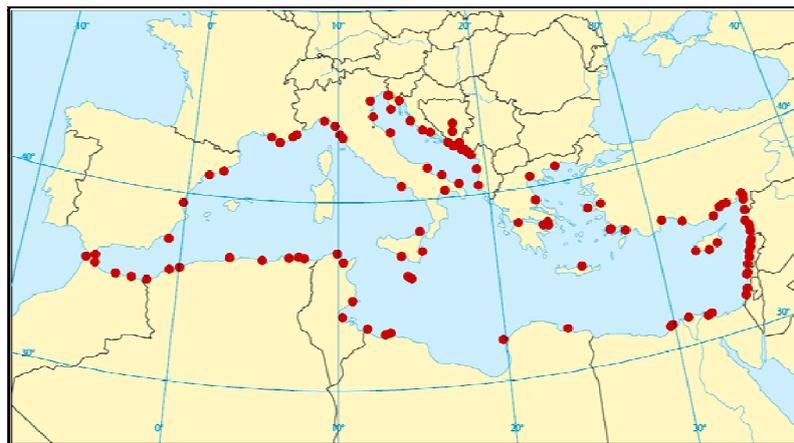


Figure 2 : Points chauds de la pollution (cercles rouges) le long des côtes méditerranéennes (EEA 2006).

Les milieux méditerranéens sont soumis à un climat particulier qui fait d'eux des zones fragiles et complexes. Le système côtier méditerranéen se comporte donc, du point de vue de l'environnement, comme un système impulsif directement lié aux épisodes météorologiques. En effet, la plupart des processus en jeu résultent directement de l'action du vent, souvent brutal, qui agit au niveau des courants superficiels, du mélange vertical de la masse d'eau, de la remontée des eaux profondes (upwellings), et de la remise en suspension des sédiments contaminés. Les orages agissent sur les apports atmosphériques, sur les apports liés aux crues des grands et petits fleuves côtiers, et sur le lessivage des zones urbaines imperméabilisées (Nicolauet *al.*, 2012 ; Ollivier *et al.*, 2011 ; Radakovitch *al.*, 2008). Ces activités anthropiques sont à l'origine de l'introduction d'une quantité considérable de produits chimiques dans le milieu côtier; ces substances possèdent probablement des propriétés toxiques à l'origine de multiples dommages au niveau des organismes, des populations et des écosystèmes (Nordberget *al.*, 2007 ; Amiard, 2011).

Dans le programme d'Action Med 21, il est demandé à tous les pays méditerranéens:

- de mettre en place des programmes d'aménagement côtier ;
- de veiller à l'intégrité de l'écosystème côtier ainsi qu'à son efficacité économique ;
- de poursuivre et évaluer régulièrement les sources de pollution tellurique ainsi que leur impact sur les ressources terrestres et marines et de prendre des mesures appropriées « préventives et curatives »;
- d'entretenir un réseau efficace de surveillance qualitative et quantitative des ressources en eau ainsi que la mise en place d'une banque d'information ;
- de veiller à minimiser l'impact des effluents urbains et industriels sur les eaux continentales et côtières ; Les rejets des eaux usées constituent une grave menace pour la santé humaine et l'environnement ; Car selon l'Agence Européenne pour l'Environnement (AEE, 1999), la Méditerranée reçoit 60 % de rejets urbains sans traitement.

Les études montrent pourtant que les coûts sanitaires et d'autres pertes économiques, sont plus importants que les investissements nécessaires à une épuration acceptable des eaux. Il est, par ailleurs, vrai que l'aménagement physique et la gestion intégrée des zones littorales sont souvent oubliés par les politiques et les gestionnaires.

En Algérie, sur le plan législatif, la Loi 02.2 du 5 février 2002 (Journal Officiel N°10) relative à la protection et à la valorisation du littoral stipule, dans son Article 27, l'obligation d'effectuer des contrôles réguliers des rejets urbains, industriels et agricoles susceptibles de dégrader ou de polluer le milieu marin. Toutefois, les agences en charge de l'application de ces mesures restent impuissantes devant l'importance du réseau hydrographique et des activités anthropiques qui s'exercent sur les bassins versants.

L'ensemble des travaux scientifiques réalisés ces dernières années a démontré l'existence de perturbations environnementales plus ou moins conséquentes dans la bande côtière du littoral méditerranéen : dégradation des écosystèmes, eutrophisation, contamination chimique importante et en augmentation pour certains sites et certaines substances chimiques, effets écotoxicologiques des contaminants (Durrieu de Madronet *al.*, 2011 ; Maceda-Veiga *et al.*, 2011 ; Tessier *et al.*, 2011).

Le Golfe d'Annaba reçoit les apports continentaux de l'Oued Seybouse et l'oued Mafragh et les rejets urbains et industriels d'une ville fortement industrialisée et urbanisée. L'Oued Seybouse entraîne à lui seul à la mer 500.106 – 3000.106 m³ par an (LCHF, 1976, Gouiez *et al.*, 2006). Ce volume recèle d'importantes quantités de polluants chimiques. D'autre part, le courant résiduel se déployant dans l'intérieur du golfe ne crée qu'un faible hydrodynamisme local qui ne semble pas assurer un renouvellement suffisant, susceptible de faire face à l'eutrophisation et ses incidences sur le fonctionnement écologique du proche littoral (Ounissiet *al.*, 1998 ; 1999). Ces auteurs ont montré que l'environnement côtier et ces peuplements sont fortement déséquilibrés du fait de la richesse des apports continentaux en contaminants (Ounissiet *al.*, 1998 ; 1999).

Jusqu'au début des années 1970, la surveillance de la contamination métallique du milieu marin reposait uniquement sur l'analyse chimique de l'eau. Cette méthode a atteint très rapidement ses limites du fait : (1) de la forte variabilité spatio-temporelle des masses d'eaux; (2) de la dilution des contaminants dans l'eau à l'origine de valeurs de concentrations se situant souvent près ou au-dessous des seuils de détection des instruments d'analyse, (3) de l'importante fluctuation des concentrations selon les courants marins et l'irrégularité des rejets (Boudouresque, 1983). En outre, cette technique analytique ne fournit pas d'informations sur la biodisponibilité des éléments traces métalliques pour les organismes et ne permet pas d'évaluer, ni même de prévoir, l'impact de ces substances sur les organismes ou, a fortiori, sur l'écosystème dans son ensemble (Lagadic *et al.*, 1998; Morillo *et al.*, 2005).

C'est dans ce contexte que [Goldberg et al., \(1978\)](#) proposent l'utilisation d'organismes pour évaluer la qualité du milieu et depuis est né le concept d'indicateur biologique.

[Blandin \(1986\)](#) définit un indicateur biologique (ou bio-indicateur) comme « ... un organisme ou un ensemble d'organismes qui - par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques - permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un éco-complexe et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées ».

Ainsi, l'intérêt des bio-indicateurs réside essentiellement dans le fait qu'en intégrant l'ensemble des paramètres environnementaux, ils mettent en évidence les conditions moyennes et non fugaces du milieu (diagnostic de la santé du milieu) et permettent ainsi de révéler la présence d'un déséquilibre au sein de l'écosystème ([Ramade, 1993](#)).

En méditerranée, deux des indicateurs biologiques, ou bioindicateurs, les plus largement étudiés sont la magnoliophyte marine *Posidonia oceanica* et la moule méditerranéenne *Mytilus galloprovincialis*. Les études portant sur ces deux espèces se sont essentiellement intéressées à la contamination par le Cr, le Ni, le Cu, le Zn, le Cd, le Pb (moules et posidonies), le Fe (posidonies), l'As, le V et l'Ag (moules) ([Golberget al., 1983](#) ; [Claisse et al., 2001](#) ; [Warnau et al., 1995](#) ; [Pergent-Martini, 1998](#) ; [Capiomontet al., 2001](#) ; [Ferrat et al., 2003a](#) ; [Lafabrie et al., 2007](#) ; [Conti et al., 2010](#) ; [Richir, 2012](#) ; [Belabed et al., 2013](#) ; [Amarouche et al., 2014](#) ; [Stanković et al., 2015](#))

Depuis quelques années, de nombreux travaux utilisant plusieurs espèces de magnoliophytes marines, ont été entrepris dans le cadre de la biosurveillance des écosystèmes côtiers ([Brix et al., 1983](#) ; [Augier, 1985](#) ; [Ward, 1987](#) ; [Maserti et al., 1988](#) ; [Pergent, 1991](#) ; [Phillips, 1994](#) ; [Abal et Dennison, 1996](#) ; [Fourqurean et al., 1997](#)). Du fait de leur large répartition géographique ([Den Hartog, 1970](#)), de leur longévité, de la permanence de leur population au cours des saisons, de leur facilité de prélèvement, de leur abondance, et de leur capacité à concentrer une vaste gamme de xénobiotiques ([Mc Roy et Helferich, 1980](#) ; [Ward, 1989](#)), les magnoliophytes marines apparaissent comme des organismes très intéressants dans le cadre d'une surveillance du milieu ([Boudouresque, 2006](#)).

S'il existe de nombreuses études sur les magnoliophytes, elles intéressent surtout les espèces *Posidoniaoceanica* et *Zostera marina*(Pergent-Martini et Pergent, 2000; Ferrat *et al.*, 2003b; Boudouresque, 2006 ; Lafabrie *et al.*, 2007, 2008a, 2008b).L'utilisation de « *Posidoniaoceanica* » fournit donc une vue d'ensemble de l'état de santé de l'environnement dont elle est issue (eau, sédiments, matières en suspension).

Or, l'évolution des technologies et des modes de consommations et la récente augmentation de l'extraction et de la production de ces éléments traces métalliques en réponse aux besoins croissants des pays en voies de développement, font de la pollution environnementale par les éléments traces un sujet d'actualité.

L'objectif global de ce travail était dès lors d'évaluer le potentiel bioindicateur de la posidonie dans le monitoring du Cu, Zn, Cr et Ni dans le Golfe d'Annaba.

PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS DE LA THESE :

Le golfe d'Annaba est un écosystème côtier dans lequel se jette l'Oued Seybouse, principal cours d'eau de 160 km de long qui draine un bassin versant d'une superficie de 5955 km² ; ce dernier est le siège d'activités industrielles et agricoles et d'une urbanisation en plein développement. Le littoral d'Annaba reçoit, par ailleurs, tous les rejets urbains de la ville d'Annaba et des agglomérations voisines proches du littoral ; il abrite aussi un port de pêche, de plaisance et de commerce (minerais et phosphate).

Le milieu et les ressources qui lui sont associées constituent un enjeu en matière d'économie et de santé publique. Ce développement des industries et des habitations le long de la frange littorale a augmenté la pression sur le milieu marin qui subit des dysfonctionnements liés directement à la contamination des compartiments biotiques et abiotiques. Suite à la prise de conscience de ces problématiques de présence et d'accumulation des polluants chimiques dans le milieu côtier, des réglementations et actions nationales et internationales ont été mises en place afin de préserver et restaurer le milieu naturel : Regional Sea Programmes initiés par UNEP (United Nations Environment Programme) avec des plans d'action dès 1975 pour la zone Méditerranéenne. La convention de Barcelone de la protection du milieu naturel contre la pollution (1976) a été adoptée et mise en vigueur en 1978. Divers autres protocoles et plans d'actions ont été mis en place.

La protection du milieu marin nécessite un contrôle de l'ensemble des apports à la mer, la gestion des ressources et la surveillance de la qualité des eaux littorales.

Ce travail a pour objectif fondamental l'évaluation du niveau de contamination du Golfe d'Annabapar les éléments traces métalliques (ETM) :zinc, cuivre, chrome et nickel; cette évaluation concerne les différents compartiments de l'écosystème : eau, sédiments et posidonie ; cette magnoliophyte marine accumule les polluants dissouts dans la colonne d'eau et ceux stockés, à plus long terme, dans le sédiment du fait de son enracinement sur le fond ; nous avons dès lors également mesurés leurs teneurs dans la colonne d'eau, dans le sédiment et dans divers compartiment de la posidonie (racine, rhizome, feuille juvénile, feuille intermédiaire et feuille adulte). Ce travail entre dans le cadre d'un projet de recherche CNEPRU intitulé « Bio-surveillance de la qualité du milieu marin à l'aide d'indicateurs biologiques et biochimiques » ayant comme code : D01N01UN230120140072.

ORGANISATION DU TAPUSCRIT :

Le tapuscrit comporte:

✚ Une introduction suivie par une partie« synthèse bibliographique »dont laquelle sont rassemblées les informations liées à la thématique traitée dans le cadre de cette thèse. Une somme d'informations sur les métaux lourds ou éléments traces métalliques, sur la contamination métallique des écosystèmes aquatiques, sur le comportement des éléments traces métalliques et leur biodisponibilité dans les différents compartiments ainsi que les risques toxicologiques qu'ils représentent pour la faune et la flore aquatique. Des informations sur les caractéristiques de la Méditerranée et celles du littoral algérien, et plus particulièrement le Golfe d'Annaba qui représente notre site d'étude.La fin de cette partie a porté sur les notions de bio indication et l'importance grandissante des bioindicateurs et leur emploi dans le processus de biosurveillance ; Pour compléter cette première partie, nous avons regroupé toutes les informations portant sur la biologie et l'écologie de *Posidoniaoceanica*, modèle biologique sur lequel se base toute cette étude.

✚ Une partie « expérimentale » dans laquelle sont regroupées sous le titre « matériel et méthodes » les informations relatives au Golfe d'Annaba, les stations de prélèvement, la fréquence de prélèvement et les méthodes analytiques utilisées pour le traitement des échantillons. Tout cela est suivi par les résultats concernant chaque compartiment, leurs interprétations et discussion. Une conclusion générale et des perspectives viennent clôturer cette partie qui sera suivie de la partie références bibliographiques.

Généralités sur les contaminants métalliques



I. Généralités

I.1. Les Contaminants métalliques

I.1.1. Définitions et caractéristiques

Les définitions des métaux lourds sont multiples et dépendent du contexte dans lequel on se situe ainsi que de l'objectif de l'étude à réaliser. D'un point de vue purement scientifique et technique, les métaux lourds peuvent être également définis comme :

- tout métal ayant une densité supérieure à 5,
- tout métal ayant un numéro atomique élevé, en général supérieur à celui du Sodium ($Z=11$),
- tout métal pouvant être toxique pour les systèmes biologiques.

Le géologue considérera comme métal lourd tout métal réagissant avec la pyrimidine. Dans le traitement des déchets liquides, les métaux lourds indésirables auxquels on s'intéresse principalement sont : As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Se, Zn. Dans les sciences environnementales, les métaux lourds associés aux notions de pollution et de toxicité sont généralement : As, Cd; Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, Zn. Enfin, dans l'industrie, on considère comme métal lourd tout métal de densité supérieure à 5, de numéro atomique élevé et présentant un danger pour l'environnement et /ou pour l'homme.

Les métaux lourds se trouvent dans notre environnement quotidien sous des formes chimiques très diverses. En effet, à côté des formes minérales les plus simples (par exemple le Pb^{2+}), les métaux lourds peuvent exister aussi sous forme organique, c'est-à-dire :

- combinés à un atome de carbone (exemple : le Plomb tétra-éthyl des essences)
- mais aussi sous forme de complexe (exemple le salicylate de plomb)
- ou encore sous forme de chélate (exemple : complexe de plomb EDTA).

L'Encyclopédie Universalis (2009) définit les métaux comme suit : « Le groupe des métaux rassemble environ soixante-quinze éléments de la table périodique dont il occupe toute la partie gauche. Structurellement, Les métaux se définissent comme les éléments comportant moins de quatre électrons sur la couche électronique de valence. Comme ces électrons sont facilement perdus pour former l'état stable, les métaux se caractérisent

fondamentalement comme donneurs d'électrons. De cet aspect de leur comportement électronique découlent leurs propriétés physiques et chimiques ».

On appelle en général « métaux lourds » les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5 g.cm^{-3} (Holleman et Wiberg, 1985). La classification en métaux lourds est souvent discutée car certains métaux ne sont pas particulièrement « lourds » (cas du zinc) et certains éléments ne sont pas tous des métaux (cas de l'arsenic). Pour ces différentes raisons, la plupart des scientifiques préfèrent à l'appellation « métaux lourds », l'appellation « éléments en traces métalliques » (ETM) ou par extension « éléments traces » ou « métaux traces » (Chiffolleau *et al.*, 2001).

La définition pour le terme métalloïde est la suivante : « Terme, aujourd'hui désuet, utilisé pour désigner, dans la classification périodique, les éléments chimiques dont les propriétés sont intermédiaires entre celles des métaux et celles des non-métaux. Pour ces éléments, la couche électronique de valence comporte plus de quatre électrons, auxquels peuvent s'ajouter des électrons pour former l'état stable ».

Les métaux et les métalloïdes sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, généralement en très faibles quantités. On parle ainsi souvent « d'éléments en traces métalliques » ou d'ETM.

Si les ETM sont souvent indispensables au métabolisme des êtres vivants (oligo-éléments comme le Fer, le Cuivre, le Zinc et le Nickel), certains ne sont pas nécessaires à la vie (comme le Plomb et le Cadmium). Ils sont cependant tous potentiellement toxiques au-dessus d'un certain seuil (Kucuksezgin *et al.*, 2006). Cette toxicité est variable selon leur nature et leur mode de pénétration dans l'organisme (Bouquegneau, 1980).

I.1.2. Les ETM en milieu marin

La présence d'ETM dans le milieu marin résulte à la fois :

- De processus naturels, principalement via l'érosion des sols et des roches (Ralph *et al.*, 2006), mais également des dépôts atmosphériques (poussières provenant des éruptions volcaniques et des incendies de forêts (Joiris *et al.*, 1999).
- De l'activité anthropique avec les rejets urbains, les effluents industriels, les exploitations minières, les activités agricoles (Ralph *et al.*, 2006). Les utilisations, les sources mais également les impacts environnementaux des ETM sont multiples (Tableau 1).

La biodisponibilité des ETM en milieu marin est influencée par de nombreux paramètres biotiques et abiotiques comme le pH de l'eau et des sédiments, la taille des particules en suspension, le potentiel redox, la matière organique dissoute, la température de l'eau, la salinité et la concentration des autres métaux (Ralph *et al.*, 2006). Ces paramètres physico-chimiques ont une grande influence sur les phénomènes de disponibilité des ETM. En effet, ceux-ci peuvent :

- Rester en solution,
- Etre adsorbés sur des particules sédimentaires,
- Précipiter sur le fond,
- Ou être ingérés (absorbés) par les organismes et s'accumuler ainsi dans leurs tissus jusqu'à atteindre des concentrations toxiques (Ifremer, 2001 ; Ralph *et al.*, 2006).

Tableau 1 : Utilisations et sources (naturelles et anthropiques) de quelques ETM et de leurs dérivés (Cr : chrome ; Cu : cuivre ; Ni : nickel ; Zn : zinc) (Lafabrie, 2007 ; modifié)

ETM	Utilisations	Sources	Références bibliographiques
Cr	<ul style="list-style-type: none"> - Métallurgie : alliages ferreux et non ferreux - Industrie chimique : chromage, tannage des cuirs, conservation du bois, peintures, bandes magnétiques, industrie photographique, etc. - Industrie de réfraction (briques réfractaires) 	<ul style="list-style-type: none"> - Composant important de la croûte terrestre - Industrie chimique et autres industries - Combustion de gaz naturel, d'huile et de charbon - Industrie de tannage du cuir - Industrie textile 	Chiffolleau, 1994 ; Nriagu & Nieboer, 1988 ; O'Driscoll, 1999 ; Papp, 2001 ; Kowalski, 2002 ; INERIS, 2005b ; Sankaramakrishnan <i>et al.</i> , 2006
Cu	<ul style="list-style-type: none"> - Métallurgie (fabrication d'alliages) - Industries électrique et automobile - Plomberie - Equipements industriels - Industrie chimique (peintures « anti-fouling », pigments, encres, etc.) - Agriculture (fongicide, insecticide, etc.) - Divers : conservation du bois, raffinage de métaux, industrie pétrolière, tannage du cuir, etc. 	<ul style="list-style-type: none"> - Élément ubiquitaire dans l'environnement - Activités volcaniques et feux de forêts - Décompositions végétales et aérosols marins - Industrie du cuivre et des métaux en général - Industrie du bois - Incinération des ordures ménagères - Combustion de charbon, d'huile et d'essence - Activités agricoles (fertilisants, fongicides, etc.) - Rejets d'eaux usées 	Turnlund, 1998 ; Goyer et Clarkson, 2001 ; INERIS, 2005c
Ni	<ul style="list-style-type: none"> - Production d'aciers - Electro-placage au nickel - Fabrication de batteries alcalines - Production d'alliages non ferreux (fabrication de pièces de monnaie, etc.) - Divers : pigments, colorants, catalyseur en chimie, etc. 	<ul style="list-style-type: none"> - Composant de la croûte terrestre - Combustion de charbon ou de fuel - Incinération des déchets - Epanchage des boues d'épuration - Activités industrielles 	Mc Ilveen et Negusanti, 1994 ; INERIS, 2006d ; Lock <i>et al.</i> , 2007 ; Zaidi <i>et al.</i> , 2006
Zn	<ul style="list-style-type: none"> - Revêtements de protection contre la corrosion - Composant de divers alliages - Equipements pour automobiles et chemins de fer - Industrie chimique : agent réducteur et réactif en chimie, pigments, peintures anti salissures, etc. - Agriculture (fertilisants et pesticides) - Divers : fonderie, soudure, industrie cosmétique et pharmaceutique, industrie du caoutchouc, du papier, des textiles, production de fongicides, etc. 	<ul style="list-style-type: none"> - Composant de l'écorce terrestre - Eruptions volcaniques et feux de forêts - Emission d'aérosols marins - Activités minières - Activités industrielles - Epanchages agricoles - Incinération des ordures 	INERIS, 2005d

I.1.3. Propriétés des ETM

I.1.3.1. Le zinc

Le zinc est un élément chimique métallique, bleuâtre, de symbole **Zn** et de NA **30**. Il s'agit d'un oligo-élément indispensable au développement de la vie, son utilisation est variable et multiple ; une grande partie de la pollution provient de la métallurgie. Sa toxicité pour les organismes marins n'est pas prouvée, sauf à de fortes concentrations, il agit sur la reproduction des moules et la croissance larvaire.

Il est assez présent dans la croûte terrestre, on ne le trouve pas à l'état libre dans la nature, mais sous forme d'oxyde de zinc (ZnO), de silicates (2ZnO, SiO₂, H₂O), de carbonates de zinc (ZnCO₃)...etc. A l'état pur le zinc est un métal cristallin, insoluble dans l'eau. Son origine artificiel ne peut être qu'industrielle.

Il est principalement utilisé comme revêtement protecteur anti-corrosif des aciers, on le trouve également dans les plaques des piles électriques sèches et il est utilisé dans le traitement des eaux industrielles.

Il est souvent associé au plomb et au cadmium dans les minerais, avec une teneur variant de 4 à 20 %. Le minerai principal est la blende, sulfure de zinc (ZnS). Il est produit principalement suivant un procédé hydro-métallurgique ou encore pyro-métallurgique.

Le zinc est principalement utilisé pour les revêtements de protection des métaux contre la corrosion (galvanoplastie, métallisation, traitement par immersion). Il entre dans la composition de divers alliages (laiton, bronze, alliages légers). Il est utilisé dans la construction immobilière, les équipements pour l'automobile, les chemins de fer et dans la fabrication de produits laminés ou formés. Il constitue un intermédiaire dans la fabrication d'autres composés et sert d'agent réducteur en chimie organique et de réactif en chimie analytique.

Le zinc principalement sous forme de sulfure (blende) est assez uniformément distribué dans les roches magmatiques (40 à 120 mg.kg.). Sa concentration est un peu plus élevée dans les sédiments argileux (80 à 120 mg/kg), alors qu'elle est plus faible dans les roches mères sableuses.

Il entre naturellement dans l'atmosphère à partir du transport par le vent de particules du sol, des éruptions volcaniques, des feux de forêts et d'émission d'aérosols marins.

Les apports anthropiques de zinc dans l'environnement résultent des sources minières industrielles (traitement minéral, raffinages, galvanisation du fer, gouttières de toitures, piles électriques, pigments, matières plastiques, caoutchouc), des épandages agricoles (alimentation animaux, lisiers) et des activités urbaines (trafic routier, incinération ordures).

Dans les zones portuaires, le zinc est introduit à partir de la dissolution des anodes destinées à la protection des coques de bateaux contre la corrosion ; il est contenu dans certaines peintures antisalissure.

Propriétés biologiques et toxicité

Comme le cuivre, le zinc est un métal essentiel, nécessaire à la vie d'un grand nombre d'organismes, en quantité généralement faible (Rengel, 1999).

Le zinc est l'un des oligo-éléments les plus abondants chez l'homme (besoins 15 mg/jour). Il intervient au niveau de la croissance, du développement osseux et cérébral, de la reproduction, du développement foetal, du goût et de l'odorat, des fonctions immunitaires et de la cicatrisation des blessures (NAS/NRC, 1989).

A de fortes concentrations, il devient toxique pour les végétaux et les animaux et constitue de ce fait un contaminant majeur pour le milieu terrestre et aquatique (Barak et Helmke, 1993 ; Hemalatha *et al.*, 2006).

I.1.3.2. Le cuivre

 Elément chimique métallique de couleur rouge-brun, de symbole **Cu** et NA 29. Il est indispensable au métabolisme des êtres vivants (oligo-éléments). L'ion Cu^{2+} forme de nombreux complexes stables avec des ligands minéraux, comme les chlorures ou l'ammonium, ou avec des ligands organiques (ATSDR, 1990 ; Dameron et Howe, 1998). Dans les milieux aqueux, le comportement du cuivre est influencé par de nombreux processus :

- Complexation avec des ligands organiques (surtout sur les groupes NH_2 et SH , et dans une moindre mesure sur le groupe OH) ou minéraux,
- Adsorption sur des oxydes métalliques, des argiles ou des matières organiques particulaires,
- Bioaccumulation, présence de cations de compétition (Ca^{2+} , Fe^{2+} , Mg^{2+}).
- Echanges entre les sédiments et l'eau (ATSDR, 1990 ; Dameron et Howe, 1998).

L'oxyde cuivreux Cu_2O est insoluble dans l'eau alors que les formes CuSO_4 , $\text{Cu}(\text{OH})_2$ et CuCl_2 le sont. La majorité du cuivre rejeté dans l'eau est sous forme particulaire et tend à se déposer, à précipiter ou à s'adsorber à la matière organique, au fer hydraté, aux oxydes de manganèse ou aux argiles. Dans l'eau, le cuivre particulaire représenterait de 40 à 90 % du cuivre (ATSDR, 1990). Après introduction du cuivre dans le milieu aquatique, l'équilibre chimique est généralement atteint en 24 heures.

sources naturelles et anthropiques du cuivre

Le cuivre existe à l'état natif et est extrait d'une grande variété de minerai. Il se rencontre surtout sous forme de sulfures CuS et Cu_2S dans la tétrahédrite et l'énargite, et sous forme d'oxydes. Le minerai le plus important est la chalcopirite. La teneur en cuivre dans les minerais varie de 0,5 à 5 %. Elle est de 0,01 % dans les roches volcaniques et de 0,0055 % dans les roches cristallines.

Le cuivre est l'un des métaux les plus employés à cause de ses propriétés physiques et de sa conductibilité électrique et thermique. Il est utilisé dans la métallurgie, dans la fabrication des alliages de bronze (avec étain), de laiton (avec zinc) ou de bijouterie (avec or et argent).

Il est très largement employé dans la fabrication de matériels électriques (fils, enroulements de moteurs, transformateurs), dans la plomberie, dans les équipements industriels, dans l'automobile et en chaudronnerie.

L'acétate de cuivre est utilisé comme catalyseur, notamment dans la fabrication de caoutchouc, comme pigments pour les céramiques et les teintures, comme fongicide et comme insecticide.

Le chlorure cuivrique est employé comme catalyseur, agent désodorisant, désulfurant ou purifiant, fixateurs pour la photographie. Il est utilisé pour la production de couleurs dans les compositions pyrotechniques ou encore pour la conservation du bois et le raffinage des métaux. Aussi, le sulfate de cuivre anhydre est utilisé en analyse pour la détection et l'élimination de traces d'eau provenant des alcools.

La forme hydratée est utilisée comme fongicide agricole, bactéricide et herbicides. Il entre aussi dans le traitement des vignes.

Le cuivre est présent dans l'environnement de manière ubiquiste. Sa concentration dans l'écorce terrestre est estimée à environ 70 mg/kg.

Le transport par le vent des poussières de sol, les éruptions volcaniques, les décompositions végétales, les feux de forêts et les aérosols marins constituent les principales sources naturelles d'exposition.

Les principales sources anthropiques sont l'industrie du cuivre et des métaux en général, l'industrie du bois, l'incinération des ordures ménagères, la combustion de charbon, d'huile et d'essence et la fabrication de fertilisants (phosphate).

Le milieu environnemental le plus exposé au cuivre est le sol ; 97 % du cuivre libéré dans l'environnement s'y retrouve contre seulement 3 % dans les eaux et 0,04 % dans l'air (ATSDR, 1990).

La contamination des sols est due principalement aux résidus d'extraction et de broyage des minerais de cuivre, les boues des usines de traitement des eaux usées, les déchets de la galvanoplastie, l'industrie du fer et de l'acier.

Dans les eaux, le cuivre provient pour la majeure partie de l'érosion des sols par les cours d'eau (68 %), de la contamination par le sulfate de cuivre (13 %) et des rejets d'eaux usées qui contiennent encore du cuivre, même après traitement.

La viticulture, principale monoculture dans la région méditerranéenne constitue une source potentielle de pollution métallique. Divers fongicides à base de cuivre sont, par exemple, largement utilisés pour protéger la vigne.

En plus, dans la zone Méditerranéenne, l'importance du ruissellement et de l'érosion est susceptible d'accroître les transferts vers les eaux superficielles des produits phytosanitaires issus du traitement de la vigne, le cuivre inclus. Par conséquent, ce métal, connu pour son effet fongicide sur les végétaux, se retrouve présent dans l'écosystème aquatique récepteur et peut être à l'origine de perturbations au niveau des populations (Bae et Freeman, 2007).

Propriétés biologiques et toxicité du cuivre

Le cuivre est indispensable au métabolisme des êtres vivants (Clemens, 2001 ; Muñoz-Olivas et Cámara, 2001 ; Gaetke et Chow, 2003 ; Elisabetta et Gioacchino, 2004). Le cuivre est un élément essentiel chez l'homme et l'animal. Il est impliqué dans de nombreuses voies métaboliques, notamment pour la formation d'hémoglobine et la maturation des polynucléaires neutrophiles. De plus, il est un cofacteur spécifique de nombreuses enzymes et métalloprotéines de structure intervenant dans un métabolisme oxydatif, la respiration cellulaire, la pigmentation (OMS.IPCS, 1998). Il a une importance capitale dans l'entretien des processus biologiques. Chez les mollusques, le sang renferme un pigment respiratoire à base de cuivre, l'hémocyanine.

Cependant, en excès, il peut interférer avec de nombreux processus physiologiques et devenir alors toxique (De Vos *et al.*, 1991 ; Fernandes et Henriques, 1991 ; Ouzounidou *et al.*, 1992 ; Chang et Sibley, 1993). Chez l'homme, une forte exposition au cuivre entraîne des cirrhoses du foie, des épisodes d'hémolyse et dommages au niveau des reins, du cerveau et d'autres organes (Winge et Mehra, 1990 ; Goyer et Clarkson, 2001). La toxicité vis à vis des organismes marins dépend de la forme chimique du cuivre et de son état d'oxydation. En particulier, la concentration létale en 48 h pour 50 % des larves d'huîtres plates serait de 1 à 3 µg/L et des inhibitions de croissance du phytoplancton se produisent à partir de 4 µg/l.

Les caractéristiques physico-chimiques du milieu (pH, dureté, teneurs en autres éléments inorganiques) agissent sur le degré de dissociation entre les formes métalliques et ioniques. Le cuivre complexé est moins toxique que le cuivre à l'état ionique.

I.1.3.3. Le chrome

✚ Le chrome est un élément chimique de symbole **Cr**, et de NA **24**. Son étymologie vient du grec : *chroma* signifiant couleur, car les composés du chrome sont différemment colorés.

- Le chrome fait partie de la série des métaux de transition. C'est un métal dur, d'une couleur gris acier argenté. Il résiste à la corrosion et au ternissement.

- Les états d'oxydation les plus communs du chrome sont $+2$, $+3$, et $+6$; $+3$ étant le plus stable et les $+4$ et $+5$ sont relativement rares.

- Les composés du chrome d'état d'oxydation $+6$ (chrome hexavalent) sont de puissants oxydants (Brown, 1971).

Le chrome est essentiellement obtenu à partir de la chromite, minéral du type spinelle ; ce dernier est un minéral assez répandu sur le globe. Dans ce minéral le chrome est pratiquement toujours associé au magnésium sous forme de chromite de fer FeCr_2O_4 mais peut être également associé au magnésium sous forme de chromite de magnésium (MgCr_2O_4).

On y trouve également de l'oxyde d'aluminium Al_2O_3 et de la silice. D'après Sittig (1976), le chrome représente 0,037% de la croûte terrestre.

✚ Il existe un grand nombre de combinaisons du chrome ; ces composés ayant un éventail très large d'applications dans les industries les plus diverses. Les combinaisons du chrome sont subdivisées en deux grands groupes :

- Les combinaisons du chrome trivalent, le chlorure chromique, le nitrate de chrome, l'acétate de chrome.

- Les combinaisons de chrome hexavalent dont principalement l'acide chromique ou plus exactement le trioxyde de chrome, mais aussi les chromates de baryum, de zinc, de plomb et les bichromates d'ammonium et de potassium.

✚ Le chrome est utilisé dans la fabrication des couleurs et laques et des films, la galvanisation, la corrosion, le bois, le cuir, les métaux, les textiles, la pharmacie, l'électricité, polissage...

✚ Propriétés biologiques et toxicité du chrome

Le chrome est un élément trace dit essentiel. Le chrome trivalent est un oligo-élément essentiel pour le métabolisme du sucre chez l'être humain. Une déficience en chrome peut affecter le potentiel de l'insuline à réguler le niveau de sucre dans l'organisme. L'impact immédiat de sa présence dans le milieu marin se manifeste par sa concentration dans les différents organismes aquatiques.

Des études ont montré qu'une alimentation adéquate en chrome améliore la croissance et la longévité tout en favorisant un bon métabolisme du glucose, des lipides et des protéines.

Il peut néanmoins être toxique selon l'état physico-chimique dans lequel il se trouve (Zhang et Li, 1987 ; Smith *et al.*, 1989 ; Katz et Salem, 1994 ; Elbetieha et Al-Hamood, 1997 ; Uzun *et al.*, 2002 ; Goyal *et al.*, 2003). Sous la forme Cr(VI), forme apparaissant la plus toxique, il est considéré comme un danger réel pour l'environnement (Suzuki *et al.*, 1992) puisqu'il peut entraîner des effets mutagènes et carcinogènes chez les êtres vivants (Kaim et Schwederski, 1994 ; McLean et Beveridge, 2001). D'après le « Water Quality Criteria » (1963), les poissons seraient plus résistants que les autres espèces aquatiques aux sels de chrome. Il est démontré que le chrome hexavalent est plus toxique pour les poissons que le chrome trivalent. Chez la carpe, le chrome a tendance à s'accumuler principalement dans le foie et les reins (Renholdt *et al.*, 1976).

I.1.3.3. Le Nickel

Le nickel est un élément chimique de symbole **Ni**, et de NA **28**. Selon Granier, (1975), le nickel occupe la 23^{ème} place dans l'ordre d'abondance des éléments minéraux dans la croûte terrestre. Il représente environ 0,016 % de celle-ci. Malgré cette abondance relative, les minerais exploitables économiquement ne sont localisés qu'au niveau de quelques sites. Les deux principales formes sous lesquelles le nickel est exploité sont les amas sulfurés et les latérites nickélicifères (Sittig, 1976).

Le nickel trouve une large gamme d'utilisation dans le domaine industriel. Une grande partie de la consommation de Ni sert à la production d'alliages avec le cuivre, le fer, le manganèse, le zinc, le chrome, le molybdène...l'acier inoxydable contient de 3 à 35 % de Ni et les alliages cuivre-nickel contiennent environ 70% de Ni. Les alliages sont utilisés, en raison de leur grande résistance à la corrosion, dans les circuits d'eau de mer (unités de dessalement de l'eau de mer).

Le nickel est aussi utilisé pour la fabrication d'aciers spéciaux résistants à la corrosion et à la chaleur. Sous forme d'alliage, le nickel sert également à la fabrication de pièces de monnaie.

Selon Branch, (1973), le nickel est employé aussi dans bon nombre d'autres applications industrielles dont notamment : Le revêtement électrolytique ou chimique, la préparation de catalyseurs largement utilisés pour l'oxydation et la réduction de composés organiques, le séchage des huiles, la purification des eaux résiduaires, La production de céramiques et de verre, la production de batteries ...etc.

La principale source de rejet de nickel dans les eaux résiduaires industrielles est représentée par l'industrie métallurgique, notamment les opérations de revêtement faisant intervenir le nickel. Les eaux usées provenant de revêtement contiennent des sels de nickel, principalement les formes sulfates et chlorures.

Le nickel se trouve en moindre importance, dans les eaux résiduaires de raffineries d'argent, des fabriques d'acier, des fonderies, des industries automobile et aéronautique, des fabriques de peintures.

Le nickel se trouve aussi dans les eaux de ruissellement en milieu urbain. Le salage des routes en période hivernale contribue à augmenter de façon notable la teneur en nickel des eaux de ruissellement.

Effets biologiques et toxicité

Le nickel est classé parmi les éléments traces dits essentiels (Marschner, 1995 ; Muñoz-Olivas et Camara, 2001). En excès, il peut néanmoins inhiber certains processus biochimiques au niveau des systèmes biologiques (Bhuiya et Cornfield, 1972 ; Cornfield, 1977). Chez l'homme, il peut causer des allergies de contact et être à l'origine d'eczéma des mains (Vahter et al., 2007).

D'après le Water Quality Criteria, le nickel apparaît moins toxique à la vie aquatique que le cuivre et le zinc. Il semble néanmoins plus toxique pour les poissons que le fer et le manganèse. Des études réalisées par Friedrich et Filice, (1976) sur l'accumulation du nickel chez un mollusque bivalves d'eau de mer ont montré que pour des concentrations en nickel comprise entre 0,018 mg/L et 0,03 mg/L, il n'y a pas d'accumulation significative du nickel dans les tissus des organismes exposés. Celle-ci devient significative pour des concentrations comprises entre 0,03 et 0,107 mg/L.

L'ingestion quotidienne, à partir de l'alimentation et les boissons, varie de 300 à 600 µg/jour pour un adulte. Certaines boissons peuvent contribuer de manière importante à l'apport de nickel à l'organisme : thé, café, qui peuvent contenir jusqu'à 100 µg Ni/100 g.

D'après les analyses effectuées sur plusieurs groupes d'êtres humains, le nickel absorbé par l'organisme, suite à une ingestion orale, se trouve surtout dans le foie, les reins, l'aorte, le cœur, la rate et le cerveau (Friedrich et Filice, 1976).

La toxicité du nickel se manifeste plutôt lorsqu'il est administré par injection ou lorsqu'il est inhalé. Le carbonyle du nickel est le seul composé reconnu pour être systématiquement toxique vis à vis de l'homme. De nombreux cas d'empoisonnement par ce produit ayant été répertoriés chez les ouvriers de l'industrie du nickel. Les principales lésions sont une hémorragie et un œdème pulmonaire ainsi qu'une hémorragie cérébrale.

Le carbonyle de nickel d'autre part est reconnu comme étant un élément carcinogène touchant principalement les voies respiratoires (poumons, cavité nasale).

Les normes européennes fixent à 0,05mg de nickel /l d'eau de consommation (selon la directive du conseil des communautés européennes du 16 juin 1975).

I.1.4. Les ETM dans L'environnement

Les ETM étudiés au cours de ce travail sont présents naturellement dans l'environnement et notamment dans la croûte terrestre, comme le montre le tableau suivant (Tableau 2).

Tableau 2 : Présence des ETM étudiés dans l'environnement et notamment la croûte terrestre (Blanquet *et al.*, 2004)

ETM	Présence dans l'environnement
Chrome (Cr)	Elément peu répandu dans la croûte terrestre 102 mg/kg
Cuivre (Cu)	Présent dans la croûte terrestre : 45-70 mg/kg
Nickel (Ni)	Présent dans les roches sédimentaires : 20 - 40mg/kg et dans les roches volcaniques : > 100mg/kg.
Zinc (Zn)	Présent dans la croûte terrestre : 70-132 mg/kg

D'un point de vue pollution environnementale, les éléments métalliques peuvent être classés suivant trois critères : 1) non critique, 2) toxique mais très rare ou très soluble et 3) très toxique et relativement accessible. Une telle classification est présentée dans le tableau suivant (Tableau 3) (Förstner et Wittmann, 1981)

Tableau 3 : Classification de quelques métaux selon leur toxicité et disponibilité (Förstner et Wittmann 1981).

Non critique	Toxique mais très					
	soluble ou très rares			Très toxique et relativement accessible		
Na	Li	Ba	Ga	Be	As	Au
K	Rb	Hf	La	Co	Se	Hg
Mg	Sr	Zr	Os	Ni	Te	Ti
Ca	Al	W	Rh	Cu	Pd	Pb
Fe	Si	Nb	Ir	Zn	Ag	Sb
		Ta	Ru	Sn	Cd	Bi
		Re			Pt	

Certains éléments métalliques, comme Cu, Zn, Co, Fe, Mn, Ni, Cr, V, Mo, Se, Sn, sont essentiels pour les organismes : ce sont les oligo-éléments. (La liste des oligo-éléments a été établie par l'OMS (WHO, 2003), soit 21 éléments dont 14 métaux). Indispensables en quantités minimales, l'augmentation de leur concentration dans l'environnement peut aboutir à des phénomènes de toxicité (Tableau 4 et Tableau 5).

D'autres éléments ne sont pas nécessaires pour les organismes mais présentent des effets toxiques et leur présence est d'autant plus aggravée par l'activité humaine : ce sont principalement le plomb, le mercure et le cadmium (Sigg *et al.* 2001).

Tableau 4 : Principaux effets associés aux ETM étudiés et les recommandation de l'OMS
([Blanquet et al., 2004](#))

ETM	Principaux effets	Recommandation OMS
Cu	Peu toxique envers les animaux mais toxique envers les plantes et les algues à des niveaux modérés	2 mg/l
Ni	Allergies de peaux, maladies respiratoires, possible cancérigènes	20 µg/l
Zn	Toxique pour les végétaux à de fortes teneurs	Non précisé

Tableau 5 : Propriétés connues des ETM étudiés pour les organismes vivants ([Blanquet et al., 2004](#)).

Métal	Propriétés connues pour les organismes vivants
Cobalt (Co)	Présent dans la vitamine B12 intervenant dans la formation de l'hémoglobine
Cuivre (Cu)	Présent dans les cytochromes et l'hémocyanine, molécules impliquées dans la respiration cellulaire
Nickel (Ni)	Composant de l'uréase et fait donc partie du cycle de CO ₂
Plomb (Pb)	Non essentiel pour les organismes vivants
Zinc (Zn)	Nécessaire au fonctionnement des déshydrogénases, transphosphorylases, ARN et ADN polymérase et autres...

I.1.5. Eléments traces métalliques et réglementation

Face à la généralisation de la contamination de la biosphère par des quantités toujours croissantes de polluants d'origines diverses, les pouvoirs publics, tant au niveau national qu'international, ont décidé d'œuvrer à la mise en place de mesures et réglementations (Tableau 6).

Tableau 6 : ETM inscrits dans la Directive Cadre Eau (DCE ; Decision N° 2455/2001/EC ; EC, 2001), le programme 33/50 de l'United States Environmental Protection Agency (US EPA ; **US Environmental Protection Agency, 1999**) et la Convention OSPAR (**OSPAR ; Commission OSPAR, 2006**) (Lafabrie, 2007).

	Ag	As	Cd	Co	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Zn
DCE			X				X	X	X	
USEPA			X			X	X	X	X	
OSPAR			X				X		X	

I.1.6. Évaluation de la contamination métallique dans le milieu marin

Jusqu'au début des années 1970, la surveillance de la contamination métallique du milieu marin reposait uniquement sur l'analyse chimique de l'eau. Cette méthode a atteint très rapidement ses limites du fait de :

- la forte variabilité spatio-temporelle des masses d'eaux (*Ostapczuk et al., 1997*) ;
- la dilution des contaminants dans l'eau à l'origine de valeurs de concentrations se situant souvent près ou au-dessous des seuils de détection des instruments d'analyse,
- l'importante fluctuation des concentrations selon les courants marins et l'irrégularité des rejets (*Boudouresque, 1993 ; Rainbow, 1995*). En outre, cette technique analytique ne fournit pas d'informations sur la biodisponibilité des éléments en traces métalliques pour les organismes et ne permet pas d'évaluer, ni même de prévoir, l'impact de ces substances sur les organismes ou, *a fortiori*, sur l'écosystème dans son ensemble (*Lagadic et al., 1998 ; Morillo et al., 2005*). C'est dans ce contexte que *Goldberg (1975)* propose l'utilisation d'organismes pour évaluer la qualité du milieu et que naît le concept d'indicateur biologique.

I.2. La Méditerranée

La Méditerranée est une mer intérieure profonde, semi-fermée, tempérée, avec un plateau continental étroit qui possède, malgré sa faible productivité, une forte diversité biologique. Elle se présente au plan structurel comme un ensemble de deux bassins (Occidental et oriental) séparés par un seuil dont la profondeur entre la Sicile et la Tunisie ne dépasse pas les quatre cents mètres. Cette mer présente une circulation profonde déficiente et a jusqu'à sa plus grande profondeur, une température qui est voisine de celle de l'Océan Atlantique au détroit de Gibraltar (Richir, 2012).

I.2.1. Le littoral méditerranéen

La Méditerranée dans son ensemble compte environ 45 000 km de côtes. La population totale des pays côtiers méditerranéens est de 450 millions d'habitants environ (7% de la population mondiale) à laquelle il faut ajouter environ 200 millions de touristes internationaux. Avec près de la moitié de la population méditerranéenne vivant près des côtes, le littoral méditerranéen figure parmi les secteurs les plus densément peuplés et les plus fortement urbanisés de la planète (Fig.3). D'ici 2025, ce pourcentage d'occupation des côtes devrait passer de 50% à 88%, et l'artificialisation de son littoral de 40 à 50% (Plan Bleu, 2009).

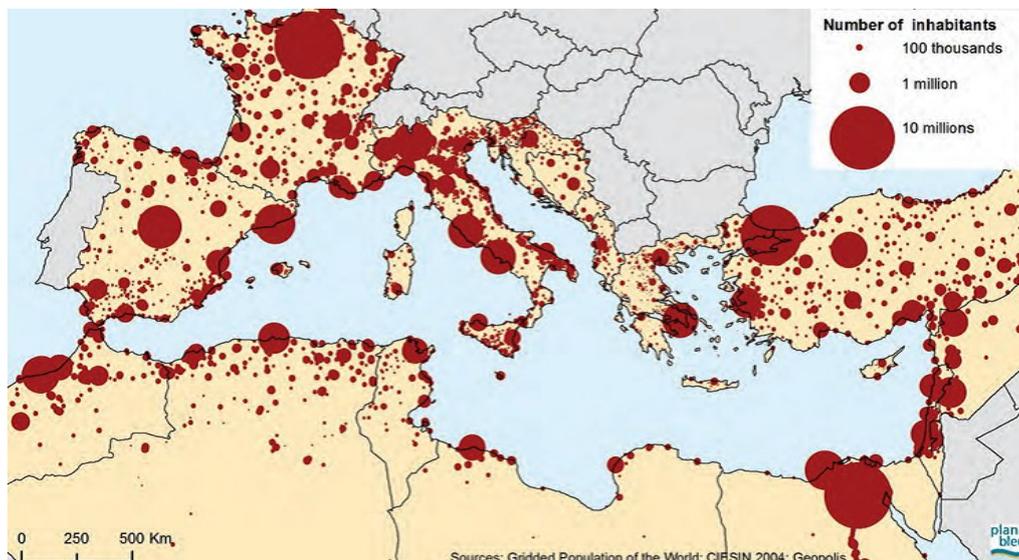


Figure 3 : Répartition des habitants des pays méditerranéens (CIESIN 2004).

Ce surdéveloppement a pour corollaire une augmentation de la pression anthropique et de l'impact environnemental, avec une raréfaction des zones pristes, zones où l'environnement est à l'état pur et non atteint par l'anthropisation, menace rendue encore plus réelle avec le réchauffement climatique.

Les activités humaines intenses, en particulier dans les zones côtières qui entourent les mers fermées et semi-fermées, mènent toujours dans le long terme à des impacts environnementaux importants qui se traduisent sous forme de dégradation des mers et côtes avec une augmentation du risque de dommages plus importants (Papathanassiou et Gabrielides 1999) (Fig.4).

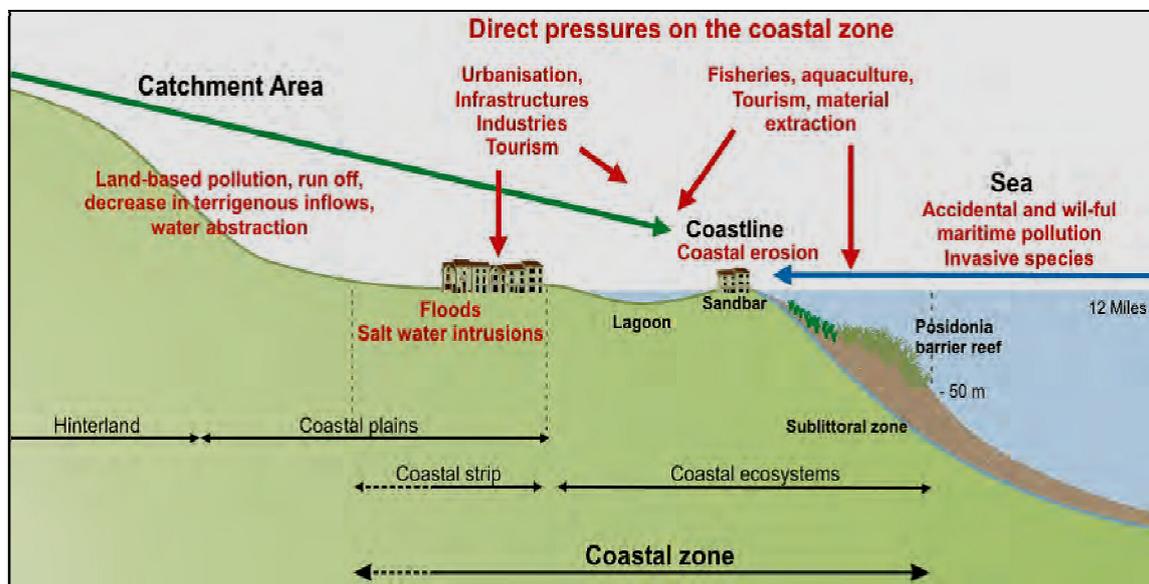


Figure 4 : Pressions anthropiques exercées sur la zone littorale (UNEP/MAP-Plan Bleu, 2009)

I.2.2. Caractéristiques générales de la Méditerranée

Les eaux de la Méditerranée présentent une température d'environ 13°C depuis – 350 m au seuil de Gibraltar, jusqu'à ses plus grandes profondeurs. La Méditerranée est considérée comme une mer tempérée chaude. A partir de – 50 m et durant toute l'année la température est de 13°C pour une salinité moyenne de 38 ‰ (Tableau 7). En surface les eaux peuvent atteindre 28°C en été. L'insolation, souvent très vive en été, augmente la température de la mer au contact du rivage, en hiver, la terre étant plus froide que la mer, l'inverse se produit

(pendant des hivers très rigoureux, on a vu de la glace se former au niveau du rivage dans le golfe de Salonique et des bassins du port de Marseille). En dessous de la surface, en particulier, dans les premiers 50 m, la chute de température est assez rapide. C'est une mer relativement profonde dont la profondeur moyenne est estimée à 1500 m. Le point le plus profond de la Méditerranée se développe sur 4000 Km d'Est en Ouest et sa largeur la plus grande est de 800 Km (entre le fond du golfe de Gênes et la Tunisie) et seulement de 138 Km entre la Sicile et la Tunisie (Thibaut, 2001).

Tableau 7 : Les caractéristiques générales de la Méditerranée

Superficie	3 millions de km² (mer Noire comprise)
Volume	3,7 millions km ³
Profondeur	- Moyenne 1370 m - Maximum 5121 m (fosse de Matapan (Grèce))
Marée	0,40 m en moyenne
Température	- La température de l'eau en surface variable suivant la saison (entre 21 et 30° l'été et entre 10 et 15 ° l'hiver) - elle augmente d'ouest en est - à partir de 100 à 200 m la température devient constante ($\pm 13^\circ$)
Salinité	- en moyenne 38 ‰ - elle augmente d'est en ouest (de 37‰ à 39‰)
Principaux fleuves	Le Nil (Egypte) - Le Pô (Italie) - L'Ebre (Espagne) - Le Rhône (France) Le débit moyen pour les 69 fleuves aboutissant en méditerranée 283 km ³ /an
Echange des eaux	Renouvellement : 90 ans (entre 77 et 107 ans) Brassage vertical : 250 ans
Climat	Il est tempéré : - automne pluvieux - hiver doux - printemps pluvieux - été chaud et sec

Bilan hydrique

Le bilan hydrique de la Méditerranée est négatif : les eaux sont soumises à une forte évaporation qui n'est pas compensée par les apports et les précipitations. Ce sont les arrivées d'eaux importantes de l'Océan Atlantique qui compensent ce déficit (les eaux mettant près d'un siècle à se renouveler). Cette entrée est à l'origine du courant qui longe les côtes d'Afrique du Nord avant de se diviser en plusieurs branches. Le retour des masses d'eau vers Gibraltar le long des côtes d'Italie et de France est connu sous le nom de courant Liguro - Provençal.

Du fait des caractéristiques générales de la Méditerranée (Tableau 7), les coefficients de marées sont quasi inexistantes. En effet, l'amplitude des marées est très faible, environ 40 cm, sauf dans des régions particulières (nord Adriatique et golfe de Gabès).

En Méditerranée et en Mer noire, la construction de barrages sur le Nil et sur le Danube a eu de graves conséquences sur la géochimie des mer et même sur le bilan hydrologique de la Méditerranée (Humborg *et al.*, 1997 ; Milliams, 1997 ; Johnson, 1997). En plus de ces célèbres travaux, Bétoux *et al.*, (2002) montrent que la Méditerranée connaît des changements sur plusieurs niveaux hydrologiques, élévation de la température, des teneurs en azote (NO₃), en phosphore (PO₄) et une diminution du rapport N/P. Ces changements occasionnés dans une large mesure par l'homme, répercutent sur tous les compartiments de l'écosystème depuis les taxons phytoplanctoniques, aux petits pélagiques (Lbanez et Prat, 2002) jusqu'aux relations hydroclimatiques Méditerranée-atlantique.

Courantologie

Le courant général va de l'Ouest vers l'Est, entre en surface par le détroit de Gibraltar, suit les côtes algériennes, continue le long de la côte nord de la Sicile et remonte vers le Nord-Ouest en suivant les côtes de Provence et vers le Sud-Ouest sur les côtes d'Espagne formant ainsi dans le bassin occidental un circuit complet en sens inverse des aiguilles d'une montre. Entre la Sicile et la Tunisie, existe un courant quasi-permanent dirigé vers l'Est, ce courant suit les côtes de Libye et d'Égypte pour arriver à Port-Saïd (Thibaut, 2001). Il remonte les côtes de Palestine et de Syrie vers le Nord-Ouest et le Nord. Il se dirige vers l'Ouest au niveau des côtes d'Asie Mineure, où il est influencé par les vents. En mer Égée il remonte vers le Nord, mais à cause du courant des Dardanelles (3-4 nœuds), très puissant, s'écoulant de la mer Noire, le courant général redescend vers le Sud au milieu de la Mer Égée et le long des côtes grecques. Au Cap Matapan, il porte à l'Ouest et remonte la mer Ionienne en contournant

la Grèce. Un autre courant suit vers le Sud les côtes de Sicile et termine ainsi le circuit du bassin oriental (Thibaut, 2001).

La figure 5 illustre la circulation globale dans la Méditerranée. Les tourbillons du bassin algérien sont probablement un facteur déterminant dans la distribution des sels nutritifs, de la biomasse phytoplanctonique et zooplanctonique le long des côtes algériennes. En outre, ils perturbent la circulation de l'Eau Levantine Intermédiaire (Millot, 1987) et entraînent l'eau d'origine atlantique des côtes algériennes vers le large, leur influence peut se faire sentir loin vers le Nord. Ces tourbillons joueraient aussi un rôle important dans le transfert des polluants d'un site à un autre. Il est observé dans les baies des courants locaux avec des vitesses de l'ordre de 0.3 m/s (METAP, 1994).

Dans le golfe du Lion et la mer Ligure, la circulation générale résulte essentiellement de la formation d'eaux denses. Les eaux superficielles, globalement refroidies en hiver et dont la salinité s'est élevée sous l'effet de l'évaporation estivale, atteignent sous l'effet des coups de mistral une densité critique supérieure à celle des eaux sous-jacentes. Elles plongent alors (downwelling) et créent une baisse du niveau en surface, ce « trou » tendant à être comblé par les eaux environnantes moins denses. La force de Coriolis dévie ces eaux sur la droite du gradient de pression qui les entraîne, et elles tournent donc autour du trou dans un sens cyclonique.

Le Courant Nord, qui prend en fait sa source bien avant la mer Ligure et peut être suivi bien après la mer Catalane, est caractéristique des parties nord de tous les bassins tels que celui de la Méditerranée occidentale. Il correspond au courant Liguro-Provençal (CLP), qui circule d'est en ouest le long des côtes provençales. Ses caractéristiques générales et sa variabilité aux échelles saisonnières et moyennes ont été décrites au large de la zone d'étude à partir d'un suivi hydrologique mensuel (Conan et Millot, 1995). La circulation côtière ne suit pas exactement les indentations du rivage. Elle va directement d'un point saillant au point saillant voisin et, dans les baies, un contrecourant suit le rivage en sens inverse du courant principal. La dérive littorale est généralement orientée vers l'ouest. Les courants de la sortie des eaux du Rhône sont très influencés par les vents.

A l'est du méridien 7° Est, la circulation générale est dominée par le satellite Ligure, avec des courants de dérive portant au sud suivant les zones.

Au sud du parallèle 42° Nord, au large de la côte est de la Corse, un courant de dérive porte au sud pendant l'automne. (www.ifremer.fr/envlit).

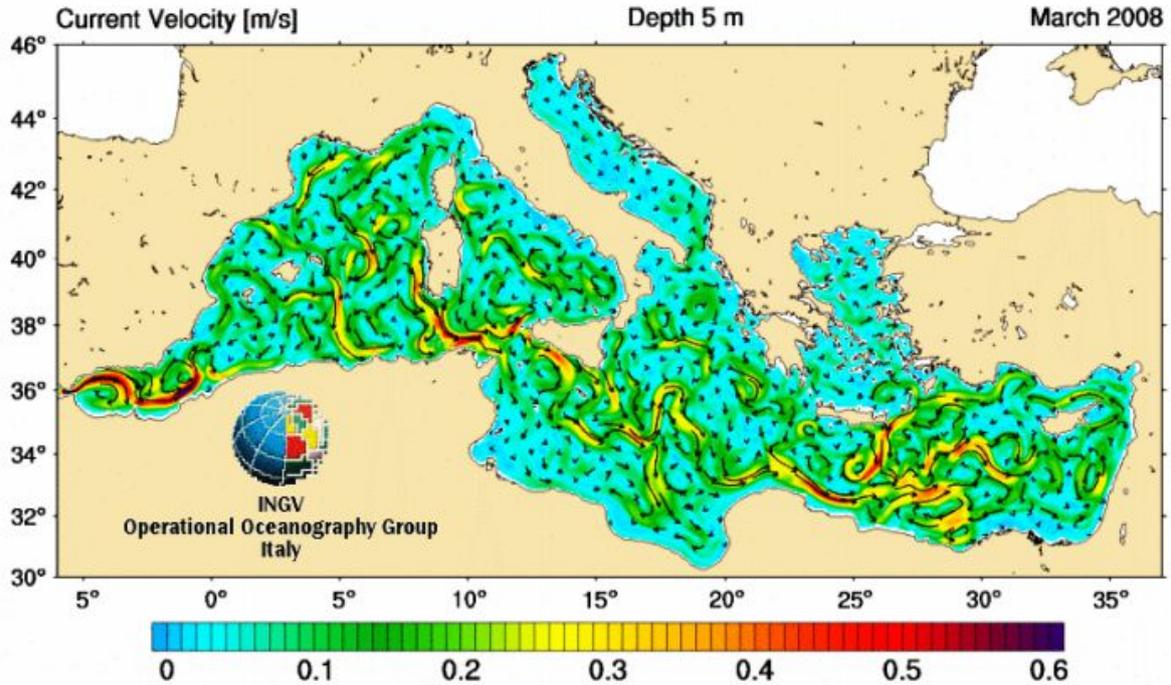


Figure 5 : Circulation de surface et vitesse des courants (INGV, 2008)

I.2.3. L'écosystème méditerranéen

La Méditerranée est une mer oligotrophe, faiblement productive compte-tenu des faibles niveaux en éléments nutritifs, et de sa faible capacité trophique.

A contrario, la Méditerranée présente une très grande biodiversité : 7% de la faune mondiale est présente dans 1% de la surface mondiale des océans (Fredj *et al.*, 1992). La flore et la faune sont variées avec un taux d'endémisme particulièrement élevé (près de 30%). On compte environ 650 espèces de poissons, 1000 espèces d'algues benthiques et 5 espèces de phanérogames sur le plateau continental français (<http://sierm.eaurmc.fr/rlm/infos-generales/mediterranee.htm>).

Une des richesses spécifique de l'écosystème méditerranéen est l'herbier de *Posidonia oceanica*, espèce endémique méditerranéenne formant des prairies sous-marines (herbier), abritant une faune et une flore extrêmement riche et diversifiée (zone de frayère et nourricerie).

Elle colonise la Méditerranée sur environ 5 millions d'hectares (ou moins selon les sources) et est protégée par la convention de Berne et de Barcelone, ainsi que par la Directive « habitat ». Cet écosystème est pourtant menacé par, une pêche intensive, un aménagement du littoral pour répondre aux besoins anthropiques, l'introduction d'espèces invasives (*Caulerpa taxifolia*).

L'étagement des biocénoses s'appuie sur différents facteurs, le principal étant le gradient de pénétration de la lumière, qui permet de distinguer les systèmes phytal et aphytal (Fig.6). La profondeur limite la pénétration de la lumière et dépend de la turbidité des eaux. Ainsi, le système phytal (ou « végétalisé ») atteint des profondeurs maximales en Corse (de l'ordre de 35m), où les eaux sont particulièrement claires. Les différents étages atteignent donc des profondeurs variables selon les régions.

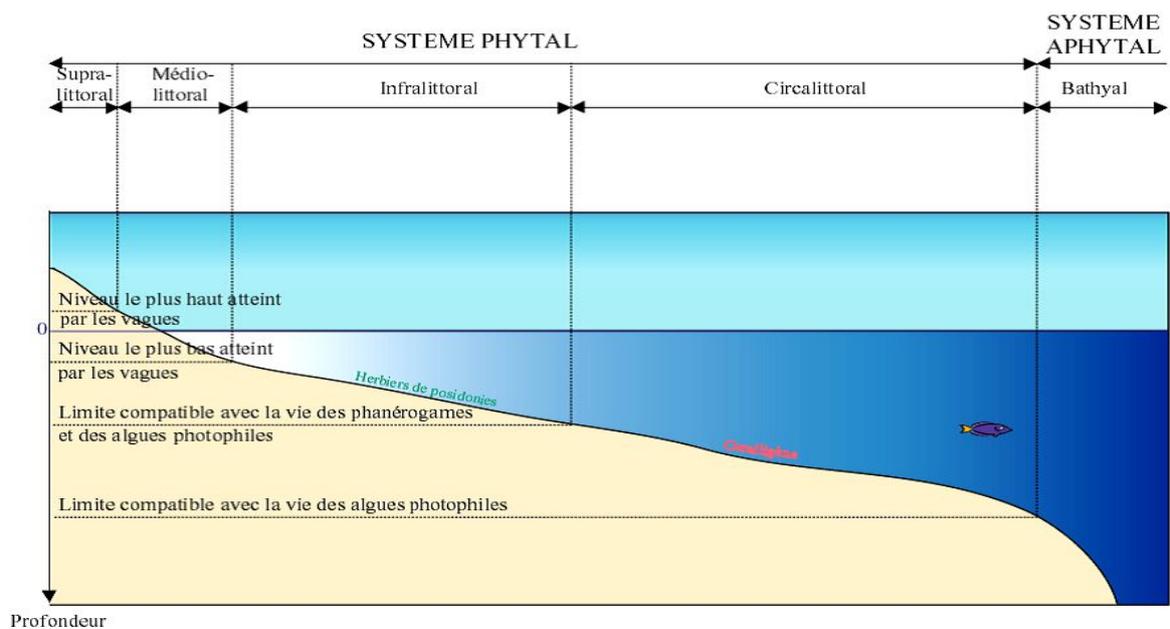


Figure 6 : L'étagement en Méditerranée (Bellan-Santini, 1994)

Les peuplements benthiques sont définis par une zonation verticale dont l'unité de base est l'étage. C'est l'espace vertical du domaine benthique marin où les conditions écologiques, fonctions de la situation par rapport au niveau de la mer, sont sensiblement constantes ou varient régulièrement entre deux niveaux critiques marquant, les limites de l'étage. Chaque étage a des peuplements caractéristiques et ses limites sont révélées par un changement de ces

peuplements au voisinage des niveaux critiques, marquant les conditions limites des étages concernés. En Méditerranée on rencontre successivement :

- **L'étage supralittoral**, zone d'humectation par les embruns, l'immersion y est exceptionnelle.
- **L'étage médiolittoral** ou zone d'humectation par les vagues et les marées, divisé en sous étages supérieur, seulement mouillé par les vagues, et inférieur, immergé lorsque les eaux sont hautes, sinon seulement mouillé par les vagues, lorsque les eaux sont basses.
- **L'étage infralittoral** ou zone constamment immergée, dont la limite inférieure est la profondeur encore compatible avec la vie des magnoliophytes et des algues photophiles (de -20 à -45 m).
- **L'étage circalittoral** s'étant jusqu'à la profondeur extrême compatible avec la vie d'algues pluricellulaires sciaphiles (-45 à -120 m).
- **Les étages inférieurs bathyal, abyssal et hadal** sont absents en Méditerranée (Thibaut, 2001).

I.2.4. Le littoral Algérien

🚦 Morphologie –Plateau continental

La côte algérienne est de direction générale SO-NE, elle s'étend de Marsat Ben M'Hidi à l'Ouest au Cap Roux à l'Est sur 1200 km (Fig.7). Elle se présente comme une succession de baies et de golfes plus au moins ouverts séparés par des régions très escarpées. Les hautes falaises qui bordent en générale cette côte sont naturellement soumises à des érosions marines et éoliennes. Le réseau hydrographique aboutissant en mer compte 31 oueds, dont les plus importants sont les oueds Tafna, Chelliff, Mazafran, El Harrach, Soummam, Sebaou, Isser, El Kebir, Saf Saf, Seybouse. Ce réseau alimente le milieu marin en apports terrigènes. Les oueds constituent des collecteurs de tous les polluants issus des activités humaines, agricoles et industrielles.



Figure 7: Localisation du littoral Algérien.

🚦 Principales pressions anthropiques le long de la côte Algérienne

Près de 45% de la population Algérienne réside et active dans les wilayas littorales. En 1998 la population littorale était de 12 564 151 habitants, soit une augmentation de près de 2 millions d'habitants depuis 1987. Cette tendance s'est maintenue, voire accentuée dans certaines zones jusqu'au milieu des années 2000.

La population littorale augmente considérablement en période estivale. La densité de la population littorale est également importante : en 1998, elle était de 280.9 hab./km² pour une moyenne nationale de 12.2 hab./km², soit un facteur de près de 23. La population du domaine exclusivement littorale présente une densité très élevée, soit près de 800 hab/km², très loin de la moyenne nationale. Cette forte pression humaine qui, le plus souvent, s'explique par des considérations socio-économiques, génère de fortes pollutions multiformes (organique, chimique, thermique, bactérienne...) qui ont nécessairement un impact sur l'organisation de la vie macrobenthique en zone côtière (Grimes, 2010).

L'industrie algérienne dominée par les activités pétrochimique, chimique, sidérurgique et aujourd'hui agroalimentaire s'est concentrée dans la bande littorale où l'on recense plus de 50 % des unités industrielles nationales. La zone algéroise concentre à elle seule 38 % des unités industrielles du pays.

Les villes d'Arzew et de Bethioua et celle de Skikda sont des pôles de l'industrie pétrochimique algérienne et à ce titre elles sont considérées comme les principales sources de pollution par les hydrocarbures auxquelles s'ajoutent de moindre manière les ports d'Alger et de Béjaia. Le Cadastre des déchets, réalisé par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE), met en évidence la présence en zone littorale de 786 unités industrielles, 21 zones d'activités, 13 zones industrielles, 14 sablières, 27 carrières et 91 industries à risque.

Les zones côtières les plus affectées par la pollution hydrique, sont adjacentes aux grandes métropoles (Alger, Oran, Annaba) ou bien voisines des complexes industrialo-portuaires (Ghazaouet, Mostaganem, Arzew, Béjaia, Skikda). Ces zones sont le réceptacle de diverses sources de pollution (Grimes, 2010) :

(i) Les rejets domestiques des grandes villes maritimes ; Alger, Annaba et Oran sont les villes les plus exposées aux conséquences de la pollution organique.

(ii) Les rejets des industries chimiques et pétrochimiques ; même s'il est difficile d'être exhaustif et sans les hiérarchiser on retrouve : les métaux lourds, les hydrocarbures et les composés organiques, l'acide sulfurique, les matières fibreuses et les substances chromiques, les éléments basiques, les composés azotés, les cyanures, les catalyseurs usagés et les goudrons, la soude, les pesticides, les détergents les organo-chlorés.

(iii) Les rejets des centrales thermiques : les eaux de refroidissement des unités de SONELGAZ augmentent la température des eaux marines et leur teneur en chlore (Marsat El Hadjadj, Alger, Cap Djinet).

(iv) Le lessivage des sols des grands périmètres agricoles (littoral centre et plaine d'Annaba surtout) élève la teneur en éléments nutritifs des zones marines voisines (rejets dû à la fabrication des fertilisants agricoles à Annaba).

❖ Les eaux usées sont l'une des causes majeures si ce n'est la plus importante source de dégradation de l'écosystème marin côtier algérien. Ces eaux usées chargées pour l'essentiel de matières organiques, de matières en suspension, de détergents et des huiles lubrifiantes génèrent des pollutions organiques et chimiques. Cette situation est aggravée par le déficit en traitement des eaux avant leur rejet en mer dans la plupart des cas. La quasi-totalité des stations d'épuration ne sont pas opérationnelles ou bien fonctionnent par intermittence ou partiellement. Le déficit du prétraitement dans les entreprises et l'absence de prise en charge que pose l'élimination des boues d'épuration compliquent la situation.

La couverture en stations d'épuration en zone côtière demeure faible, en effet sur les 68 stations d'épurations recensées pour tout le territoire algérien, 17 sont implantées en zone littorale dont 10 sont à l'arrêt et 2 fonctionnant partiellement ou par intermittence. En termes de capacité, les stations d'épuration fonctionnant normalement en zone littorale représentent seulement 25.59 % des stations littorales et 14.47 % des stations d'épurations nationales. Une capacité de traitement de 1 723 000 équivalent/habitant est faible en regard de la population littorale (Grimes, 2010).

❖ Certaines villes côtières qui sont peu pourvues en unités industrielles en zone littorale sont par ailleurs responsables de pollutions spécifiques. C'est le cas de la ville de Ghazaouet pour son unité d'électrolyse de zinc et de la ville d'Annaba (complexe ASMIDAL) pour les composés azotés et phosphatés. Pour la région Ouest, les principales sources génératrices de déchets étant la zone industrielle d'Arzew qui génère le plus de déchets avec les boues et slops issues du raffinage du pétrole, du nettoyage et de l'entretien des bacs de stockage des hydrocarbures. La région centre se caractérise, quant à elle, par une forte production de déchets de plomb et le stockage d'accumulateurs au plomb (350000 t) stockés au sein de l'entreprise ENPEC (Grimes, 2010).

I.2.5. Le Golfe d'Annaba

✚ Apports continentaux au Golfe d'Annaba

Dans le golfe d'Annaba, l'oued Seybouse s'étend sur 225 km de long et draine un vaste bassin versant d'une superficie de 6474 km². La zone côtière de la baie d'Annaba reçoit les apports continentaux essentiellement par cet oued au Sud, auxquels s'ajoutent les rejets urbains et industriels parvenant également du Sud. Le débit de l'oued est de l'ordre de 15 millions m³.s⁻¹ et décharge annuellement dans la baie environ un demi-milliard de mètres cubes d'eau (LCHF, 1976). D'après Djabri (1992), les eaux de l'oued Seybouse sont excessivement riches en nutriments (nitrites, ammonium et azote) engendrant une eutrophisation du milieu (Gaïd, 1986 ; Djabri *et al.*, 1998), qui s'étend jusqu'au littoral adjacent où de fortes concentrations en sels nutritifs et en chlorophylle a sont observés (Frehi, 1995; Ounissi *et al.*, 1998; Frehi *et al.*, 2004). Cette eutrophisation s'accroît en période de confinement hydrologique estival et s'ordonne selon un gradient Sud-Nord (Ounissi *et al.*, 1998). Selon Ounissi *et al.*, (2002), le golfe d'Annaba reçoit de la Seybouse des quantités excessives d'azote minéral (4,3 tonnes.j⁻¹), de phosphates (0,7 tonnes.j⁻¹) et 2,3 tonnes.j⁻¹ de carbone organique dissous.

Le golfe d'Annaba reçoit également les eaux de l'oued Mafrag. Ces eaux sont généralement troubles tout le long de la côte jusqu'à la plage D'raouch et parfois au-delà. Elles sont fortement eutrophes et mal renouvelées (Ounissi *et al.*, 2002). Plus à l'Est, au voisinage du lac Mellah et jusqu'à El-Kala, les eaux sont relativement plus transparentes. Cette lagune, reliée à la mer par un chenal long de 900 m, constitue un véritable bassin de dilution exportant directement ses eaux vers le littoral adjacent. En effet, elle exporte directement vers la baie d'El-Kala environ 180 millions de mètres cube d'eaux par an (Ounissi, 2001).

✚ Couverture sédimentaire

Selon Derbal (2007), le fond marin du golfe d'Annaba, débute généralement par du sable grossier, qui se mélange à du sable fin et à de la vase dans la cuvette et au large de la baie-Est. L'herbier de posidonie est généralement clairsemé et cela le long de la ligne de rivage et il prend naissance sur un substrat dur jusqu'à de faibles profondeurs avec des feuilles assez courtes c'est le cas de la plage Lvet de l'aurore. Pour les plages Belvédère et la Caroube, l'herbier s'élève en véritables mattes pouvant atteindre 1 m.

Par endroits, il se forme de petits puits inter-mattes où se trouve un sédiment détritique de sable fin. A l'extrême Ouest, où l'hydrodynamique est relativement plus faible, les feuilles viennent parfois effleurer la surface de l'eau, parallèlement à la ligne de rivage, comme c'est le cas de la plage la Caroube. Au niveau du cône de déjection de l'oued Seybouse, les fonds sont occupés par des sables fins terrigènes. De - 15 à - 20 m de profondeur, le sédiment devient vaseux. Entre les oueds Seybouse et Mafrag, la limite du plateau continental est occupée par des vases terrigènes gluantes, tandis que vers la côte on y trouve un substrat rocheux à coralligène. A proximité de l'oued Mafrag, les fonds sont constitués de sables sur lesquels s'étend un herbier clairsemé. Au-delà, s'installe un détritique puis des vases terrigènes molles avec des enclaves coralligènes (Vaissière et Fredj, 1963). Plus à l'Est, le sable fin est remplacé par des herbiers de posidonie jusqu'à environ - 20 m. Ces derniers laissent ensuite la place aux coralligènes puis à la vase terrigène molle qui est présente de plus en plus au large, au fur et mesure que l'on se dirige vers l'Est. Un peu plus loin vers la plage El-Hanaya, la côte est caractérisée par un substratum consolidé avec certaines zones à affleurements sous-marins. On y retrouve aussi un substrat détritique et un herbier à posidonie peu dense jusqu'à de très faibles profondeurs (- 3 m). Cet herbier est présent aussi sur les côtes d'El-Kala jusqu'au cap Rosa. A partir de l'isobathe 50 m, le fond est constitué de vase terrigène.

Hydrodynamique

La Méditerranée subit un phénomène d'évaporation non compensé par les apports fluviaux et pluviaux. Son déficit hydrique moyen, de l'ordre de 0,7 m (Belsher et Houlgatte, 2000), est compensé principalement par une entrée d'eau océanique par le détroit de Gibraltar. Cette eau de surface ne se mélange pas directement aux eaux méditerranéennes, du fait des différences de densité, et crée des "veines" de courant dans la tranche superficielle, jusqu'aux environs de - 200 m (Belsher et Houlgatte, 2000).

Sous la force de Coriolis, ces veines longent les côtes Nord-africaines puis se divisent en plusieurs branches (Beckers *et al.*, 1997). L'une de ces branches constitue le "courant algérien". Elle est initialement structurée en une veine qui coule vers l'Est, puis s'élargit et se détache de la côte (Benzohra, 1993).

Sur les côtes Est algériennes, le mouvement hydrodynamique est généralement de faible amplitude. Dans la baie de Skikda où les trajectoires de courants sont mal connues, un courant général dirigé vers l'Est peut atteindre 1 à 2,5 noeuds et un autre de 0,5 à 1,5 noeuds, longerait la côte sans pénétrer dans la baie (Anonyme, 1996). Dans cette dernière, on note l'existence d'une marée d'une période de 12 heures mais de faible amplitude, de l'ordre de 30 cm (Hocini et Mami, 1991). Au voisinage du cap Toukouch, la vitesse du courant est faible (1 m/s). Selon l'étude du LCHF (1976) in Derbal, 2007, à l'entrée de la baie d'Annaba on retrouve une circulation générale méditerranéenne permanente d'orientation $100^\circ - 120^\circ$. A proximité du cap de Garde, un courant principal résiduel progresse vers la côte prenant une direction Sud ($150^\circ - 180^\circ$) avec une vitesse de 0,25 à 0,35 m/s. En l'absence de toute autre cause motrice de l'eau, de lents tourbillons plus au moins vastes prennent naissance le long du rivage, d'origines non précisées (Fig. 8). Au Sud du cap, le courant se dirige vers l'Est aux environs de l'oued Mafrag ($90^\circ - 100^\circ$) en diminuant d'intensité (0,10 à 0,25 m/s). Les eaux coulent vers le Nord en période de crues ou par tempête d'Est. De faibles courants superficiels dont la vitesse fluctue entre 0,1 et 0,25 m/s caractérise le secteur d'El-Kala. Au Nord du cap Rosa, l'écoulement est d'orientation Sud-Est (160°) changeant progressivement de direction en coulant franchement vers l'Est (Derbal, 2007).

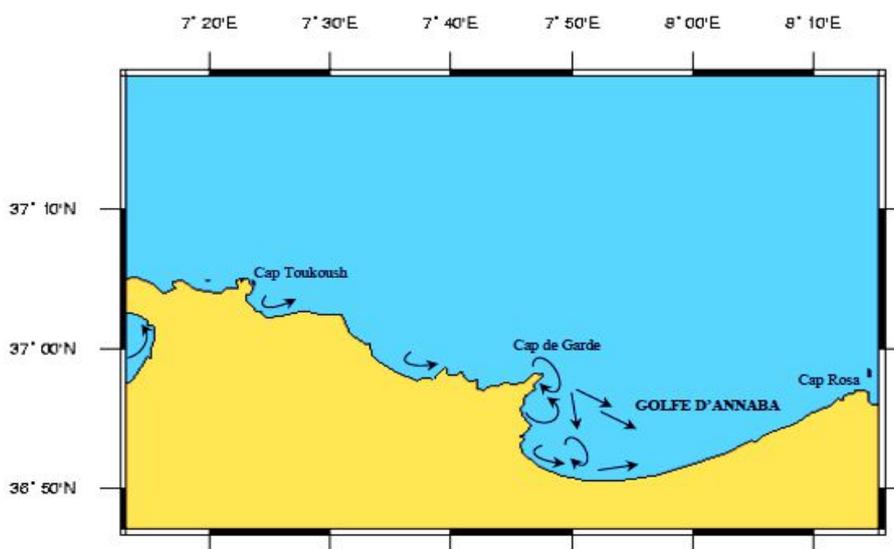


Figure 8 : Direction des courants dans le Golfe d'Annaba (Derbal, 2007).

L'apport d'eaux douces drainées dans la zone littorale par les rivières et les eaux usées transportent sous forme de particules solides ou dissoutes de nombreuses substances qui conduisent à des envasements par transport, et étalement de fines particules par les courants (Lacaze, 1996). Ces apports terrigènes riches en matières organiques viennent se surimposer aux sources marines naturelles et provoquent certaines modifications du faciès sédimentaire par colmatage des sédiments grossiers et concentration de divers polluants (Leveau, 1985).

La baie d'Annaba reçoit des rejets directs de plusieurs industries installées sur la côte, en particulier celle des produits phytosanitaires (Fertial). Elle reçoit également les eaux usées urbaines qui ne subissent qu'un traitement sommaire. De nombreuses autres sources d'eaux usées sont réparties tout le long du littoral (Oued Seybouse, Oued Boudjemâa, Rizi Amor) (Kerdoussi, 2010).

Sources de pollution dans le Golfe d'Annaba

La région d'Annaba est considérée comme étant un pôle industriel très important en Algérie. Le complexe d'engrais (FERTIAL), les unités laitières (ORELAIT) et les unités métallurgiques (PROMETAL, SIDER), le complexe sidérurgique d'El Hadjar sont les principales sources de pollution industrielle dans le Golfe d'Annaba. Elles rejettent des volumes importants d'eaux usées dans le golfe, estimés à 225 million de m³ (METAP 1994).

Tous ces rejets industriels sont acheminés vers le golfe d'Annaba via les Oueds Seybouse et Boudjemâa. Toutefois, les données de Ziouch (2007) indiquent que le secteur ouest du golfe d'Annaba, adjacent à l'estuaire de la Mafrag, est considérablement riche en matière organique (PO₄ et Azote organique dissout) où les concentrations étaient en moyenne de 500 fois supérieures à celles de la mer ouverte. Cette richesse ne représente que la moitié de phosphate, azote inorganique dissout, PO₄ et 1/6 de Chl a des valeurs de l'estuaire adjacent. Ces valeurs situées le golfe d'Annaba dans la catégorie d'environnement côtier eutrophié. Des valeurs modérées de Chl. a (1,5 mg m⁻³ en moyenne) effectivement exprimé cet état de la richesse du littoral.

I.3. Le concept de bio-indication

L'intégrité écologique d'un milieu naturel est déterminée par la combinaison de son degré d'intégrité chimique, physique et biologique. La dégradation d'une ou plusieurs de ces composantes se manifeste généralement dans la biocénose, c'est-à-dire dans les différentes communautés biologiques. En ce sens, les altérations morphologiques, comportementales, tissulaires ou physiologiques, ainsi que l'abondance, le succès reproductif et la mortalité des espèces animales et végétales constituent des variables observables et mesurables reflétant l'état de leur habitat (Harrag, 2012; Kaiser, 2001; Kerckhove, 2012). La bio-indication réfère donc à un processus d'analyse de divers indicateurs biologiques qui s'inscrit dans la biosurveillance de la qualité des écosystèmes.

I.3.1. Définition

Selon la définition de Banaru et Perez (2010), reprise par plusieurs autres auteurs, un bio-indicateur est un « organisme ou ensemble d'organismes qui, par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques, permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées. Le recours aux bio-indicateurs constitue donc « une mesure indirecte, substitutive, d'un phénomène écologique »

Les bio-indicateurs sont utilisés pour déceler les changements qui surviennent dans l'environnement et la présence de pollution, mesurer les effets de ces perturbations sur l'écosystème et surveiller les améliorations de la qualité de l'environnement résultant de la prise de dispositions remédiatrices (Harrag, 2012 ; Banaru et Perez, 2010).

La surveillance de la qualité du milieu basée exclusivement sur le suivi des paramètres physicochimiques ne permet pas de tirer des conclusions sur la santé de l'écosystème, puisqu'elle ne fournit pas de renseignement sur la qualité de l'habitat et est limitée à l'étude des polluants présents à des concentrations supérieures aux limites de détection des méthodes analytiques. De plus, cette méthode ne permet pas d'intégrer les effets synergiques, additifs ou antagonistes des divers polluants sur les organismes. Par ailleurs, cette approche n'est pas efficace pour la détection des molécules hydrophobes, qui se retrouvent majoritairement dans les graisses des êtres vivants (Laperche, 2014).

La bio-indication est donc un outil indispensable pour évaluer la santé des écosystèmes. Le recours à la bio-indication présente plusieurs avantages par rapport aux moyens de mesure utilisés traditionnellement:

❖ D'abord, l'utilisation des bio-indicateurs est financièrement plus économique puisqu'elle permet généralement d'éviter d'employer du matériel technologique coûteux (Markert *et al.*, 2003) et d'économiser du temps (Carignan et Villard, 2002).

❖ De plus, grâce à leur capacité de bioaccumulation, certains bio-indicateurs permettent une détection précoce des polluants ou des perturbations (Kaiser, 2001). Par ailleurs, les bio-indicateurs renseignent « sur la biodisponibilité des polluants plutôt que sur leur concentration totale dans le milieu » (Markert *et al.*, 2003). Cette distinction est non négligeable lorsqu'on s'intéresse aux effets des polluants sur les organismes (Kerckhove, 2012).

❖ Enfin, ils fournissent une indication intégrée des effets spatiotemporels des polluants sur le biote puisqu'ils « reflètent le temps total d'exposition au polluant, contrairement aux mesures instrumentales qui prennent les valeurs des paramètres de façon instantanée et localisée » (Markert *et al.*, 2003).

Niche écologique

L'une des idées fondatrices de la bio-indication est le concept de niche écologique. Par définition, la niche écologique d'une espèce correspond à l'ensemble des caractéristiques de son habitat, son régime alimentaire, ses relations interspécifiques et ses rythmes d'activité, ainsi que sa place dans les réseaux trophiques et ses besoins en termes de reproduction (Ausset, 2013). Le concept de niche écologique traduit donc la relation fonctionnelle entre une espèce et son écosystème, déterminée par la combinaison de ses limites de tolérance par rapport aux différents facteurs biotiques et abiotiques. Lorsque ces besoins spécifiques ne peuvent être comblés en raison d'une perturbation, il en résulte un déséquilibre écologique (Kaiser, 2001) qui se manifeste par des variations dans les paramètres écologiques, physiologiques ou morphologiques du bio-indicateur.

✚ Etat de référence

Pour être efficacement exploités, les changements observés lors des activités de biosurveillance doivent être analysés en termes d'écart par rapport à un état de référence (Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA, 2012). Ce dernier correspond à l'état d'un milieu naturel équivalent, mais exempt de toute perturbation d'origine anthropique, ou soumis à des pressions de très faible intensité (Caquet, 2012). Autrement dit, l'interprétation des résultats de la bio-indication nécessite « une connaissance du fonctionnement naturel de l'écosystème non transformé (état de référence) » (Genin et autres, 2003).

✚ Bioaccumulation, bioconcentration et bioamplification

Les espèces pouvant survivre exclusivement dans des milieux très peu ou pas pollués sont qualifiées de « polluosensibles » et celles capables de se maintenir dans des milieux exposés à des niveaux de pollution plus importants sont qualifiées de « polluorésistantes » (Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie du Québec.

- Le phénomène de bioaccumulation consiste en l'assimilation de polluants dans un organisme (par adsorption ou incorporation) dont la concentration augmente dans le temps et devient plus élevée que dans l'environnement immédiat (Amiard, 2008).
- La bioamplification, quant à elle, se définit comme l'accumulation d'une substance le long d'une chaîne trophique via l'absorption de substances (généralement organiques) provenant des nutriments par l'épithélium de l'intestin (Amiard, 2008).
- La bioconcentration réfère à l'absorption directe de substances présentes dans le milieu environnant par le biais de tissus ou d'organes.

I.3.2. Classification des bio-indicateurs

Les bio-indicateurs peuvent être définis et classés selon leur mécanisme d'action. D'abord, certains permettent de quantifier l'exposition aux polluants grâce à leur capacité de bioaccumulation, ce sont les bioaccumulateurs (Kaiser, 2001). Ce phénomène de résistance aux changements environnementaux (Marques, 2009) permet de surveiller l'évolution d'une contamination (Kerckhove, 2012). Ensuite, les bio-indicateurs dits « de réaction » permettent de détecter la présence d'une pollution environnementale.

Selon Markert *et al.*, (2003), les bio indicateurs se divisent en deux groupes :

❖ *Les bioindicateurs d'exposition* sont des organismes (ou parties d'organisme) qui révèlent des indications sur la nature et/ou la concentration des polluants qu'ils ont ingérés ou assimilés (Raymond, 2008). Ce sont donc généralement des bioaccumulateurs (Bélangier, 2009). Cependant, il existe également des bioindicateurs d'exposition sans propriété de bioaccumulation. La résistance aux pesticides acquise par certains insectes en est un exemple (Kaiser, 2001).

❖ *Les bio-indicateurs de dommage*, quant à eux, sont des organismes (ou parties d'organisme) qui « développent une réponse, spécifique ou non, à la suite d'une exposition à un contaminant » (Markert *et al.*, 2003). Il s'agit donc d'un phénomène de bioconcentration. Ces bio-indicateurs réagissent rapidement à une perturbation et ce, de façon observable et mesurable (Raymond, 2008). Ils présentent donc une résistance au stress peu élevée (Markert *et al.*, 2003).

Il est possible de classer les bio-indicateurs en fonction de leur niveau d'organisation, déterminant ainsi le niveau écologique auquel les conclusions de l'analyse peuvent être tirées.

✓ Les bio-indicateurs utilisés à l'échelle sub-organismique sont les biomarqueurs et les biosenseurs :

-Les biomarqueurs consistent en des changements biochimiques ou physiologiques observables et/ou mesurables au niveau cellulaire, moléculaire ou tissulaire (Banaru et Perez, 2010; Harrag, 2012; Markert *et al.*, 2003). Dans la pratique, les biomarqueurs non spécifiques (maladie, nécrose, protéine de stress, etc.) servent de signal d'alerte, menant ultimement à l'identification de la source de l'altération qui permet de « doser les polluants bioaccumulés et de cibler des marqueurs spécifiques » tels que métallothionéines, cytochrome P450, acétylcholinestérase, etc...(Banaru et Perez, 2010).

-Les biosenseurs, quant à eux, sont des paramètres mesurables qui produisent une réponse proportionnelle à la concentration d'un polluant, tels que les anticorps (Markert *et al.*, 2003).

✓ Selon [Bélangier \(2009\)](#), les bio-indicateurs utilisés à l'échelle des organismes et qui correspondent aux changements physiologiques, morphologiques ou comportementaux observables au niveau des individus sont de deux types : les « biomoniteurs » lorsque leur capacité de bioaccumulation est utilisée pour fournir une indication quantitative d'une pollution environnementale, et les « biotraceurs » lorsqu'ils servent à identifier une bioamplification potentielle d'un polluant.

✓ Les éco-indicateurs sont les bio-indicateurs utilisés à l'échelle de la communauté qui montrent une réponse au niveau écologique (modifications de la structure et de la fonction d'une communauté) face aux perturbations environnementales ([Raymond, 2008](#) ; [Banaru et Perez, 2010](#)). Les écoindicateurs peuvent être considérés à l'échelle de l'individu (comportement, reproduction, mortalité, développement, etc.), de la population (structure d'âge, proportion des sexes, diversité génétique, étendue géographique, etc.) ou de la communauté (composition spécifique, abondance relative, biodiversité, dominance, etc.).

I.3.3. Espèces végétales bio-indicatrices utilisées en milieu aquatique

Les espèces bio-indicatrices les plus utilisées en milieu aquatique sont, selon [Lafabrie, \(2007\)](#) les macrophytes du genre *Enteromorpha*, *Fucus* et *Ulva*.

❖ Les Chlorophytes (algues vertes), plus particulièrement *Cladophora glomerata*, sont généralement considérées comme les meilleurs bio-indicateurs de la contamination aquatique par les nutriments et les métaux lourds ([Chmielewska et Medved, 2001](#)).

❖ D'après [Cabane \(2007\)](#), parmi les macroalgues, ce sont les espèces du genre *Laminaria* et *Fucus* qui sont les plus fréquemment utilisées comme bio-indicateurs. D'ailleurs, les espèces du genre *Fucus* sont également utilisées lors du suivi des impacts des rejets radioactifs en milieu marin.

❖ D'autres espèces de macroalgues, telles que *Ulva rigida*, sont aussi utilisées pour leur grande capacité de bioaccumulation des métaux lourds ([Lauret et al., 2011](#); [Rybak et al., 2012](#)). Selon [Rybak et al., \(2012\)](#), les populations d'Ulves vivant en eaux douces bioaccumulent plus efficacement le nickel que les populations retrouvées en eaux salées. Une étude menée par [Chouba et al., \(2010\)](#), sur la capacité de bioaccumulation des métaux chez trois espèces de macroalgues (*Ulva rigida*, *Chaetomorpha linum* et *Caulerpa prolifera*), a

démonstré que *Caulerpa prolifera* montre une capacité de bioaccumulation significativement supérieure aux deux autres espèces.

❖ Les bryophytes, quant à elles, sont les bio-indicateurs d'eau douce les plus recommandés pour faire le suivi de la contamination métallique (Hamdan, 2005; Gagnon *et al.*, 1999). Les espèces du genre *Amblystegium* et *Fontinalis* sont utilisées par plusieurs auteurs en raison de leur grande capacité à bioaccumuler des métaux (Harrag, 2012). De plus, une étude a démontré que dans les milieux d'eau douce, *Fontinalis antipyretica* concentre l'acide oxolinique, ce qui en fait un bioindicateur efficace d'une éventuelle contamination par cet antibactérien (Delepee *et al.*, 2002).

❖ Par ailleurs, *Posidonia oceanica*, une espèce de plante à fleurs aquatique endémique de la mer Méditerranée, est reconnue comme un puissant bio-indicateur puisque l'empreinte de la qualité des eaux sur les herbiers est indépendante du sens du courant au moment de l'observation. La position de sa limite inférieure et la densité des faisceaux témoignent de la turbidité de l'eau, tandis que les épiphytes des feuilles et la composition chimique de la plante reflètent la quantité de matière organique et de nutriments disponibles. De plus, cette espèce a la capacité de bioaccumuler certains polluants stables. Enfin, la dessalure à l'embouchure des fleuves côtiers et des nappes phréatiques engendre la disparition de cette espèce (Lafabrie, 2007).

I.3.4. Bioécologie de *Posidonia oceanica*

Depuis quelques années, l'utilisation de plusieurs espèces de magnoliophytes marines dans une optique de surveillance et de gestion des écosystèmes littoraux est envisagée (Brix *et al.*, 1983 ; Augier, 1985 ; Ward, 1987 ; Maserti *et al.*, 1988 ; Pergent, 1991 ; Phillips, 1994 ; Abal et Dennison, 1996 ; Fourqurean *et al.*, 1997). Du fait de leur large répartition géographique (Den Hartog, 1970), de leur longévité, de la permanence de leur population au cours des saisons, de leur facilité de prélèvement, de leur abondance, et de leur capacité à concentrer une vaste gamme de xénobiotiques (Mc Roy et Helferich, 1980 ; Ward, 1989), les magnoliophytes marines apparaissent comme des organismes très intéressants dans le cadre d'une surveillance du milieu (Boudouresque, 2006). S'il existe de nombreuses études considérant les magnoliophytes, elles intéressent surtout les espèces *Posidonia oceanica* et

Zostera marina (Pergent-Martini et Pergent, 2000 ; Ferrat *et al.*, 2003b ; Boudouresque, 2006).

Pouvoir bio-indicateur de *Posidonia oceanica*

En Méditerranée, l'herbier à *Posidonia oceanica* constitue un puissant intégrateur de la qualité globale des eaux marines (Augier, 1985 ; Pergent, 1991 ; Pergent *et al.*, 1995 ; Pergent-Martini *et al.*, 2005b). Très largement distribué sur tout le littoral, particulièrement « réceptif » à la pollution (Augier *et al.*, 1984 ; Bourcier, 1989) et aux agressions liées aux activités humaines (Meinesz et Laurent, 1978 ; Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Ardizzone et Pelusi, 1984 ; Tunesi et Boudouresque, 2006), solidaire du fond, il rend compte, par sa présence et sa vitalité (ou sa régression matérialisée par des «mattes mortes »), de la qualité des eaux qui dérivent au-dessus de lui. L'empreinte de la qualité des eaux sur les herbiers à *Posidonia oceanica* est permanente ; elle ne dépend pas du sens du vent ou des courants au moment de l'observation. Ainsi, de nombreux paramètres sont à même d'être enregistrés par l'herbier :

- Turbidité moyenne des eaux (matérialisée par la position de sa limite inférieure et par la densité des faisceaux),
 - Courants et hydrodynamisme (matérialisés par les structures érosives qui affectent la « matte »),
 - Taux de sédimentation (matérialisé par la vitesse de croissance des rhizomes et, en cas de déficit, par leur déchaussement),
 - Polluants stables (concentration et mémorisation des teneurs au cours du temps),
 - Dessalure au débouché de fleuves côtiers ou de nappes phréatiques (matérialisée par la disparition de l'herbier),
 - Stress (matérialisé en particulier par la teneur de la plante en acides phénoliques et enzymes de détoxification),
 - Matière organique et nutriments (matérialisés par les épiphytes des feuilles et la composition chimique de la plante (Pergent, 2006).

Un autre descripteur particulièrement intéressant à prendre en compte, même si sa standardisation est encore en cours, est la concentration en contaminants (Pergent-Martini et Pergent, 2000). En effet, comme de nombreuses magnoliophytes, *Posidonia oceanica* présente à la fois :

- Un fort pouvoir de concentration en éléments traces, proportionnel aux teneurs présentes dans le milieu (Augier, 1985 ; Capiomont *et al.*, 2000 ; Pergent-Martini et Pergent, 2000 ; Baroli *et al.*, 2001),
- Une bonne résistance à la contamination métallique (l'espèce persiste au voisinage de sources importantes).

Aussi, *Posidonia oceanica* a été souvent considérée comme un bio-indicateur de contamination métallique depuis de nombreuses années (Maserti *et al.*, 1988 ; Malea et Haritonidis, 1989a ; Sanchiz *et al.*, 1990 ; Costantini *et al.*, 1991 ; Gnassia-Barelli *et al.*, 1991 ; Catsiki et Bei, 1992 ; Catsiki & Panayotidis, 1993 ; Malea, 1993 ; Catsiki *et al.*, 1994 ; Malea *et al.*, 1994 ; Roméo *et al.*, 1995 ; Warnau *et al.*, 1995, Warnau *et al.*, 1996 ; Pergent-Martini, 1998 ; Schlacher-Hoenlinger et Schlacher, 1998 ; Capiomont *et al.*, 2000 ; Pergent-Martini et Pergent, 2000 ; Campanella *et al.*, 2001 ; Ferrat *et al.*, 2003a).

Herbiers à *Posidonia oceanica*

Les Magnoliophytes correspondent à ce que l'on nommait autre fois Phanérogames (*Plantae*) ; Les Magnoliophytes continentales sont retournées dans le milieu marin il y a 120 à 100 millions d'années (Ma), au Crétacé. Leurs lointains ancêtres avaient quitté ce même milieu marin pour partir à la conquête des continents il y a environ 475 Ma, à l'Ordovicien (Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Wellman *et al.*, 2003 ; Boudouresque, 2006).

Les Magnoliophytes marines représentent 12 genres (*Amphibolis*, *Cymodocea*, *Enhalus*, *Halodule*, *Halophila*, *Heterozostera*, *Phyllospadix*, *Posidonia*, *Syringodium*, *Thalassia*, *Thalassodendron* et *Zostera*) et 60 espèces (Kuo et Den Hartog, 2001) (Tableau 8). Toutefois, si les Magnoliophytes marines sont peu nombreuses, leur poids écologique est considérable dans les milieux littoraux : un grand nombre d'entre elles sont des ingénieurs d'écosystèmes.

- Un ingénieur d'écosystème (*ecosystem engineer* ou *engineering species*) est un organisme qui, directement ou indirectement, module la disponibilité des ressources (autres que la ressource qu'il peut constituer lui-même), pour les autres espèces, en provoquant des changements physiques dans le matériel biotique ou abiotique (Lawton, 1994) ;
- ou au moins des espèces-clé (Une espèce-clé « *key species* » est une espèce dont l'impact sur le fonctionnement de l'écosystème auquel elle participe est plus important que ce que l'on pourrait déduire de son abondance (Bond, 2001). Les écosystèmes qu'elles édifient, ou dont elles sont des acteurs majeurs, jouent un rôle considérable dans de nombreuses régions du monde dont la Méditerranée (Boudouresque, 2006).

En Méditerranée, on recense 5 espèces de Magnoliophytes marines : *Cymodocea nodosa*, *Halophila stipulacea* (Espèce de mer Rouge entrée en Méditerranée par le canal de Suez), *Posidonia oceanica*, *Zostera marina* (Linnaeus) et *Zostera noltii* (Hornemann) ; l'espèce la plus répandue étant *Posidonia oceanica* (Den Hartog, 1970 ; Por, 1978 ; Kuo et Den Hartog, 2001 ; Short *et al.*, 1989).

Tableau 8 : Classification des 12 genres de phanérogames marines (**Kuo et McComb, 1989**) (adapté de **Den Hartog, 1971**), * : famille exclusivement marine, \$: famille aquatique.

	Monocotylées
	Sous classe des Alismatidae
	Famille des Hydrocharitaceae\$
	Enhalus
	Halophila
	Thalassia
Essentiellement regroupées en une seule famille des Potamogetonaceae	Famille des Posidoniaceae*
	Posidonia
	Famille des Cymodoceae*
	Amphibolis
	Cymodocea
	Halodule
	Syringodium
	Thalassodendron
	Famille des Zosteraceae*
	Heterozostera
	Phyllospadix
	Zostera

📍 Répartition géographique

Posidonia oceanica (Fig. 9) est une espèce endémique de la Méditerranée ; elle est présente dans presque tout le bassin méditerranéen (**Boudouresque, 2006**). A l'ouest, elle disparaît un peu avant le détroit de Gibraltar (**Conde, 1989**). A l'Est, elle est absente des côtes d'Egypte (à l'Est du delta du Nil), de Palestine, d'Israël, du Liban (**Por, 1978**) et de la Syrie. Elle ne pénètre pas en mer Noire. Enfin, elle est rare ou absente dans l'extrême nord de l'Adriatique (**Zalokar, 1942 ; Gamulin-Brida et al., 1973 ; Gamulin-Brida, 1974**) et le long des côtes languedociennes (**Boudouresque et Meinesz, 1982**).

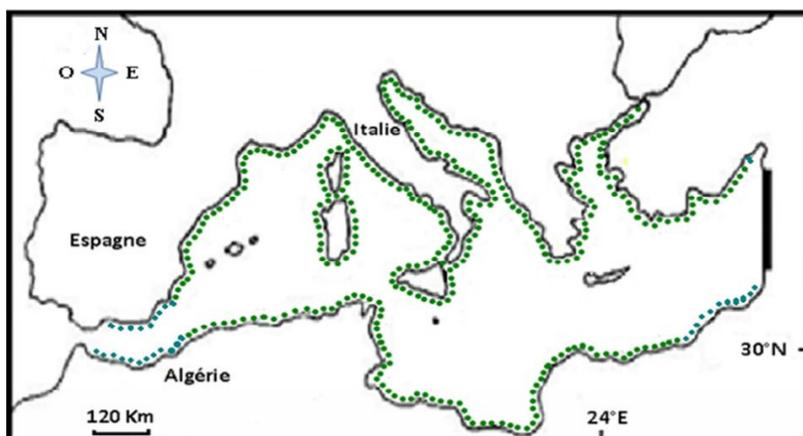


Figure 9 : Distribution géographique de *Posidonia oceanica* en Méditerranée (Vangeluwe, 2007)

Biologie

Posidonia oceanica est constituée par des tiges rampantes ou dressées, généralement enfouies dans le sédiment, que l'on nomme rhizomes. Les rhizomes rampants sont dits plagiotropes et les rhizomes dressés sont dits orthotropes. Les rhizomes se terminent par des groupes de 4 à 8 feuilles (faisceaux), larges de 8-11 mm et longues de 20-80 cm (Fig. 10). Les rhizomes portent également des racines qui peuvent descendre jusqu'à 70 cm dans le sédiment (Giraud, 1979 ; Caye, 1980 ; Boudouresque et Meinesz, 1982).

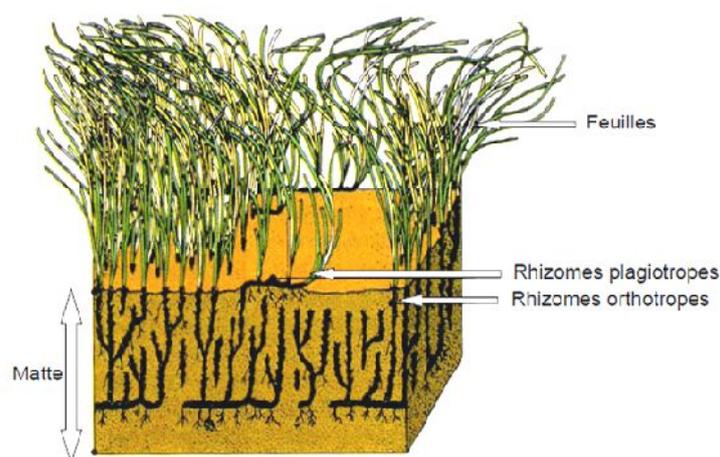


Figure 10 : Arrangement caractéristique des rhizomes de *Posidonia oceanica* (Boudouresque et Meinesz, 1982).

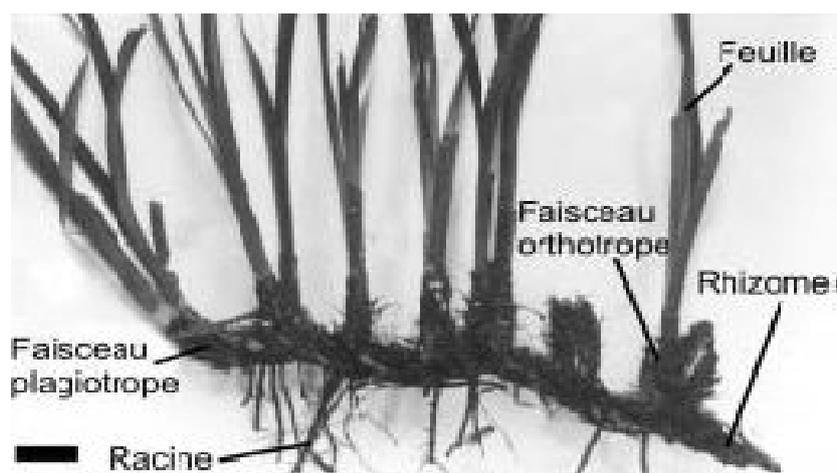


Figure 11 : Rhizome plagiotope de *Posidonia oceanica*, d'où partent vers le haut une demi-douzaine de rhizomes orthotropes et, vers le bas, des racines. Chaque rhizome porte un faisceau de feuilles. Noter les écailles, en partie effilochées, qui couvrent les rhizomes. La barre d'échelle de mesure est égale à 2cm (Boudouresque et Meinesz, 1982).

De nouvelles feuilles se forment toute l'année. Elles vivent entre cinq et huit mois, plus rarement jusqu'à 13 mois. La zone de croissance des feuilles est située à leur base. On nomme feuilles juvéniles les feuilles de moins de cinq centimètres de longueur et feuilles intermédiaires les feuilles de plus de cinq centimètres sans gaine basale (pétiole) ; lorsque la croissance est terminée, une gaine basale se met en place : la feuille est alors dite adulte (Fig. 12) (Giraud, 1979 ; Ott, 1980 ; Thélin et Boudouresque, 1983).

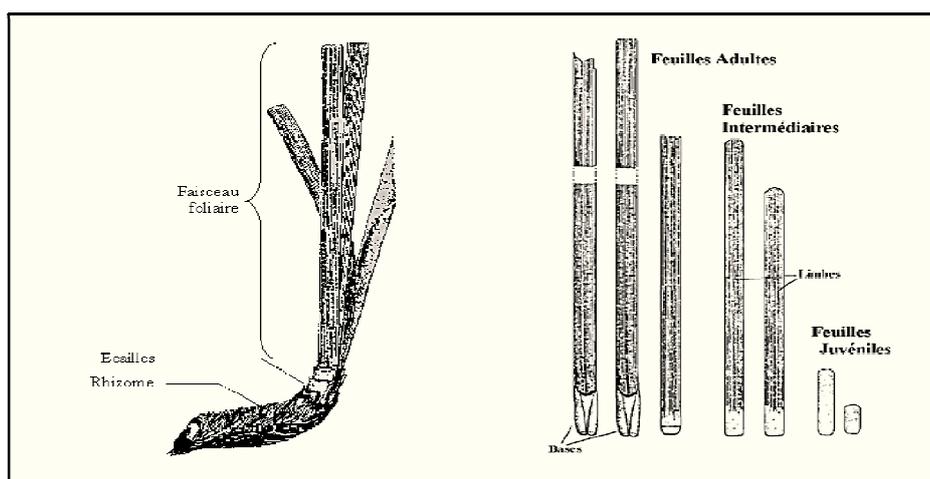


Figure 12 : Morphologie de *Posidonia oceanica* (Boudouresque et Meinesz, 1982).

A leur mort, les feuilles ne se détachent pas en totalité : seul le limbe est caduc (Une feuille comporte un pétiole (base ou gaine), par lequel elle est fixée à la tige ou au rhizome, et un limbe, partie où s'effectue la photosynthèse), tandis que la gaine basale (pétiole), de quelques centimètres de longueur, reste fixée au rhizome. On lui donne alors le nom d'écaille (Fig. 13). La chute des feuilles, comme leur formation, se produit tout au long de l'année (Pergent et Pergent-Martini, 1994). Les « écailles » (comme les rhizomes) sont peu putrescibles, et se conservent donc pendant plusieurs siècles ou millénaires. Toute une série de paramètres des écailles (longueur, épaisseur, anatomie) varie de façon cyclique le long d'un cycle annuel (Fig. 13). On désigne sous le nom de « lépidochronologie » l'analyse de ces cycles (Crouzet, 1981 ; Crouzet *et al.*, 1983 ; Pergent *et al.*, 1983 ; Pergent, 1990a).

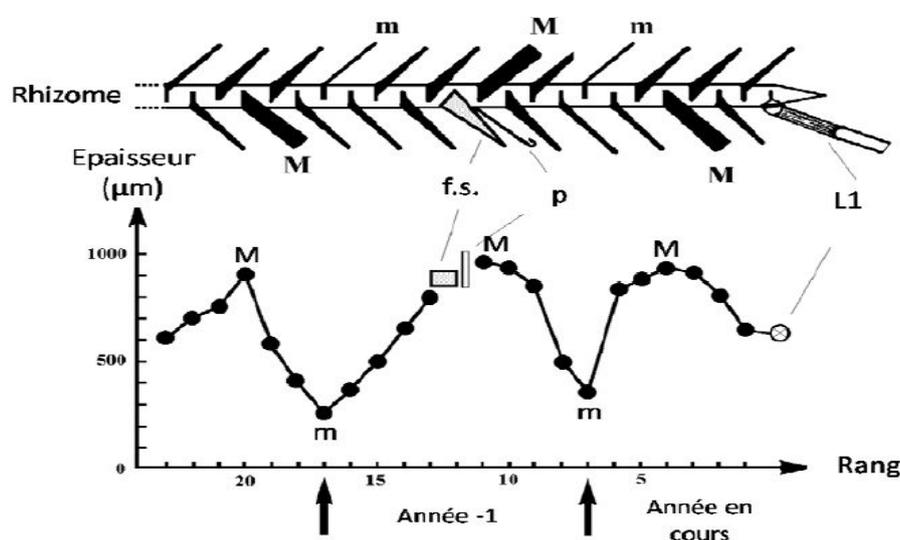


Figure 13 : Lépidochronologie. En haut : disposition des écailles le long d'un rhizome de *Posidonia oceanica*. En bas : épaisseur des écailles (en μm). M : maximum d'épaisseur. m : minimum d'épaisseur. f.s. restes d'un pédoncule floral. P : prophyll (préfeuille) accompagnant le pédoncule floral. L1 : feuille vivante la plus âgée (Pergent *et al.*, 1989b).

- La lépidochronologie constitue un outil puissant pour mesurer la vitesse de croissance des rhizomes, le nombre de feuilles formées chaque année, la dynamique d'édification des herbiers, la production primaire passée, les teneurs anciennes en contaminants, etc. (Pergent, 1990b ; Pergent et Pergent-Martini, 1990, 1991 ; Pergent *et al.*, 1992 ; Pergent-Martini et Pergent, 1994 ; Pergent-Martini, 1998).

- La floraison de *Posidonia oceanica* se produit en automne. Les fleurs sont hermaphrodites et sont regroupées (4 à 10 fleurs) en une inflorescence portée par un pédoncule de 10-30 cm de longueur (Fig. 14). La floraison ne se produit pas tous les ans, surtout dans les eaux relativement froides du nord de la Méditerranée Occidentale. Certaines années (ex : 1971, 1982, 1993, 1997 et 2003) ont été marquées par une floraison particulièrement intense à l'échelle de l'ensemble de la Méditerranée (Giraud, 1977 ; Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Mazzella *et al.*, 1983, 1984 ; Caye et Meinesz, 1984; Pergent *et al.*, 1989a ; Acunto *et al.*, 1996 ; Piazzini *et al.*, 1999 ; Gobert *et al.*, 2005). La floraison semble induite par des températures printanières et/ou estivales élevées et par une température avoisinant 20°C en octobre (Caye et Meinesz, 1984 ; Pergent *et al.*, 1989a ; Stoppelli et Peirano, 1996).

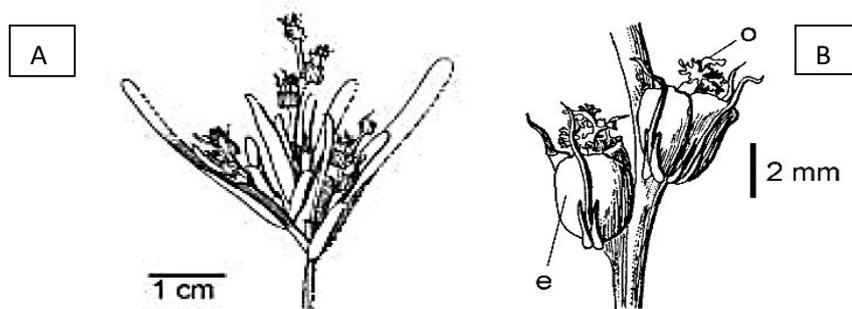


Figure 14 : A : une inflorescence de *Posidonia oceanica*. B : deux fleurs ; les étamines (e) sont situées à l'extérieur ; on aperçoit le sommet de l'ovaire (o) (Den Hartog, 1970).

La fécondation donne naissance à des fruits (Fig.15) qui se détachent de la plante à maturité, au printemps (6 à 9 mois de maturation). Ces fruits ont la forme et la dimension d'une olive ; leur couleur est vert foncé puis brun foncé à noir (Fig. 15). Ils contiennent une seule graine. Ces fruits flottent un certain temps. Selon l'orientation des courants ils s'échouent sur la plage ou s'ouvrent libérant la graine qui coulera vers le fond, où elle germera, sans période de dormance, si les conditions du substrat sont favorables (Den Hartog, 1970 ; Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Caye et Meinesz, 1984 ; Cinelli *et al.*, 1995).

Bien que le potentiel de germination des graines soit élevé (Balestri *et al.*, 1998) et que de jeunes plants issus de graines aient déjà été observés *in situ* (Acunto *et al.*, 1996 ; Balestri *et al.*, 1998 ; Gambi et Guidetti, 1998 ; Piazzini *et al.*, 1999), la reproduction sexuée n'aboutit que rarement à l'installation de nouveaux individus en milieu naturel, de telle sorte que la reproduction asexuée (végétative) par bouturage constitue le mode de reproduction privilégié de l'espèce (Molinier et Picard, 1952 ; Meinesz *et al.*, 1992 ; Procaccini et Mazzella, 1996).

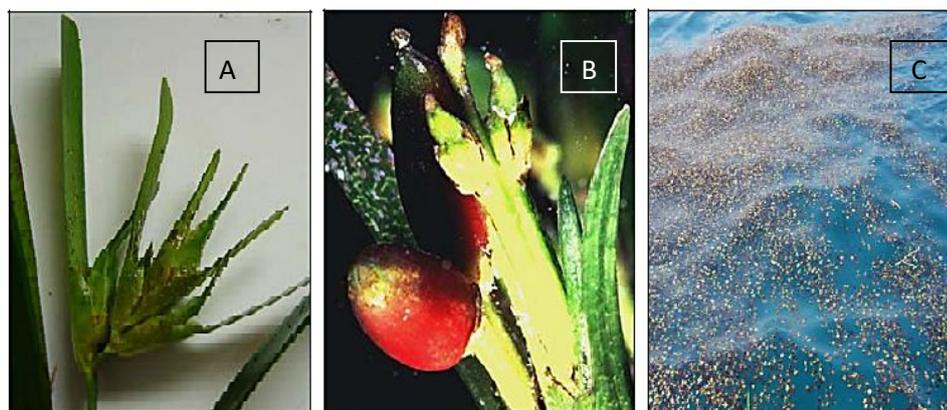


Figure 15 : Fruits de *Posidonia oceanica* « Olives de mer ».

A : Début de fructification (Photo de G. Pergent). B : Fruits mûrs (couleur brun-rouge ; Photo internet France 3). C : Fruits à la surface de l'eau (Photo de G. Pergent) (https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/115222)

Ecologie

Comme l'ensemble des magnoliophytes, *Posidonia oceanica* est très sensible à la disponibilité en lumière et ne peut survivre en dessous de 10 à 16% de l'irradiance de surface (Alcoverro *et al.*, 2001 ; Ruiz et Romero, 2001). La lumière constitue l'un des facteurs les plus importants pour la répartition et la densité des herbiers à *Posidonia oceanica* (Elkalay *et al.*, 2003).

Posidonia oceanica est une espèce sténohaline, ne pouvant survivre en dessous de 33‰ (Ben Alaya, 1972) ; ce qui explique son absence au niveau des étangs saumâtres de la côte languedocienne et au voisinage de l'embouchure des fleuves côtiers. Elle semble mieux résister aux salinités élevées, bien que Ben Alaya (1972) ait indiqué que 41‰ constituait sa

limite supérieure de tolérance, puisqu'elle a été observée dans des lagunes hypersalines en Tunisie et Lybie (Pergent et Zaouali, 1992 ; Pergent *et al.*, 2002).

Posidonia oceanica est présente pour des températures situées entre 10.5 et 30.0°C ; sa croissance est optimale entre 17.0 et 20.0 °C (Den Hartog, 1970 ; Ben Alaya, 1972 ; Augier *et al.*, 1980). Les températures extrêmes mesurées dans un herbier sont 9.0 et 29.2 °C (récif-barrière de la baie de Port-Cros, Var, France (Augier *et al.*, 1980 ; Robert, 1988). Celebi *et al.* (2006) indiquent comme limite maximale de température pour la croissance de *Posidonia oceanica* la valeur de 28.4 °C.

P. oceanica craint un hydrodynamisme trop intense. Les tempêtes arrachent des faisceaux de feuilles, dont certains constitueront des boutures. Elles peuvent éroder la « matre » (On nomme « matre » l'ensemble constitué par les rhizomes, les écailles, les racines et par le sédiment qui remplit les interstices (Fig. 16). Les rhizomes, les écailles et les racines sont peu putrescibles et se conservent donc à l'intérieur de la « matre » pendant plusieurs siècles ou millénaires (Boudouresque *et al.*, 1980; Boudouresque et Jeudy de Grissac, 1983), soit directement, soit en la vidant de son sédiment, ce qui la fragilise (Boudouresque, 2006).



Figure 16 : La matre de posidonie (Tollin in Boudouresque, 2010)

✚ Rôles des herbiers

L'herbier à *P. oceanica* est aujourd'hui considéré comme l'écosystème central de l'ensemble des espaces littoraux méditerranéens. Il constitue le climax d'une succession de peuplements et sa présence conditionne l'équilibre écologique de beaucoup de fonds littoraux méditerranéens. Les principaux rôles de l'herbier à *P. oceanica* sont schématisés dans la figure 17 et résumés comme suit :

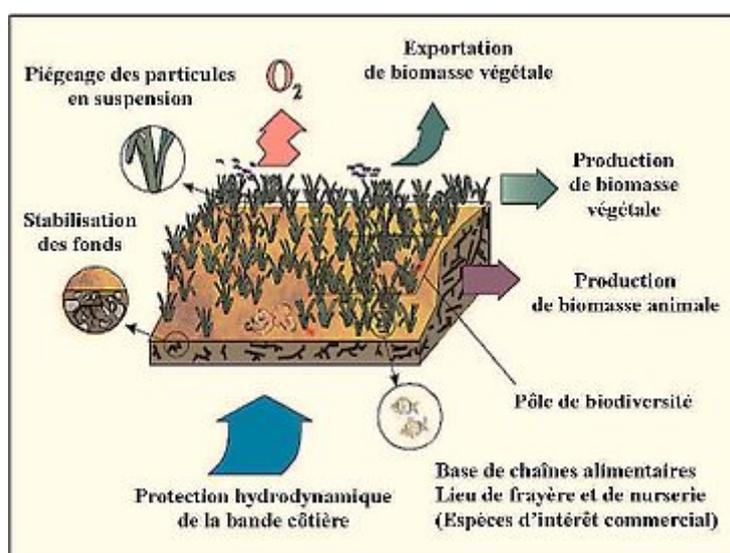


Figure 17 : Schématisation des principaux rôles de l'herbier de Posidonie dans l'équilibre écologique des fonds littoraux méditerranéens (GIS Posidonie, in Charbonnel *et al.*, 2000)

- L'herbier est le principal producteur primaire benthique de la Méditerranée (Romero, 1989).
- L'herbier intervient sur la qualité des eaux littorales, grâce à une importante production d'oxygène, et sur leur transparence par le piégeage de sédiment (Gacia et Duarte, 2001).
- L'herbier se trouve à la base de nombreuses chaînes alimentaires, par la production de biomasse végétale (dont une partie est exportée vers d'autres milieux) et par la production de biomasse animale. Cette formidable production attire et concentre une faune variée. Ces animaux (juvéniles ou adultes) trouvent au sein de l'herbier un lieu de gîte, de frayère et de nurserie leur procurant nourriture et protection (Boudouresque et Meinesz, 1982).

• L'herbier joue également un rôle fondamental dans la protection hydrodynamique de la frange côtière et des plages, par l'atténuation de la puissance des vagues et des courants et la stabilisation des fonds sableux. Sans cette protection contre l'érosion, le trait de côte actuel serait probablement fortement modifié. Les feuilles de posidonie diminuent la vitesse des courants et de la houle. Elles augmentent la sédimentation et réduisent la mise en suspension de la matière organique et inorganique (Boudouresque et Meinesz, 1982).

Menaces Sur l'herbier : Causes de régression

Les principales causes de régression des herbiers sont :

- Les pollutions industrielles et urbaines : Parmi les contaminants chimiques émis par les rejets terrestres et nocifs pour la Posidonie, citons les éléments en traces métalliques comme le Mercure ; les sels nutritifs ; les détergents ; les HAPs (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) ; les pesticides et le TBT (Tributylétain), ancien composant des peintures antisalissure des coques, qui réduisent la vitalité des herbiers à *Posidonia oceanica* (Pérès et Picard, 1975 ; Augier et al., 1987).
- La turbidité : la diminution de la transparence de l'eau, sous l'effet de la turbidité ou de l'eutrophisation et du développement du plancton qui en résulte, réduit la quantité de lumière en profondeur. La limite inférieure de l'herbier remonte alors (Boudouresque, 2003).
- Les arts traînants : l'utilisation des arts traînants constitue la principale menace directe sur les herbiers (Tunesi et Boudouresque, 2006).
- Les aménagements : le recouvrement par les aménagements littoraux et la modification des flux sédimentaires (exploitation des sables ou aménagement littoral) sont d'importantes menaces sur l'herbier (Ruiz et Romero, 2003).
- La compétition avec des espèces introduites : La *Caulerpa taxifolia* qui colonise presque tous les types de substrats, en particulier les mattes mortes et les prairies à *P. oceanica*; notamment les herbiers stressés ou dégradés dont elle peut accentuer le recul (Boudouresque et al., 1995). *Caulerpa racemosa*, la deuxième chlorophyte introduite en Méditerranée, et dont l'expansion est extraordinairement rapide, puisqu'elle est aujourd'hui présente dans la plus grande partie de cette mer (Verlaque et al., 2003 et Piazzini et al., 2005).

Conventions internationales, nationales, régionales et les directives

De nombreux textes font référence à la nécessaire protection des herbiers de posidonie.

- Convention de Barcelone ratifiée par les pays européens et l'ensemble des pays du Maghreb est adoptée en 1976. Elle constitue la convention de référence pour la protection des espaces et des espèces en méditerranée.
- Convention de Berne signée en 1979 relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe évoque la protection de *Posidonia oceanica*.
- En 1982, 20 pays et l'Union européenne adoptent le protocole visant la protection des habitats marins.
- Divers plans d'action sont adoptés afin de protéger le milieu marin et recenser les espèces menacées dont la Posidonie.
- Convention internationale pour la protection des végétaux, Rome le 6 décembre 1951 (décret N° 85-111 du 7 mai 1985).

I.4. Caractérisation du sédiment

Le sédiment est un milieu relativement hétérogène et complexe constitué d'eau, de matériaux inorganiques et organiques et de composés d'origines anthropiques (Power et Chapman, 1992). Ainsi, on retrouve principalement dans les sédiments (Garrivier, 1995) :

- Eléments chimiques que l'on qualifie de majeurs (Si, Al, K, Ca, Fe, S, Mg, etc.) et dont les teneurs sont notamment liées à la nature géochimique du sédiment ;
- Nutriments (carbone organique, azote, phosphore) dont les apports varient en fonction de la nature du milieu aquatique et des saisons ;
- Eléments métalliques présents, naturellement ou non, à l'état de traces (Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, etc.) ainsi que des contaminants organiques (HAP, PCB, composés phytosanitaires, etc.) qui représentent globalement moins de 0,1% de l'ensemble des éléments présents dans les sédiments.

Les sédiments constituent donc un biotope privilégié pour rechercher l'état de pollution d'un écosystème aquatique (Mearns *et al.*, 1986).

✚ Comportement des éléments en traces métalliques (ETM) en relation avec le sédiment.

Les sédiments jouent le rôle de puits et de source d'ETM. Selon Aubert *et al.*, (1983), la capacité de fixation et de rétention d'un polluant par les sédiments est largement conditionnée par leur granulométrie, leur géométrie particulière et leur composition chimique.

La vase argileuse retiendra facilement les métaux traces dans l'eau avoisinante, alors qu'un sable quartzique n'aura pas cette possibilité. De ce fait, la nature des sédiments influe grandement sur l'image des polluants.

Dans les phénomènes de pollution des sédiments par les ETM, les interactions sédiments cations métalliques jouent un rôle clé qui règle le comportement de ces métaux traces, leur distribution dans la phase solide. Ces interactions font intervenir plusieurs types de phénomènes de surface ; précipitation (sous forme oxydées, réduites), Co précipitation et adsorption sur des composés minéraux et organique (Sigg *et al.*, 1992).

La détermination des concentrations d'éléments en traces métalliques dans les sédiments marins côtiers superficiels est d'une grande importance du fait que ce compartiment abiotique a la capacité de séquestrer ces éléments et d'interagir avec d'autres compartiments biotiques et abiotiques de l'écosystème par des processus de sédimentation, floculation, etc. De plus, et à travers les processus mentionnés, il peut aussi y avoir un transfert et une incorporation des éléments en trace métallique aux chaînes trophiques (Luoma, 1987).

Une grande part des polluants déversés dans les eaux se retrouve dans les sédiments ; aussi a-t-on pu dire que ces derniers se comportent comme des indicateurs de pollution à mémoire, témoins du degré de pollution (Lesouef *et al.*, 1979).

I.4.1. Principales caractéristiques des sédiments côtiers

Soumis à diverses influences à la fois continentales et marines, les sédiments côtiers présentent des caractéristiques et donc des capacités à retenir les contaminants très variables. Ils résultent principalement du mélange de deux catégories de particules :

- Des particules d'origine continentale : provenant de l'érosion des roches et des sols, amenées par les eaux douces. Au cours de leur transport ces particules subissent des transformations, se chargent de revêtements divers parmi lesquels les oxydes ou hydroxydes de fer et de manganèse et les composés organiques, qui leur confèrent des propriétés nouvelles. Ces revêtements jouent un rôle primordial dans la fixation et la rétention des contaminants chimiques. Une fois en mer, ces particules subissent des modifications plus ou moins profondes, en particulier elles s'appauvrissent en carbone organique.

- Des particules d'origine marine : (détritus organiques divers minéraux formé in-situ). Elles donnent généralement lieu à des dépôts plus riches en silice et en carbonates, et plus pauvres en manganèse, en carbone organique et en contaminants.

I.4.2. Granulométrie

Les sédiments marins se divisent en deux catégories :

✚ Sédiments fins

Lutites ou le terme « pélite » (du grec pelos, boue) désigne traditionnellement une grande variété de roches sédimentaires formées d'éléments fins ; composés de particules inférieures à 63 μm de diamètre, ils regroupent d'une part les argiles (particules inférieures à 2 μm), et d'autre part les silts. Riches en matière organique, ils contiennent une quantité appréciable de sulfures ; quand ils sont présents en quantités, ils favorisent l'apparition de conditions anoxiques qui renforcent l'immobilisation de nombreux contaminants, tant qu'ils ne sont pas remis en suspension par l'action du courant notamment (Bruno, 2007).

✚ Sédiments grossiers

Arénites et rudites sont constitués d'éléments dont la granulométrie est supérieure à 0,063 mm (Tableau 9). Ils sont subdivisés en sables (de 0,063 mm à 2mm) et graviers (>2 mm). Généralement pauvres en matière organique ces sédiments ont une faible capacité de rétention des contaminants. Ces matériaux sont en général peu contaminés, sauf s'ils se trouvent à proximité d'un rejet. Leur potentiel de relargage des contaminants dans la colonne d'eau est dans ce cas facilité (Bruno, 2007).

Tableau 9 : les principaux constituants des sédiments et leurs classes granulométriques (Bruno, 2007).

	Constituants	Granulométrie
Lutites	Argiles	de 0 à 2 μm
	Silts	de 2 à 63 μm
Arénites	Sablons et Sables fins	de 63 à 200 μm
	Sables moyens et grossiers	de 200 μm à 2 mm
Rudites	Graviers	de 2 à 20 mm
	Blocs (anguleux), Galets (arrondis)	> 20 mm

La prise en compte de ces différents paramètres permet dans de nombreux cas d'éviter un certain nombre de biais lors de l'interprétation des résultats.

Par exemple, pour un même apport de contaminant, le mélange de particules de nature différente peut conduire à des concentrations variables, simplement par mélange du stock de particules contaminées par un stock non contaminé (Bruno, 2007).

I.4.3. Adsorption des métaux sur les sédiments

L'adsorption des métaux sur les sédiments fait intervenir plusieurs types de phénomènes de surface : la précipitation, la co-précipitation et l'adsorption sur les composés minéraux et organiques. Dans le cas des métaux, les formes majeures sont adsorbées sur les particules minérales par des interactions ioniques ou liées à la matière organique formant ainsi des complexes métalliques par l'intermédiaire de liaisons covalentes. De plus, l'adsorption dépend selon [Serpaud et al., \(1994\)](#) de l'origine des substances et des conditions environnementales (pH, potentiel redox, etc.). L'influence de ces dernières est importante, car elles définissent les liens participant à la fixation des cations métalliques sur les sédiments, ainsi que les capacités d'adsorption, variables selon la nature du métal ([Noppe, 1996](#)).

Influence du pH

En général, l'acidification (pH <5) conduit à la solubilisation de Fe, Mn, Al et d'autres métaux. Par contre, quelques éléments (Pb) forment des sulfates insolubles à faible pH et faible condition redox, car la solubilité des sulfates est inversement proportionnelle au pH. De plus, l'augmentation du pH favorise l'adsorption métallique sur la fraction réductible des sédiments (oxydes de fer et de manganèse) ([Chapman, 1992](#)) et sa diminution augmente la toxicité des métaux.

Effet de la taille du grain

Il existe une certaine hétérogénéité chimique du sédiment. L'interprétation de la qualité de l'eau à travers l'espace et le temps, basée sur l'analyse des métaux dans les sédiments nécessite de prendre en compte l'effet de la taille du grain. C'est un des facteurs les plus importants contrôlant la capacité du sédiment à adsorber les métaux lourds. Quand la taille du grain diminue, les concentrations augmentent. Or, deux techniques sont utilisées pour réduire l'effet de la taille du grain ([Noppe, 1996](#)).

La première est une normalisation mathématique basée sur une analyse indépendante de la taille du grain. Mais, la corrélation entre la taille du grain et la variabilité des teneurs en métaux dépend de nombreux facteurs, ce qui exclut l'existence d'un facteur de normalisation universel ([Horowitz et Elrick 1988](#)).

La seconde technique est une séparation physique suivie d'une analyse chimique, qui permet d'obtenir des valeurs plus précises, mais nécessite plus de sédiment. Dans le cas du sable, chacune des phases contribue à la surface totale alors que pour les sédiments fins, elles agissent comme inhibiteurs en cimentant les grains fins ensemble pour former des agrégats. Ceci peut expliquer pourquoi les fractions inférieures à 63 μm sont les plus importantes pour l'estimation des teneurs en métaux lourds des sédiments, car les particules les plus fines sont généralement les plus riches en éléments traces. De plus, quand la matière particulaire totale est considérée, la teneur en élément trace est généralement directement proportionnelle à la quantité de fraction la plus fine (Chapman, 1992).

Effet de la matière organique

La matière organique (MO) présente une aptitude particulière à se combiner avec les ETM (Davis, 1984). Ainsi, les processus de dégradation et floculation affectent qualitativement la MO (Sholkovitz *et al.*, 1978; Wen *et al.*, 1997; Abril *et al.*, 2002; Lemaire *et al.*, 2002) et peuvent directement influencer la spéciation des ETM (Mantoura *et al.*, 1978; Mantoura, 1981). Nous notons que la dégradation de la MO peut aussi influencer localement les conditions physicochimiques comme le potentiel redox ou le pH, et ainsi indirectement induire des modifications entre les différentes phases des ETM. Lors de la diagénèse précoce, la colonne sédimentaire devient plus acide et plus réductrice, la force ionique augmente. Or, le pH, le redox et la force ionique sont les principaux paramètres contrôlant la fixation des métaux traces sur les particules. Ainsi la diagénèse va entraîner des évolutions du fractionnement solide-liquide au sein de la colonne sédimentaire : ceci concerne en particulier les métaux fixés sur la matière organique, les oxydes de manganèse et de fer, les phases sulfurées et carbonatées. (Fig.18).

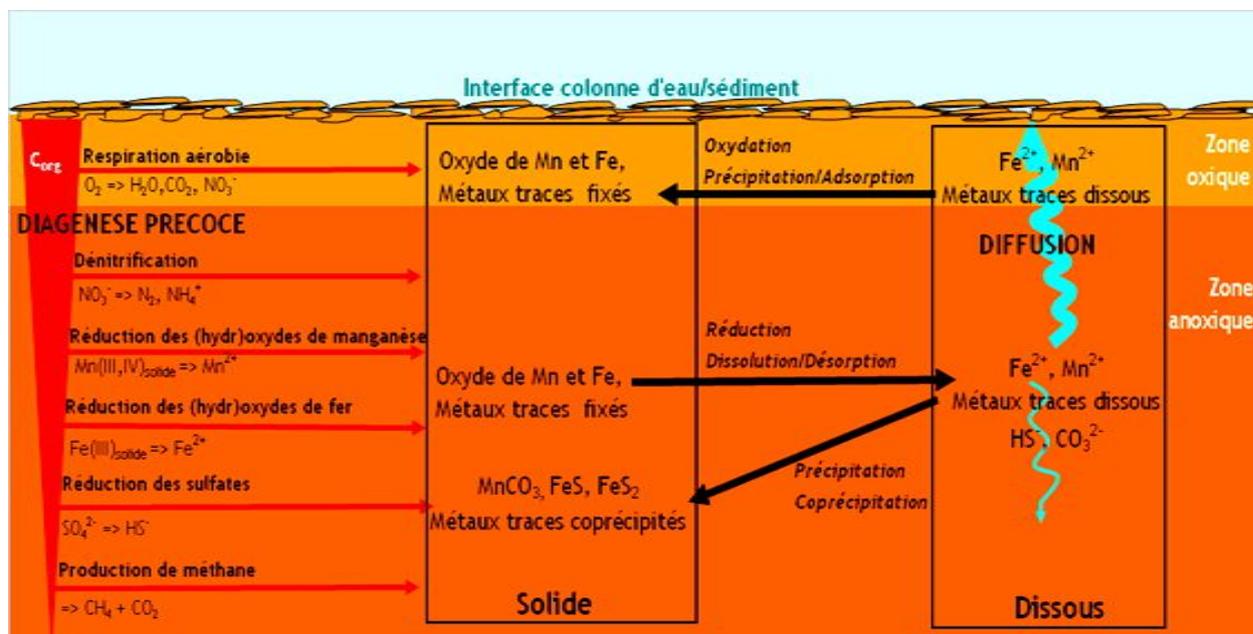


Figure 18 : Influence des réactions biogéochimiques de la diagénèse précoce sur le transfert des métaux à l'état de traces au sein du sédiment (Devallois, 2009).

Matériel et méthodes



II. Matériel et méthodes

II.1 Le Golfe d'Annaba

Le Golfe d'Annaba est situé dans le littoral Est algérien ; il est limité à l'Est par le Cap Rosa ($8^{\circ} 15' E$ $36^{\circ} 58'N$) et à l'Ouest par le Cap de Garde ($57^{\circ} 16'E$ et $36^{\circ} 58'N$). La distance séparant les deux caps est d'environ 21,5 milles (40Km). La profondeur maximale des eaux est de 65m. Le plateau continental est accidenté et nettement restreint au nord du Cap de Garde (4,5 milles), puis s'élargit dans le golfe jusqu'à 14,05 milles (27km) pour se rétrécir légèrement à l'Est au voisinage du Cap Rosa (Vaissière et Fredj, 1963).

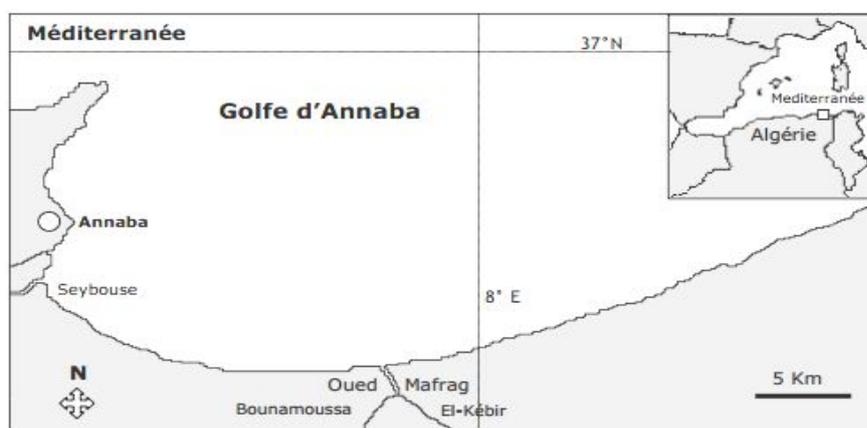


Figure 19 : Représentation du Golfe d'Annaba.

Du point de vue sédimentologie, le fond marin débute par du sable fin dans le secteur Ouest ; dans le secteur Est, ce sable se mélange avec de la vase fine. Maurin (1961) rapporte l'existence d'une chaîne d'herbiers de posidonies ; ces derniers sont installés sur des substrats rocheux qui se continuent par des vases terrigènes molles mélangées à du sable ou des débris coquilliers.

Selon Frehi (1998), la température des eaux du Golfe varie entre $16^{\circ}C$ en hiver et $28.8^{\circ}C$ en été avec une amplitude de $12,8^{\circ}C$. La température joue un rôle important dans les variations de la densité de l'eau. Ounissi *et al.*, (1998) rapportent que l'écart de la température, entre l'eau de surface et celle se trouvant à 50m, dépasse $4^{\circ}C$. Selon ces mêmes auteurs, la différence entre la salinité de l'eau de surface et celle des profondeurs, ne dépasse pas 1‰.

Dans le golfe d'Annaba, il existe trois groupes de vents dominants : des vents de Nord-Ouest qui peuvent atteindre 9 nœuds ; ces derniers peuvent engendrer une hauteur de vague de l'ordre de 9m. Des vents de Nord Nord-Est, de 5 à 8 nœuds qui peuvent être à l'origine de tempêtes de courte durée. Des vents d'Est, de 9 nœuds qui peuvent être la cause de perturbation de la navigation et d'avaries et dégâts dans le port du fait de son ouverture orienté vers l'Est.

Les courants dans le golfe d'Annaba présentent, à son ouverture après le Cap de Garde, une circulation orientée vers l'Est (Fig.20) avec des vitesses, fluctuantes selon les saisons, pouvant atteindre 0.5 à 1m/s. Ce courant part de la face Sud-Est du Cap de Garde en direction de l'embouchure de l'Oued Mafragh (Anonyme, 1976).

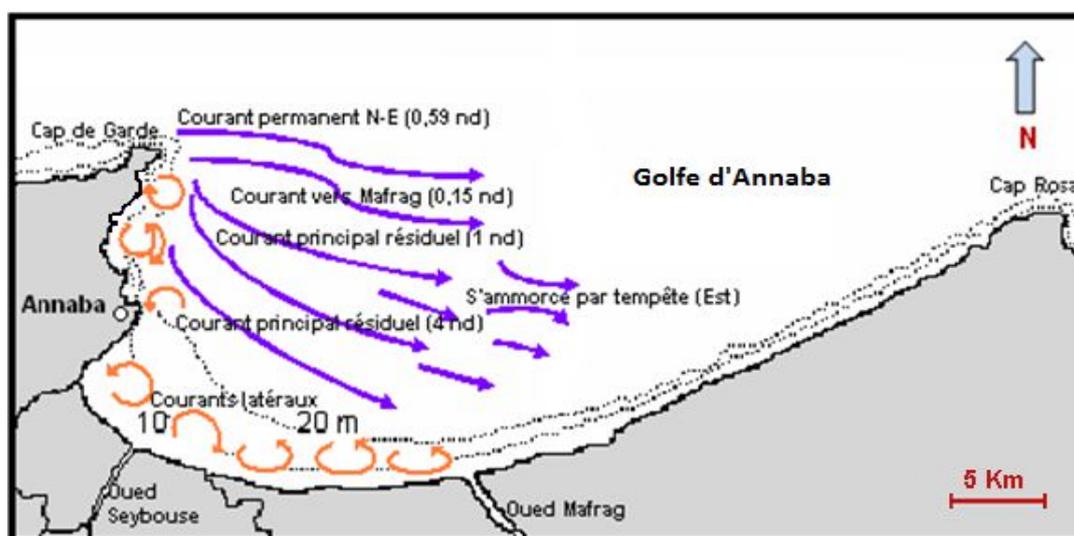


Figure 20 : Courantologie du golfe d'Annaba (Anonyme, 1976).

II.2. État de la pollution dans le Golfe d'Annaba

Le Golfe d'Annaba est soumis à divers types de pollution ; de la pollution biologique à la pollution chimique, organique ... Les sources de la pollution de l'écosystème côtier proviennent d'activités industrielles, agricoles et urbaines. Selon Grimes, (2010) les principales industries polluantes installées dans la région d'Annaba sont la centrale électrique, l'usine de fertilisants « Fertial », le complexe SIDER « Arcelor Mittal » (fig. 22) l'industrie alimentaire (ORELAIT), la production d'huile végétale et de savon (ENCG), brasserie et

limonaderie (EMIB), unité métallurgique (Ferrovia), cimenterie (hydro-canal). Les oueds Seybouse, Bedjima, Boukhemira et Mafragh, en plus des nombreux effluents de rejets urbains et le port, représentent les principales sources « ponctuelles » qui drainent la multitude de contaminants, produites sur leurs bassins versants, vers le Golfe d'Annaba (Fig.21 ; Fig. 23).

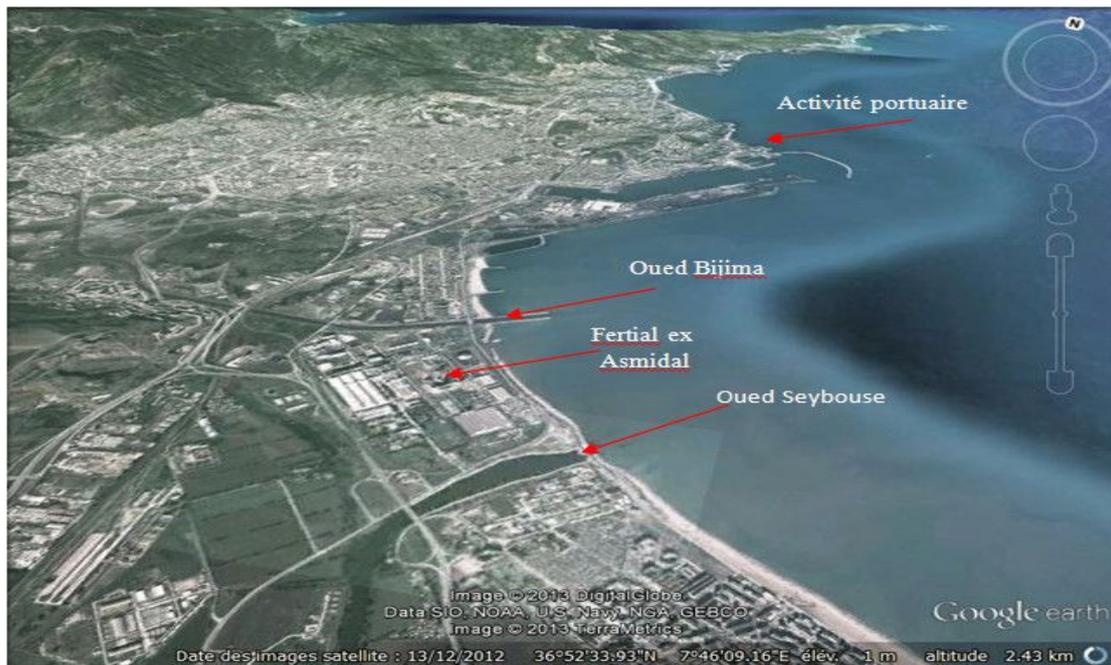


Figure 21 : Image satellitaire des Principales sources de pollution dans le golfe d'Annaba (Google Earth Modifié)



Figure 22 : Activité sidérurgique polluante « Arcelor Mittal »



Figure 23 : Image satellitaire de l'embouchure de l'oued Mafragh (Google Earth modifié).

II.3. Stations d'échantillonnages

Le choix des sites s'est basé sur leur emplacement par rapport aux différents rejets et sources de pollution (rejets urbains, proximité du port d'Annaba). Six stations de prélèvement ont été choisies, de manière à recouvrir une plus grande partie du Golfe d'Annaba (Fig. 24). Les informations relatives à la localisation et les caractéristiques de chaque zone sont consignées dans le tableau 10.

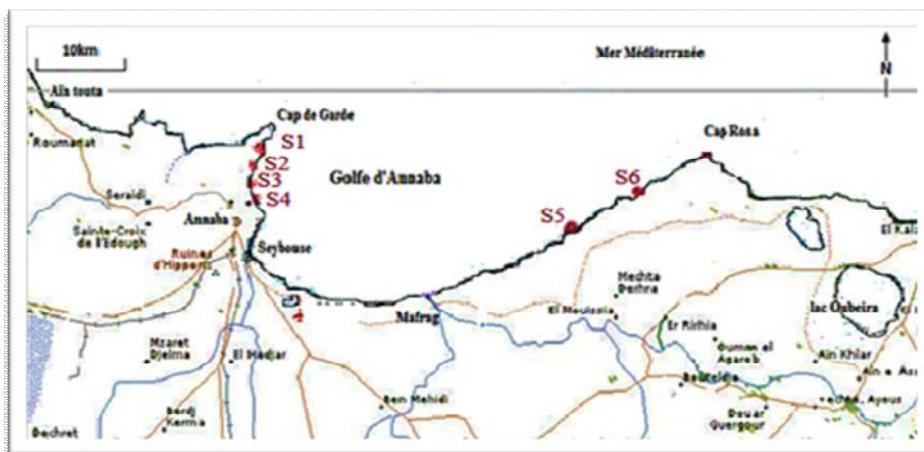


Figure 24 : Localisation géographique des stations d'échantillonnage.

Tableau 10 : Caractérisation des stations de prélèvements.

Stations	Coordonnées GPS	Profondeur	Nature du Fond	Autres caractéristiques
S1 : Ain Achir	36°57'18.72''N 7°46' 53.27''E	08 m	Meuble	Rejets urbains
S2 : Belvedere	36°56'43.77''N 7°46' 10.21''E	07 à 08 m	Meuble	Rejets urbains
S3 : Lacaroube	36°55'38.06''N 7°45' 41.07''E	05 m	Meuble	Rejets urbains
S4 : Lever De L'aurore	36°54' 35.47''N 7°46' 21.48'' E	12 à 15m	Rocheux	Rejets urbains + Proximité du port
S5 : Draoueche	36°52' 15.03''N 8°02' 34.75'' E	10 m	Meuble	Eloignée de tous rejets
S6 : Lahnaya	36°54'16.20'' N 8°07' 48.04'' E	08 m	Meuble	Fréquentée en période estivale

II.3.1. Station Ain Achir

La station de Ain Achir est située dans la plage de Ain Achir ; cette dernière se trouve au Sud Est du Cap de garde (fig. 25). C'est une plage très fréquentée en période estivale ; elle se trouve à proximité des rejets d'eaux usées de deux centres de repos (ANP et sureté nationale), d'un complexe touristique (Shems les bains) et de quelques petits commerces (restaurants).

**Figure 25** : Image satellitaire de la station Ain Achir (S1). (Google Earth modifié)

II.3.2 Station Belvédère

Elle est localisée un peu plus au Sud de la station Ain Achir ; c'est une plage, qui en plus des eaux de ruissellement qu'elle reçoit, est soumise aux rejets provenant de restaurants et de cabanons situés en bordure du sable et en particulier les eaux usées de l'hôtel Rym El Djamil. C'est plage est fortement fréquentée en période estivale (Fig. 26).



Figure 26 : Image satellitaire de la station Belvédère(S2). (Google Earth modifié)

II.3.3. Station Lacaroube

Située dans la partie Ouest du Golfe, pas très loin de la ville d'Annaba, cette plage reçoit les eaux de ruissellement et les égouts des nombreuses habitations et commerces situés aux alentours. C'est une zone soumise, toute l'année, à une forte pression anthropique du fait de l'intense activité humaine qui y règne : pêche, sport nautique, baignade... déchets organiques (Fig.27).



Figure 27 : Image satellitaire de la station Lacaroube (S3) (Google Earth modifié)

II.3.4. Station Lever de l'aurore

Située en zone périurbaine, à proximité d'une forte agglomération, pas très loin du port d'Annaba (Fig. 28), cette zone reçoit les eaux de ruissellement, les rejets urbains d'une bonne partie de la ville (habitations, commerces, hôpital Caroubier...) et se trouve exposée à un trafic routier intense en plus du trafic maritime du fait de sa proximité du port (pêche, plaisance, voyage, marchandise...)



Figure 28 : Image satellitaire de la station Lever de l'aurore (S4) (Google Earth modifié)

II.3.5. Station Draoueche

La station Draoueche est une plage située dans la partie Est du Golfe, assez loin des agglomérations et très fréquentée en été. Durant l'année 2008-2009, l'implantation d'une centrale électrique juste en bordure du littoral (fig. 29) a généré des perturbations causées par les travaux de terrassement.



Figure 29 : Image satellitaire de la station Draoueche (S5) Google Earth, modifié).

II.3.6. Station Lahnaya

Cette station a été retenue comme site de référence du fait de son éloignement des zones industrielles et urbanisées (Fig. 30). Elle est située dans la partie Est du Golfe, à l'Ouest de l'oued Mafragh et à l'Est de Cap Rosa.

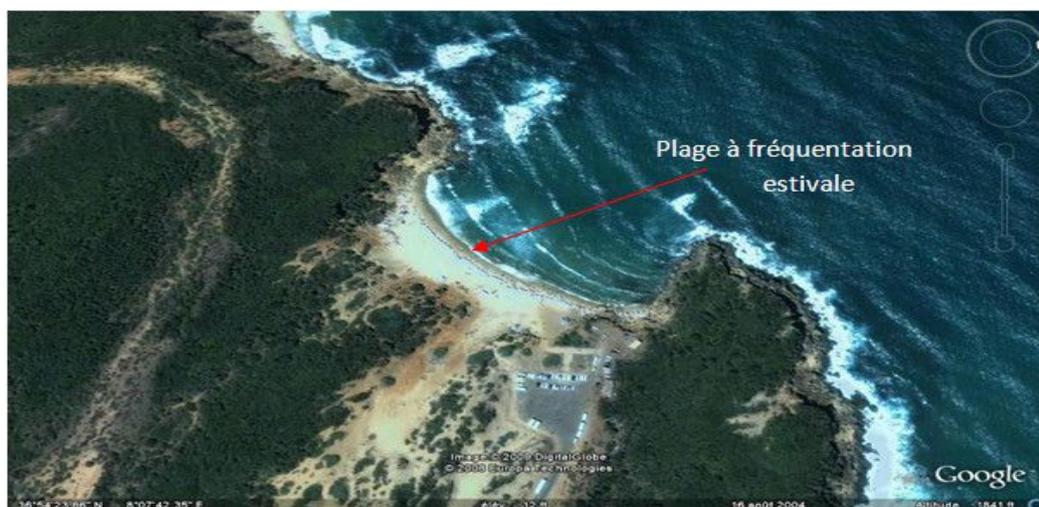


Figure 30 : Image satellitaire de la station Lahnaya (S6) (Google Earth, modifié).

II.4. Caractérisation physico-chimique de l'eau de mer

Les prélèvements et mesure effectués dans le cadre de cette étude (2008-2009) sont au nombre de trois par saison et par station.

II.4.1. Mesure du pH, T°, salinité et oxygène dissous

Les mesures du pH, de la température (T°C), de la salinité et de l'oxygène dissous ont été réalisées «*in situ*» à l'aide d'un multi paramètres (Pionner 20 et Pionner 30) muni de plusieurs sondes préalablement calibré.

II.4.2. Prélèvements et dosage des MES, de la chlorophylle *a* et des sels nutritifs

✚ L'eau de mer, destinée au dosage des matières en suspension, des sels nutritifs et de la chlorophylle *a*, est prélevée dans des bouteilles en plastique d'une capacité d'un litre et demi ; le bouchon est placé de telle façon qu'il n'y ait aucune bulle d'air (Rodier *et al.*, 1996). L'échantillon ainsi prélevé est transporté à l'abri de la lumière dans une glacière maintenue à basse température.

✚ Pour la détermination des ETM libres dans l'eau de mer nous avons prélevé trois flacons d'une capacité de 200ml chacun. Les récipients sont rincés à l'eau de mer (trois fois) puis remplis complètement puis scellés de manière à éviter des réactions interférentes avec

l'air. On ajoute ensuite, dans chaque récipient, 2ml d'acide nitrique à 65% (qui fait office de substance conservatrice) puis on place ces derniers dans une glacière maintenue à basse température jusqu'à l'arrivée au laboratoire. Les récipients sont entreposés dans un réfrigérateur à 6°C de température jusqu'à leur analyse (Anonyme, 2003).

✚ La détermination de la matière en suspension dans l'eau est réalisée par l'application de la méthode de pesée différentielle après filtration de l'échantillon (500ml d'eau de mer) à l'aide d'un filtre en microfibres de verre (WHATMAN GF/C 47 μm de porosité). Le filtre a été pesé avant et après filtration ; la différence de poids permet de connaître le poids sec total de la matière en suspension dans le volume filtré correspondant (Aminot et Chaussepied, 1983).

✚ La chlorophylle *a*, est un composé chimique indispensable à la photosynthèse. Dans le milieu aquatique, la chlorophylle est considérée comme un indicateur de la biomasse et de la productivité algale. Dans le cadre de cette étude, le dosage de la chlorophylle *a* est réalisé selon la méthode monochromatique de Lorenzen (1967).

- Le Principe de la méthode est basé sur la transformation rapide de la chlorophylle *a* en phéophytine par acidification, ce qui entraîne une diminution de l'absorption. Alors qu'aucune modification n'intervient pour la phéophytine acidifiée, la différence d'absorbance avant et après acidification permet donc de déterminer la teneur en chlorophylle *a*.

- **Mode opératoire**

-Filtration :

-filtrer l'échantillon d'eau brute à travers un filet ou un tamis de 200 à 250 μm de vide de maille ce qui permet l'élimination grossière du zooplancton.

-filtrer un volume connu de l'échantillon (0.5 à 5 litres) sous vide, sur un filtre en microfibres de verre (WHATMAN GF/C 47 μm) recouverte au préalable d'une fine couche de carbonate de magnésium pour éviter l'altération de la chlorophylle.

➤ **Extraction :**

- Introduire la membrane filtrante dans un tube à centrifuger contenant 10ml d'acétone à 90%.
- déchiqueter le filtre à l'aide d'une baguette ou d'un tube en verre à embout coupant. Agiter vigoureusement pour disperser les fibres.
- Placer le tube à l'obscurité et au frais pendant une vingtaine d'heures de façon à permettre l'extraction de la chlorophylle.
- Après extraction centrifuger à 400 tr/min pendant 5 minutes.
- Transférer le surnageant dans la cuve du spectrophotomètre.

➤ **Mesure :**

- Effectuer les mesures d'absorbances des extraits aux longueurs d'ondes de 750 et 665 nm.
- Acidifier par addition de 10µl d'acide chlorhydrique par ml d'extrait directement dans la cuve, agité, attendre 6 min.
- Mesurer les absorbances des extraits acidifiés à 750 et 665 nm.

➤ **Expression des résultats :**

Soustraire les absorbances lues à 750 nm avant et après acidification soit:

E1 : Absorbance corrigées avant acidification.

E2 : Absorbance corrigées après acidification.

La teneur en Chlorophylle a se calcule ainsi :

$$\text{Chl a } (\mu\text{g / l}) = \frac{26.7 \times (E_1 - E_2) \times v}{V \times L}$$

V : volume d'eau filtrée (l).

N : volume d'acétone (ml).

L : longueur du trajet optique de la cuve de mesure (cm).

Dosage de l'ammonium

Le principe de base est la réaction de Berthelot où l'ammoniac, en milieu basique, réagit tout d'abord avec l'hypochlorite pour former une monochloramine, puis successivement avec deux molécules de phénol pour former le bleu d'indophénol selon la réaction suivante (Aminot et Kéruec, 2004).



La composition et la préparation des réactifs et de la solution étalon sont représentées dans les tableaux 11 et 12 respectivement.

La réalisation de ce dosage nécessite l'élaboration d'une gamme étalon d'ammonium ; cette dernière nécessite la préparation de 5 concentrations : 0.2, 0.5, 1.0, 2.0, 5.0 $\mu\text{mol/l}$ en fioles jaugées à partir de la solution diluée d'ammonium à 500 $\mu\text{mol/l}$. Les étapes du dosage sont les suivantes :

- Prélever 100 ml du filtrat des échantillons et des étalons, puis les transférer dans des récipients appropriés.
- Ajouter 5 ml du réactif R1, fermer et bien mélanger.
- Ajouter sans attendre 5 ml du réactif R2, fermé et mélanger à nouveau.
- Placer le flacon immédiatement à l'abri de la lumière à température ambiante pendant au moins 6 heures.
- Mesurer l'absorbance à une longueur d'onde $\lambda = 630 \text{ nm}$.
- Déterminer l'équation de la droite : $\text{absorbance} = f(\text{concentrations en } \text{NH}_4^+)$.
- A partir des résultats obtenus sur la gamme étalon de l'ammonium chacun des échantillons est alors déduit.

Tableau 11 : Préparation de la solution étalon d'ammonium.

Solution étalon concentrée d'ammonium à 10 000 μmol/l
Sulfate d'ammonium ((NH ₄) ₂ SO ₄ ; M= 132.14g/mol).
<ul style="list-style-type: none"> - Sécher du sulfate d'ammonium à 105°C pendant 1 heure. - Peser 0.661 g de sulfate d'ammonium pour 1000 ml de solution préparée en fiole jaugée, avec de l'eau déminéralisée. - Conserver à température ambiante et à l'abri de la lumière pendant 1 an.
Solution étalon diluée d'ammonium à 500 μmol/l
<ul style="list-style-type: none"> - Diluer 20 fois la solution étalon concentrée pour obtenir la solution étalon diluée. - Solution ne se conserve que quelques heures.

Tableau 12 : Préparation des réactifs du dosage de l'ammonium.

Solution de phénol- nitroprussaite (réactif R1)
Phénol (C ₆ H ₅ OH, M=94.1g/mol).
Nitroprussiate de sodium dihydraté (NP, Na ₂ Fe(CN) ₅ NO, 2H ₂ O, M=298g/mol).
<ul style="list-style-type: none"> - Dissoudre 65g de phénol dans 800 ml d'eau distillée. - Ajouter et dissoudre 1.5 g du Nitroprussiate de sodium, puis compléter à 1 litre. - Conserver la solution au réfrigérateur (stable 2 à 3 semaines).
Solution alcaline complexante
Citrate trisodique dihydraté Na ₃ C ₆ H ₅ O ₇ , 2H ₂ O, M= 294.1 g/mol).
Soude (NaOH, M=40 g/mol).
<ul style="list-style-type: none"> - Dissoudre 375 g de citrate trisodique et 30 g de soude dans 800 ml d'eau distillée. - Mélanger puis compléter à 1 litre. - Solution stable plusieurs mois à température ambiante.
Solution complexante au chlore (réactif R2)
Dichloroisocyanurate de sodium dihydraté (DCII, C ₃ Cl ₂ N ₃ NaO ₃ , 2H ₂ O, M=256g/mol).
<ul style="list-style-type: none"> - A la solution complexante ajouter 8g de Dichloroisocyanurate de sodium dihydraté par litre. - Conserver au réfrigérateur, cette solution ne peut être utilisée qu'une semaine. - Solution à préparer en quantité juste nécessaire à la série d'analyse.

Dosage des Nitrates

Le principe de base de la méthode repose sur la réduction quasi quantitative du nitrate (NO_3^-) en nitrite (NO_2^-) ; du fait que le dosage du nitrite soit simple, spécifique et sensible, il permet la mesure des faibles concentrations. Le dosage nécessite une colonne en verre remplie de cadmium, le remplissage de la colonne et son activation a été réalisée selon la méthode décrite par [Aminot et Kérouel \(2004\)](#) (Tableau 13).

Tableau 13 : Préparation des réactifs du dosage des nitrates.

Solution de chlorure d'ammonium à 4.5 $\mu\text{mol/l}$

Produits utilisés

- Chlorure d'ammonium (NH_4Cl ; M= 53.5g/mol).

Mode opératoire

- Dissoudre 240 g de chlorure d'ammonium dans 700 ml d'eau distillée.
- Mélanger puis compléter à 1000 ml.
- Conserver la solution dans un flacon en plastique à température ambiante.
- Solution stable indéfiniment.

Solution d'hydroxyde de sodium 0.43mol/l

Produits utilisés

- Hydroxyde de sodium (NaOH ; M= 40 g/mol).

Mode opératoire

- Dissoudre 17 g de soude dans 800 ml d'eau distillée.
- Mélanger puis compléter à 1000 ml.
- Conserver la solution dans un flacon en plastique à température ambiante.
- Solution stable indéfiniment.

Les étapes du dosage sont les suivantes :

- Prélever 100 ml de la solution à doser.
- Ajouter 2ml de la solution de chlorure d'ammonium, puis mélanger.
- Ajouter 2ml de la solution d'hydroxyde de sodium.
- Passer l'échantillon sur la colonne à 20 - 30 ml/min.
- Récupérer les premiers 30 ml sortant de la colonne pour le rinçage du récipient destiné au dosage.
- Récupérer ensuite 50 ml de l'effluent dans le récipient rincé.
- Doser le nitrite formé lors du passage de l'échantillon sur la colonne en appliquant la procédure décrite dans la méthode de dosage des nitrites (en c.)
- La concentration des nitrites mesurés est la somme de la concentration en nitrate initiale du milieu réduit et du nitrite initiale du milieu.
- La concentration du nitrate est déduite par soustraction de la concentration des nitrites initiale de la concentration en nitrite mesurés.

Dosage des Nitrites

Le principe de base est la réaction de Griess où le nitrite réagit avec une première amine aromatique pour former un diazoïque qui est couplée à une seconde amine aromatique pour produire le colorant rouge (Aminot et Kérouvel, 2004).

La composition et la préparation des réactifs et de la solution étalon sont représentées dans les tableaux 14 et 15 respectivement.

La réalisation du dosage nécessite la préparation d'une gamme étalon de nitrite ; cette gamme nécessite la préparation de 4 concentrations : 0.1, 0.2, 0.5, 1.0 $\mu\text{mol/l}$ en fioles jaugées à partir de la solution étalon diluée de nitrite à 50 $\mu\text{mol/l}$. Les étapes du dosage s'appliquent aux filtrats d'échantillons et à la gamme étalon dont les étapes sont les suivantes :

- Prélever 50 ml de la solution à doser.
- Ajouter 1ml du réactif R1 puis mélanger.
- Attendre 2 à 5 minutes puis ajouter 1ml du réactif R2.
- Mélanger et laisser agir au moins 10 minutes.

- Lire l'absorbance à une longueur d'onde $\lambda = 543$ nm.
- Déterminer l'équation de la droite : absorbance = f (concentrations en NO_2^-).
- A partir des résultats obtenus sur la gamme étalon du nitrite chacun des échantillons est alors déduit.

Tableau 14 : Préparation de la solution étalon de nitrite.

Solution étalon concentrée de nitrite à 5000 $\mu\text{mol/l}$
Produit utilisé
- Nitrite de sodium anhydre (NaNO_2 ; $M= 69\text{g/mol}$).
Mode opératoire
- Sécher le nitrite de sodium à 100°C pendant 1 heure.
- Dissoudre 0.345 g dans 1000 ml d'eau distillée.
- Conserver la solution à température ambiante et à l'abri de la lumière.
Solution étalon diluée de nitrite à 50 $\mu\text{mol/l}$
Mode opératoire
- Diluer 100 fois la solution étalon concentrée avec de l'eau distillée.
- Cette solution ne se conserve que quelques heures.

Tableau 15 : Préparation des réactifs du dosage des nitrites.

Solution de sulfanilamide (réactif R1)
Produits utilisés
- Acide chlorhydrique (37%).
- Sulfanilamide ($\text{C}_6\text{H}_8\text{N}_2\text{O}_2\text{S}$; $M=172\text{g/mol}$).
Mode opératoire
- Diluer 50 ml d'acide chlorhydrique dans 250 ml d'eau distillée.
- Ajouter 5g de sulfanilamide, puis compléter à 500 litre.
- Conserver la solution à l'abri de la lumière.
- Solution stable pendant plusieurs mois.
Solution de N-naphtyl-éthylènediamine (réactif R2)
Produit utilisé
- Dichlorohydrate de N-(1-naphtyl)-éthylènediamine (NED) ($\text{C}_{12}\text{H}_{14}\text{N}_2 \cdot 2\text{HCl}$; $M=259\text{g/mol}$).
Mode opératoire
- Dissoudre 0.5 g de NES dans 500 ml d'eau distillée.
- Conserver la solution à 4°C et à l'abri de la lumière.
- Solution à renouveler dès qu'elle prend une coloration brune.

🚧 Dosage des orthophosphates

La méthode repose sur la réaction des ions phosphates avec le molybdate d'ammonium, en présence d'antimoine III ; cette réaction aboutit à la formation d'un complexe phosphomolybdique que l'on réduit par l'acide ascorbique. En effet, le principe de base est la formation puis la réduction du complexe pour produire une intense coloration bleue (Aminot et Kérouvel, 2004).

La réalisation de ce dosage nécessite l'élaboration d'une gamme étalon de phosphate, cette gamme nécessite la préparation de 4 concentrations de 0.1, 0.2, 0.5, 1.0, $\mu\text{mol/l}$ en fioles jaugées à partir de la solution diluée de phosphore à 50 $\mu\text{mol/l}$. Les étapes du dosage sont les suivantes :

- Prélever 50 ml du filtrat des échantillons et de la gamme étalons et les transférer dans des récipients appropriés.
- Ajouter 2 ml du réactif R1, mélanger.
- Ajouter 2 ml du réactif R2.
- Mélanger puis laisser réagir 5 min.
- Mesurer l'absorbance à une longueur d'onde de 880 nm.
- Déterminer l'équation de la droite : $\text{absorbance} = f(\text{concentrations en } \text{PO}_4^{3-})$.
- A partir des résultats obtenus sur la gamme étalon du phosphate chacun des échantillons est alors déduit.

La composition et la préparation des réactifs et de la solution étalon sont représentées dans les tableaux 16 et 17.

Tableau 16 : Préparation de la solution étalon de phosphore.

Solution étalon concentrée de phosphore à 5 000 $\mu\text{mol/l}$
Dihydrogénophosphate de potassium anhydre (KH_2PO_4 ; $M=136.09\text{g/mol}$).
<ul style="list-style-type: none"> - Sécher de dihydrogénophosphate de potassium à 105°C pendant 1 heure. - Peser 0.6805 g pour 1000 ml de solution préparée en fiole jaugée, avec de l'eau distillée. - Conserver à température ambiante et à l'abri de la lumière pendant 1 an.
Solution étalon diluée de phosphore à 50 $\mu\text{mol/l}$
<ul style="list-style-type: none"> - Diluer 100 fois la solution étalon concentrée pour obtenir la solution étalon diluée. - Solution se conserve quelques jours au réfrigérateur.

Tableau 17 : Préparation des réactifs du dosage de l'orthophosphate.

Solution de la solution d'acide sulfurique à 2.9mol/l
Acide sulfurique (H ₂ SO ₄) à 95-97%; (1.84Kg/l ; M=98,2g/mol). <ul style="list-style-type: none"> - Pour un litre de solution ajouter lentement en agitant 160ml d'acide sulfurique dans 800 ml d'eau distillée. - Compléter au volume après refroidissement.
Solution acide d'acide ascorbique (réactif R1)
Acide ascorbique (C ₆ H ₈ O ₆ ; M=176g/mol). <ul style="list-style-type: none"> - Dans 100 ml d'acide ascorbique (2.9mol/l), dissoudre 5g d'acide ascorbique. - Solution stable pendant quelques semaines.
Solution acide de molybdène et d'antimoine (réactif R2)
Heptamolybdate d'ammonium tétrahydraté ((NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ , 4 H ₂ O); M= 1236g/mol). Oxytartrate d'antimoine (III) et de potassium (K(SbO) C ₄ H ₄ O ₆ , 1/2H ₂ O ; M=334g/mol). <ul style="list-style-type: none"> - Dans 450 ml d'acide sulfurique, dissoudre 13 g d'héptamolybdate d'ammonium. - Dissoudre 0.3 g d'oxytartrate d'antimoine (III) et de potassium dans 50 ml d'eau distillée, l'ajouter à la solution d'héptamolybdate d'ammonium et mélanger. - Conservée à température ambiante, cette solution est stable plusieurs mois

II.5. Caractérisation du sédiment superficiel du Golfe d'Annaba

Les prélèvements du sédiment se font en même temps que ceux de la posidonie. Le sédiment est prélevé sous les herbiers de *P. oceanica* à raison de trois prélèvements par station et par saison.

L'échantillon de sédiment concerne les 5 premiers centimètres de la couche superficielle ; une fraction de 500g à 1Kg de sédiment est prélevée à l'aide de boîte en plastique. Les échantillons prélevés ont été conservés à basse température dans une glacière maintenue à basse température jusqu'à l'arrivée au laboratoire où ils seront entreposés dans un congélateur en prévision de leur analyse (Kantin et Pergent-Martini, 2007).

Après décongélation, le sédiment est soumis à une phase pré-analytique c'est le séchage à l'étuve 105 °C pendant 24h.

II.5.1. Détermination de la granulométrie

La granulométrie est la mesure des caractéristiques physiques propres à la texture et à la distribution en poids des particules d'un sédiment suivant leurs dimensions. Elle constitue un paramètre essentiel dans le comportement des polluants dans les sédiments et les organismes benthiques. L'analyse granulométrique des sédiments prospectés tend à évaluer la teneur en fraction fine (particules de taille inférieure à 63 μm) et la granulométrie de la fraction grossière.

La technique de tamisage par voie sèche est appliquée au sédiment sableux du Golfe d'Annaba. Cinq-cents grammes (500g) de sédiment grossier déshydraté sont passés sur une colonne de tamis (de type Prolabo NF.X11-504) associé à un vibrotamis (tamisage à sec). La colonne comprend des tamis présentant des mailles décroissantes dans l'ordre suivant : 355 ; 180 ; 125 et 63 μm selon les normes AFNOR. Les fractions granulaires de chaque tamis sont pesés au moyen d'une balance de précision et leurs poids sont exprimés en g puis directement convertis en pourcentage.

Selon [Bellair et Pomerol \(1977\)](#), les sédiments se classent selon la taille de leurs particules de la façon suivante :

- Les particules d'un diamètre supérieur à 63 μm caractérisent les sédiments grossiers qui sont principalement constitués de sable et de matériel inorganique silicaté. Ces sédiments présentent une faible cohésion, les surfaces de contact des différentes particules sont peu importantes et donc sont peu associées aux contaminants. On distingue généralement les graviers ($\text{Ø} > 2 \text{ mm}$) et les sables ($63 \mu\text{m} < \text{Ø} < 2 \text{ mm}$).
- Les particules d'une taille inférieure à 63 μm sont constituées de minéraux argileux, ayant un diamètre compris entre 0,2 et 2 μm , et de silt, ayant un diamètre compris entre 2 μm et 63 μm . Cette fraction fine peut également contenir de la matière organique. Les particules fines sont très cohésives, elles sont chargées négativement et leur surface de contact est importante. Ces caractéristiques leur donnent des affinités vis-à-vis des contaminants métalliques. La matière organique sédimentaire, caractérisée par le carbone organique, est constituée de macromolécules polymérisées hétérogènes ; ces dernières possèdent des sites

hydrophiles qui leur permettent de s'adsorber à la surface des particules argileuses et de complexer de nombreux contaminants (Burton, 1992 ; Bonnet, 2000).

La proportion de sables, limons et argiles d'un sédiment peut varier très fortement en fonction de leur provenance géographique, du lieu de prélèvement (portuaire, estuarien ou fluvial), de la nature de la matière solide, etc.

II.5.2. Potentiel d'hydrogène (pH)

Dans un bécher, 50 ml d'eau distillée sont ajoutés 20 g de sédiments secs tamisés à 2 mm (rapport 1/2,5). Après agitation pendant 2 minutes suivie d'une décantation pendant 30 minutes, le pH de l'échantillon est mesuré au niveau du surnageant (Rodier *et al.* 2005) à l'aide d'un pHmètre modèle (WTW HI 8014) étalonné avec des solutions à pH 4.7 et 9 à 20°C (AFNOR, NFT 90-008, Avril 1953). Les lectures sont exprimées en unité pH.

II.5.3. Détermination de la matière organique totale

La détermination de la matière organique totale est réalisée selon la méthode de la perte au feu (Beyers *et al.*, 1978). Une incinération d'un sous-échantillon de sédiment permet de calciner la totalité de la matière organique qui y est présente. La différence de poids du sous-échantillon avant et après incinération, reportée en pourcentage par rapport au poids initial, permettra de déterminer sa teneur en matière organique. Le mode opératoire est comme suit :

- Un sous-échantillon de sédiment est placé dans une capsule en porcelaine de masse m .
- L'ensemble, de masse m_1 , sera placé durant 6 heures dans un four de type Naber D-2804 Lilienthal / Bremen à une température de 450°C.
- A la fin de la manipulation, on procédera à une seconde pesée de l'ensemble sédiment-capsule (m_2).

NB : Pour chaque station, l'expérience a été appliquée sur trois sous-échantillons afin de tirer une valeur moyenne qui représente au mieux la matière organique totale présente dans le sédiment.

La teneur en matière organique totale, exprimée en %, est déterminée en appliquant la formule suivante :

$$\text{MOT (\%)} = \frac{m1 - m2}{m1 - m} \times 100$$

Avec :

MOT : teneur en matière organique totale (en %).

m : masse de la capsule (en g).

m1 : masse de l'ensemble capsule-sédiment avant incinération (en g).

m2 : masse de l'ensemble capsule -sédiment après incinération (en g).

II.6. Prélèvement et préparation des échantillons de *Posidonia oceanica*

Au niveau de chaque station, une trentaine de rhizomes orthotropes de posidonie avec leurs faisceaux sont collectés sur une large surface ; les rhizomes prélevés sont espacés (d'un mètre environ) les uns des autres. La plante marine *P. oceanica* est prélevée en plongée individuelle (Fig. 29), à la main et de façon aléatoire à une profondeur comprise entre 5 et 15m (selon les stations). Les faisceaux sont arrachés manuellement du sédiment (afin de pouvoir retirer des racines), sont nettoyés à l'aide de l'eau de mer, sont divisés en trois lots de dix pour les répétitions. Les échantillons sont mis dans des sacs en plastique puis entreposés dans un congélateur (Kantin et Pergent-Martini, 2007).



Figure 31 : Faisceaux de *P. oceanica* (Photo prise par Trea, 2008).

Les faisceaux de *P. oceanica* décongelés sont disséqués en feuilles, rhizomes et racines (Fig. 32). Les feuilles sont disséquées selon la méthode de Giraud, (1979) afin de les séparer en feuilles adultes, feuilles intermédiaires et feuilles juvéniles (Fig.33). Chaque feuille est nettoyée et débarrassée de ces épiphytes afin d'être traitée par la suite.

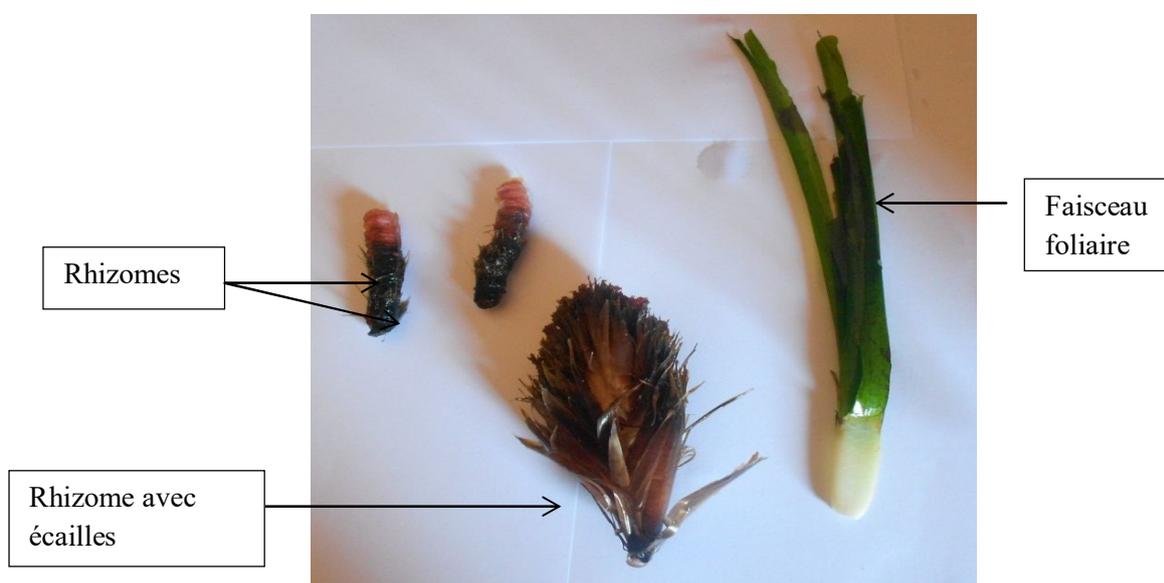


Figure 32 : Dissection du faisceau de *P. oceanica* en rhizome et faisceau foliaire. (Photo prise par Trea, 2008).

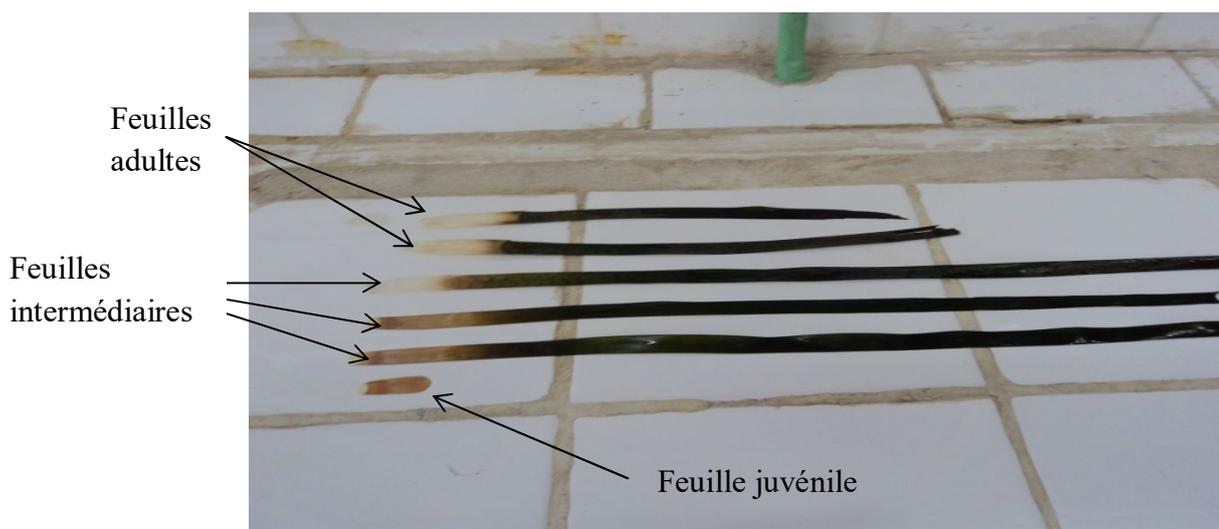


Figure 33 : Dissection des feuilles de *P. océanica* selon le protocole de Giraud, (1979).
(Photo prise par Trea, 2008).

Les feuilles, les rhizomes et les racines séparées, lavées puis débarrassées du sédiment sont séchées dans une étuve à 105°C pendant 48h (jusqu'à obtention d'un poids constant).

II.7. Dosage des métaux lourds dans les divers compartiments

Avant leur dosage, les ETM sont préalablement minéralisés par voie humide.

II.7.1. Minéralisation de l'eau de mer

Introduire 100 ml de l'échantillon homogénéisé dans un bécher de 250 ml. Ajouter 1 ml d'acide Nitrique (65%) et 1 ml de peroxyde d'hydrogène (32%). Chauffer le bécher sur une plaque chauffante afin de concentrer le mélange, jusqu'à environ 0,5 ml. Il est essentiel que l'échantillon ne soit pas réduit à sec. Le résidu est dissout dans 1 ml d'acide Nitrique (65%) et un peu d'eau ultra pure. L'ensemble est transféré dans une fiole jaugée de 100 ml puis complété (au volume) avec de l'eau distillée (Anonyme, 1986).

II.7.2. Minéralisation du sédiment

Des précautions préliminaires sont prises par le rinçage des récipients de digestion à l'eau distillée et l'acide nitrique (HNO_3) avant leur utilisation. Les échantillons sont mis en solution par minéralisation acide et ce dans le but de mettre les éléments à analyser dans leur état ionique le plus oxydé et cela en procédant comme suit (Belabed, 2010):

- Peser exactement une masse de sédiment sec de l'ordre de 1g dans un bécher de 100 ml.
- Mouiller avec 70 ml d'eau distillée.
- Ajouter 25ml de HNO₃, opérer avec précaution (bouillonnement, projection).
- Couvrir et porter à ébullition douce, sur un bain de sable, pendant 15 à 24h et veiller à ce que la solution ne vienne pas à sec (rajouter éventuellement de l'acide nitrique et réduire le chauffage).
- Laisser refroidir et reprendre en ajoutant quelques gouttes d'HCL (1mol).
- Chauffer, à l'aide de bain de sable, pendant 30 minutes avec homogénéisation toutes les 5 minutes.
- Filtrer avec précaution après avoir récupéré l'eau distillée servant au rinçage du récipient de digestion.
- La solution obtenue est conservée au frais (4°C) jusqu'à son analyse.

II.7.3. Minéralisation de *P. oceanica*

Les échantillons de *P. oceanica* sont disséqués afin de séparer les racines (ra), les rhizomes (rh) et les feuilles ; ces dernières ont été séparées, selon la méthode de Giraud (1979), en feuilles juvéniles (fj), feuilles intermédiaires (fi) et feuilles adultes (fa) ; seules ces dernières sont nettoyées et débarrassées de leurs épiphytes par une règle en plastique et rincées avec l'eau distillée.

Les échantillons, (de chaque compartiment de la plante) sont ensuite séchés à 105°C jusqu'à poids constant, puis broyés et minéralisés par voie humide. On additionne au broyat de l'acide nitrique et de l'eau oxygénée (HNO₃ et H₂O₂ à raison de 5/2 ml) puis on chauffe à 100°C jusqu'à l'obtention d'une solution limpide. Cette solution est ensuite filtrée (à l'aide de filtres en papier Wattman N° 41) et le filtrat obtenu est transvasé dans des flacons volumétriques puis est complété à 25 ml avec du HNO₃ à 2%. Le produit ainsi obtenu est conservé dans des flacons en polyéthylène hermétiquement fermés jusqu'à son analyse.

✚ Dosage des ETM par SAA à flamme

Il existe plusieurs méthodes de dosage des métaux lourds : la colorimétrie, la torche à plasma, la spectrophotométrie d'absorption atomique avec ou sans flamme.

Dans le cadre de cette étude, nous avons opté pour la SAA avec flamme de par sa fiabilité, sa sensibilité ainsi que pour sa facilité de réalisation.

Au cours des analyses de spectrophotométrie d'Absorption atomique, une solution contenant des éléments métalliques est introduite dans le brûleur de l'appareil, celle-ci est convertie dans une flamme air-acétylène ou un atomiseur électrothermique sous forme de vapeur constituée d'atomes libres.

Une source lumineuse émise d'une lampe à cathode creuse, faite du métal à analyser, est dirigée à travers la vapeur ; les atomes de l'échantillon dispersé dans la vapeur absorbent une partie de la radiation, ce qui entraînera une diminution de cette dernière (F.A.O., 1977).

Cette absorption se fait à une longueur d'onde spécifique aux atomes formés (métal considéré), elle est liée à la concentration de l'élément considéré. Les dosages sont réalisés au niveau laboratoire de traitement des eaux et valorisation des déchets industriels de l'université Badji Mokhtar-Annaba. Un spectrophotomètre d'absorption atomique, modèle Shimadzu AA-6200, a été utilisé ; ce dernier est muni d'un calculateur intégré pour le traitement des résultats et d'une imprimante où sont enregistrées l'absorbance et la concentration respective.

NB : Afin d'éviter toute contamination des échantillons, il est conseillé d'éviter l'utilisation de tout matériel métallique ; le matériel utilisé sont des lames en platine, des piluliers en verre ou en plastique et des verres à montre pour les pesées.

II.8. Evaluation des niveaux de contamination métallique

II.8.1. Calcul de l'indice géoaccumulation (I_{géo})

Un critère d'évaluation de l'intensité de la contamination métallique est l'indice de géoaccumulation (Müller, 1969). Cet indice, de caractère empirique, compare une concentration donnée versus une valeur considérée comme fond géochimique. En effet, le coefficient 1,5 rend compte des variations dans les niveaux de background pouvant être causées par des effets de lithologie. L'I_{géo} est calculé selon la formule suivante :

$$I_{géo} = \log_2 (C_n / 1,5 Bg_x)$$

Avec :

- ✓ C : concentration mesurée pour un élément x,
- ✓ Bg : fond géochimique pour un élément n,

L'indice de géoaccumulation, bien que ne faisant pas intervenir une normalisation des concentrations métalliques par rapport à un élément "immobile", a l'avantage d'être associé à une échelle qualitative de pollution. En effet, Müller (1981) a défini une échelle avec six classes d'indice de géoaccumulation. Cette échelle de l'intensité de pollution est comprise entre 0 (pollution nulle) et 6 (pollution très forte) (Tableau 18).

Tableau 18 : Classes relatives à l'indice de géoaccumulation (I_{géo}) (Müller, 1981)

Valeurs de L'I _{géo}	Qualité du sédiment
I_{géo}<0	Background
0≤I_{géo}<1	non pollué à légèrement pollué
1≤I_{géo}<2	légèrement à moyennement pollué
2≤I_{géo}<3	moyennement pollué
3≤I_{géo}<4	moyennement à fortement pollué
4≤I_{géo}<5	fortement pollué
5≤I_{géo}	extrêmement pollué).

II.8.2. Calcul du facteur de bioconcentration (BCF)

Le facteur de bioconcentration utilisé par *Lewis et al. (2007)* se base sur la concentration des métaux traces dans les échantillons de sédiments/ou eau de mer et les tissus de *P. oceanica* par l'application de la formule suivante :

$$\text{BCF} = C_a/C_b$$

Avec : C_a : la concentration du métal dans les tissus de *P. oceanica* ($\mu\text{g/g ps}$)

C_b : la concentration du métal dans le sédiment ou l'eau de mer ($\mu\text{g/g ps}$)

II.9. Analyse statistique des données

II.9.1. Description des données

Pour mieux décrire les différentes variables qui caractérisent les données obtenues pour l'ensemble des stations et des saisons, nous avons calculé certains paramètres statistiques de base tels que la moyenne arithmétique \bar{x} , l'écart type, les valeurs minimales et maximales.

II.9.2. Comparaison des moyennes : ANOVA

Les relations entre différentes variables ont été analysées par l'application de tests statistiques telle que l'analyse des variances (ANOVA). En effet, les écarts observés entre les estimations peuvent être uniquement le fruit des fluctuations fortuites d'échantillonnage. Ce test permet de s'en assurer. Le test ANOVA, permet également de savoir, dans une étude à plusieurs variables, (compartiment, saison, station) laquelle des variables influe le plus sur les moyennes finales (teneurs moyennes en métaux).

Les valeurs des résultats de l'analyse de la variance, permettent de vérifier la valeur de F de Fisher et sa probabilité « p » : Si F est inférieur à 5% ($p < 0,05$), l'hypothèse nulle est rejetée, donc la différence entre les moyennes est hautement significative (*Ramousse et al., 1996*). Ces études statistiques simples et multidimensionnelles ont été effectuées à l'aide de logiciel MINITAB 16.

Résultats et Discussion



III. Résultats et discussion

III. Paramètres physico-chimiques de l'eau de mer

III.1.1. Température

Il ressort de la figure 34 que la température varie de manière similaire d'une station à l'autre et d'une saison à l'autre. Elle est élevée en été (28,83°C en S5) et basse en hiver (7,66°C en S6). L'écart entre la température minimale et maximale est assez important. Les températures relevées au printemps et en été sont assez proches, quant à celle de l'automne elles sont proches de celles de l'hiver. C'est toutefois à Lahmaya (S6) que les températures semblent être les plus basses. Nous pouvons déduire qu'il y a deux périodes distinctes : une chaude (printemps, été) et l'autre froide (hiver, automne).

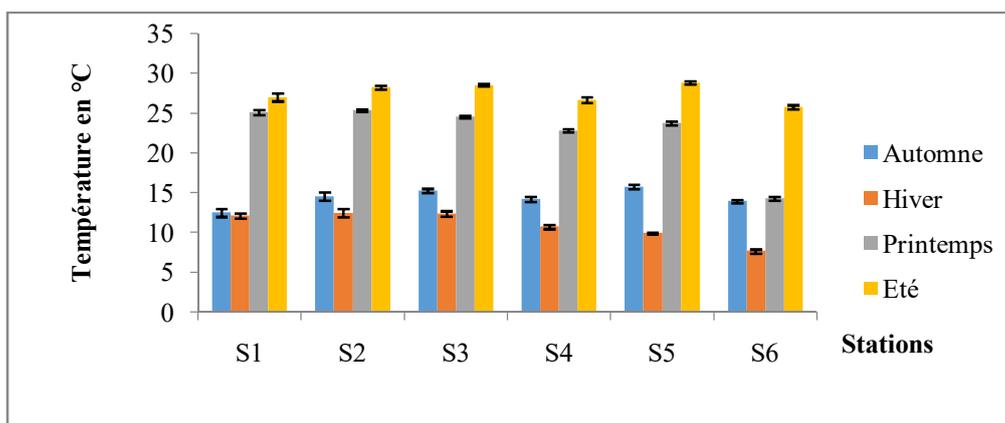


Figure 34 : Variations spatiotemporelles de la température de l'eau.

La température est un facteur écologique qui conditionne la répartition des organismes aquatiques. En effet, elle revêt une importance capitale directement dans l'activité métabolique des organismes, ou indirectement en modifiant les facteurs écologiques du milieu et par conséquent leur répartition biogéographique (Rodier, 1984). Les températures des eaux du golfe affichent des variations similaires dans l'ensemble des stations et montrent l'existence de deux périodes : l'une chaude printemps-été et l'autre froide automne-hiver. Cet écart de température reflète le caractère méditerranéen de la région où le contraste entre période froide et période chaude est assez net. Nos résultats sont confortés par ceux de

nombreux auteurs qui rapportent l'existence de fluctuations similaires des températures des eaux du Golfe (Chaoui, 1993 ; Khelifi-Touhami *et al.*, 2006 ; Frehi *et al.*, 2007).

Dans l'Ouest algérien, Rouane (2013) signale dans le littoral oranais des températures variant de 16,33°C (en hiver) à 30,67°C (en été) ; A Mostaganem, les eaux montrent des températures comprises entre 12 et 30°C (Remili et Kerfouf, 2013).

L'évolution de la température d'un plan d'eau est liée à de nombreux paramètres tels que le climat régional, la topographie, la durée de l'ensoleillement, l'hydrodynamisme et la profondeur (Mc Neely *et al.*, 1980), les rejets éventuels d'eau chaude provenant des centrales électriques où des usines utilisant l'eau comme moyen de refroidissement.

Les températures enregistrées dans le Golfe d'Annaba semblent être favorables au développement de *Posidonia oceanica* ; car cette dernière supporterait des Températures variant de 10 à 22°C selon Den Hartog (1971) et de 10 à 28°C selon Boudouresque et Meinesz (1982) ; son optimum se situe entre 17 et 20°C. Selon Augier *et al.*, (1980), elle est eurhythme ce qui lui permet de coloniser de grandes surfaces de l'étage infralittoral.

III.1.2. Oxygène dissous

Les teneurs en oxygène dissous de l'eau varient d'une saison à l'autre et d'une station à l'autre (Fig. 35). C'est en période hivernale que les eaux du golfe jouissent d'une meilleure oxygénation ; les teneurs relevées varient de 9 à 15 mg/l ; c'est, par ailleurs, à Draoueche (S5) que les teneurs les plus élevées sont notées. Les teneurs en oxygène dissous enregistrées au printemps et en été sont assez proches ; quant à celles de l'automne, elles sont légèrement plus élevées.

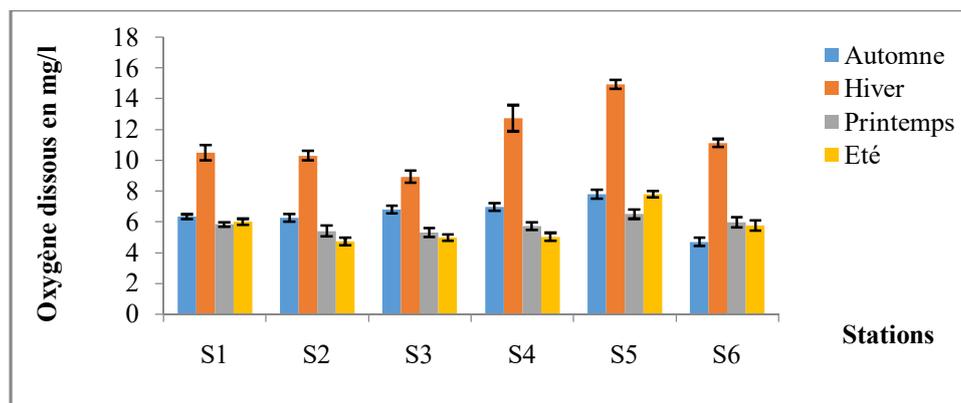


Figure 35 : Variations spatiotemporelles des teneurs en oxygène dissous de l'eau.

La forte oxygénation notée en période hivernale s'expliquerait par la baisse des températures et la forte agitation mécanique provoquée par les vents. D'après Hébert et Légaré (2000) une eau froide contient une plus grande quantité d'oxygène dissous qu'une eau chaude. La température est, Selon Antoine et Bowker (1996), un facteur dominant dans le contrôle de la concentration de l'oxygène dissous dans l'eau ; toutefois, la teneur en oxygène dissous serait la résultante d'un grand nombre de facteurs biotique et abiotique ; elle dépendrait de l'activité biologique du milieu, c'est-à-dire l'équilibre photosynthèse-respiration, des vents et de la température (Khattabi, 2002). En période estivale, le taux d'oxygène dissous baisse à cause non seulement de l'augmentation de la température mais aussi à cause de la respiration des organismes aquatiques et au calme hydrodynamique, qui empêche le brassage de l'eau (Lacaze, 1996). A cela s'ajoute la dégradation bactérienne des détritiques qui consomment énormément d'oxygène, à raison de 1g d'O₂ /Kg de matière sèche selon Belaud, (1996).

La relative baisse de la teneur de l'oxygène dissous au niveau de S3 (La Caroube) serait liée aux fortes charges en matière organique biodégradable d'origine domestique (ponctuelle et diffuse) que rejettent les résidents et commerces présents dans cette zone. Les apports excessifs en matières organiques fermentescibles rejetées par les égouts vont subir une oxydation qui se traduira par une consommation accrue de l'oxygène menant à une baisse de sa teneur dans l'eau.

III.1.3. Potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH de l'eau du golfe est alcalin ; il varie de 7,3 à 8,7. Les valeurs maximales sont plus souvent relevées en période automnale dans les stations Ain Achir, La Caroube, Draouèche et Lahnaya (Fig. 36). Dans la station (S4), le pH ne montre pas de fluctuations saisonnières importantes comme cela est noté dans la station 1, entre l'hiver et l'automne.

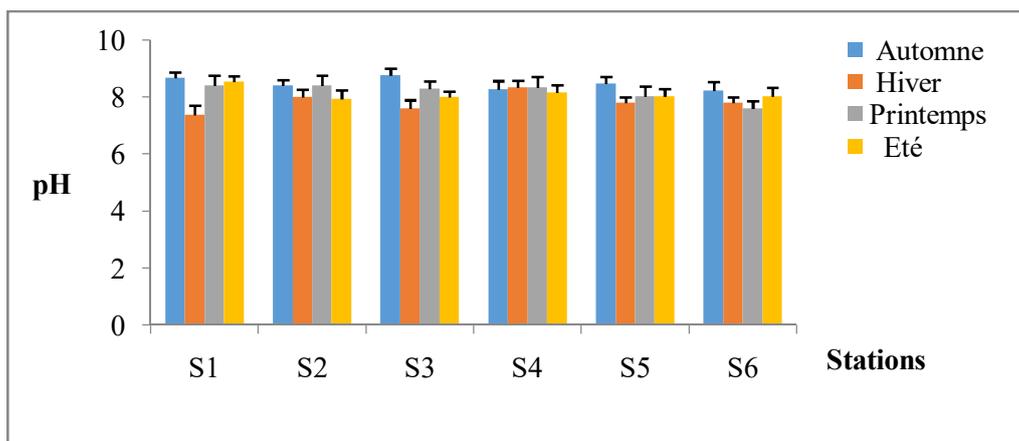


Figure 36 : Variations spatiotemporelles du pH de l'eau.

Le pH de l'eau illustre la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique ; Il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates. Il dépend de la diffusion du gaz carbonique à partir de l'atmosphère, du bilan des métabolismes respiratoires et photosynthétiques ainsi que de l'origine des eaux, la nature géologique du milieu traversé, les rejets des eaux usées, etc. (Dussart, 1966). Il est étroitement associé aux valeurs de la température, de la salinité et du taux du CO_2 (Nisbet et Verneau, 1970) ; la minéralisation de la matière organique provoque, selon Golterman (1995) une chute du pH.

Il a une action directe sur la disponibilité des ions métalliques dans l'environnement marin et donc sur le taux de leur accumulation par les organismes tout en modifiant la forme du métal et en agissant sur la physiologie des organismes (Bryan, 1979). Les métaux lourds peuvent être mobilisés en cas de modification des conditions environnementales. Il existe un pH au-dessus duquel les métaux sont brusquement relargués ; ce pH est différent selon le métal considéré. Le pH, en plus de réguler les concentrations ou la spéciation d'espèces mineures telles que les métaux, il exerce une régulation des réactions enzymatiques (Aminot et Keroual, 2004).

Le pH de l'eau de mer résulte de sa composition ionique et essentiellement de la présence de carbonates issus de l'échange de dioxyde de carbone (CO_2) entre l'eau et l'atmosphère, ainsi que la dissolution du calcaire ; Le système des carbonates comprend en solution le dioxyde de carbone (CO_2), l'hydrogénocarbonate (HCO_3^-) et le carbonate (CO_3^{2-}) pour une concentration totale d'environ 2 à 2.5 mmol/l dans l'eau de mer (Copin-Montégut, 1996 ; Aminot et Keroual, 2004). En mer le pH reste ainsi tamponné dans une fourchette de

l'ordre de 8 à 8,3; Cependant, il peut être affecté par des processus naturels comme la pousse du phytoplancton consommatrice du CO₂, la minéralisation de la matière organique productrice du CO₂, du mélange avec les eaux douces, l'accumulation de la matière organique d'origine continentale et la contamination par des rejets urbains ou industriels (Aminot et Keroual, 2004). Le pH des six stations est alcalin du fait qu'il varie entre 8,76 et 8,26 en automne ; 7,36 et 8,33 en hiver ; 8,3 et 7,6 au printemps et 8,53 et 7,93 en été. La fluctuation notée dans la station 1 serait en relation avec les rejets des domestiques des centres de repos, restaurant et complexe touristique situés dans cette zone. Quant à l'augmentation du pH relevée en période automnale elle serait la résultante de poussée phytoplanctonique où de brassage des eaux par les vents assez fréquents à cette période de l'année. Selon Barnabé (1991), les eaux côtières méditerranéennes ont un pH qui varie entre 7,9 et 8,3. Les eaux de Calvi et Toulon présentent aussi un pH basique qui varie entre 8,20 et 8,25 (Kantin et Pergent., 2007).

III.1.4. Salinité

La salinité de l'eau varie d'un site à l'autre et d'une station à l'autre ; les valeurs relevées sont comprises dans l'intervalle 31- 40 g/l. Les salinités les plus élevées sont enregistrées dans la station S4 (lever de l'aurore) et S6 (Lahnaya); par ailleurs, c'est à Draouèche que les salinités les plus basses sont notées. Dans les stations S1 (Ain Achir), S2 (Belvédère) et S3 (La Caroube) c'est au printemps que le plus fort de la salinité est relevée ; en ce qui concerne les stations S4 (Lever de l'aurore) et S6 (Lahnaya) c'est plutôt l'hiver qui montre les plus fortes salinités. Dans la station S5 (Draouèche) c'est en automne-été que la salinité marque une hausse (Fig. 37).

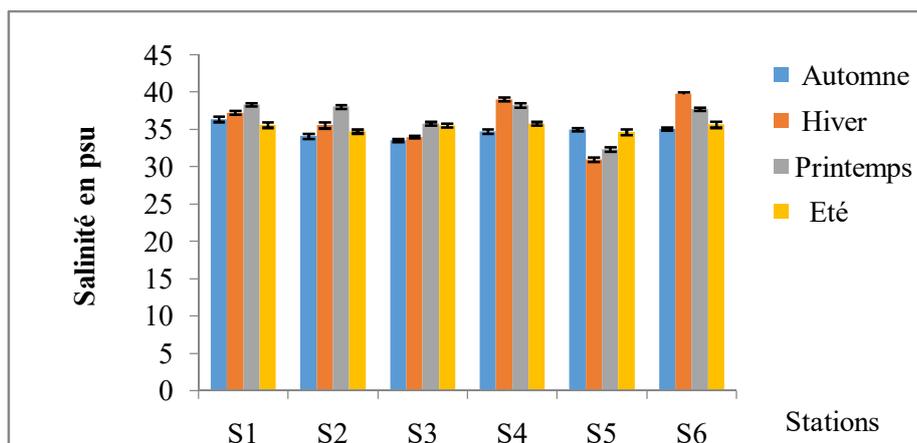


Figure 37 : Variations spatiotemporelles de la salinité de l'eau.

La salinité explique la chlorosité de l'eau qui est le pourcentage de chlorure dans l'eau. Les chlorures existent dans toutes les eaux à des concentrations très variables dont l'origine peut être une percolation à travers les terrains salés, des infiltrations des eaux marines dans les nappes phréatiques ou profondes, des rejets humains (urines), des industries extractives (industries pétrolières, houillères...) et surtout les industries de sel (saline), de la soude et de la potasse (Bremond et Perrodon, 1979).

Dans le cadre de notre étude, la variation saisonnière de la salinité montre que les teneurs en sels montrent des fluctuations saisonnières propres à chaque station. Les teneurs saisonnières minimales sont enregistrées le plus souvent en automne ; cette baisse de la salinité est due principalement à la chute de la température et à l'arrivée des eaux douces continentales qui sont en liaison avec l'abondance des pluies qui diluent l'eau de mer. En revanche, les salinités saisonnières les plus élevées ne sont pas notées en été mais plutôt au printemps ; ceci suggère que l'intrusion d'eau salée entraînée par les courants venant du large prédominerait au moment des prélèvements biaisant ainsi les résultats.

Selon Aminot et Keroual, (2004), la salinité de la mer méditerranée est de l'ordre de 38-39psu ; elle est moins salée que la mer rouge (36-47psu), mais plus salée que la mer baltique (<15psu) et la mer noire (18-22psu). La salinité mesurée dans les différentes stations de prélèvement (31 et 39,76psu) semble être en accord avec les moyennes observées en mer Méditerranée et avec celles mesurées habituellement sur les côtes algériennes (Ounissi et Frehi, 1999).

Par ailleurs, la salinité rencontrée dans le Golfe serait satisfaisante pour le développement normal de *Posidonia oceanica*. Cette dernière craint la dessalure et dépérit immédiatement en dessous de 33‰ (Ben Alaya, 1972). L'absence de *P. oceanica* de la partie centrale de nombreuses plages pourrait correspondre à la zone de résurgence de la nappe phréatique (Leriche *et al.*, 2004). L'espèce semble mieux résister aux salinités élevées, bien que Ben Alaya (1972) ait indiqué que 41‰ constitue sa limite supérieure de tolérance. L'augmentation de la salinité entraîne la remobilisation de métaux sédimentaires par compétition des ions magnésium et calcium vis-à-vis des autres métaux sur les sites de fixation (Förstner et Whittmann, 1979 ; Rasmussen et Andersen, 1999). Ce phénomène peut potentiellement avoir lieu lors de phases d'évaporation importante. Les ETM libérés (mobiles) présentent une toxicité plus ou moins marquée, car ils vont former des chloro-complexes qui sont moins disponibles que les ions libres (Förstner et Whittmann, 1983, Förstner, 1979).

III.1.5. Matières en suspension (MES)

Les teneurs en MES relevées dans les eaux du golfe varient d'une station à l'autre et d'une saison à l'autre. C'est généralement en hiver que les teneurs en MES atteignent leurs valeurs maximales ; les teneurs les plus basses sont relevées au printemps dans les stations S1 (Ain Achir), S2 (Belvédère), S4 (Lever de l'aurore) ; en automne dans S3 (la Caroube), S5 (Draoueche) et en été dans S6 (Lahnaya). Les teneurs en MES les plus importantes sont rencontrées dans la station S3 (La Caroube) ; les teneurs sont, généralement proches de 0.3mg/l en automne, printemps, été pour ensuite faire le double en hiver (Fig. 38).

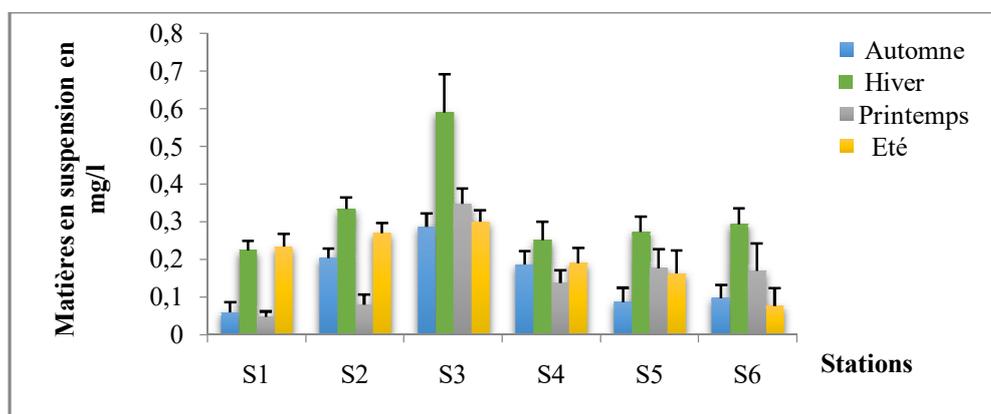


Figure 38 : Variations spatiotemporelles des teneurs en matières en suspension des eaux.

Dans les eaux superficielles, les MES peuvent provenir soit des effets de l'érosion naturelle du bassin versant suite à de violentes précipitations, soit des rejets d'eaux résiduaire urbaines ou industrielles. Leurs effets sur les caractéristiques physicochimiques de l'eau sont très néfastes (modification de la turbidité des eaux, réduction de la transparence, de la lumière donc de la photosynthèse...). Ce paramètre, à un certain degré, est considéré comme limitant à la fluctuation et au développement de la faune benthique et même du peuplement ichtyologique. La teneur en MES est généralement liée aux séquences hydrologiques de l'oued (crues et étiages). Cependant son estimation n'est pas nécessairement corrélée avec celle du débit mais dépend plutôt de la nature des épisodes hydrologiques qui ont précédé le prélèvement (Fontevieille, 1987). Les MES d'origine aussi nombreuses que diversifiées, peuvent être considérées comme une forme de pollution à des teneurs élevées.

En milieu côtier les MES sont le plus souvent liées aux apports continentaux de matériel solide, mais, elles pourraient avoir pour origine des rejets urbains ou industriels chargés en particules, où bien provenir de la remise en suspension, par la houle et les courants des marées, des dépôts sédimentaires et parfois en relation avec des poussées phytoplanctoniques intenses engendrées par les apports nutritifs continentaux (Aminot et Keroual, 2004). Les fortes teneurs en MES relevées en hiver dans l'ensemble des stations trouveraient leur explication dans les conditions climatiques illustrées à cette période de l'année par de fortes précipitations et l'augmentation d'apports continentaux. Les teneurs en MES, relativement élevées en période estivale dans les stations accessible de la partie Ouest du Golfe (S1, S2, S3 et S4), seraient en relation avec la forte fréquentation de ces zones par les baigneurs qui remettent en suspension les particules sédimentaires accumulées dans le sédiment. En ce qui concerne la forte présence de MES dans la station La Caroube, elle serait liée, aux apports continentaux, mais surtout à l'importance des apports, tout au long de l'année, des rejets domestiques dont cette zone est le réceptacle. Les teneurs en MES relativement élevées au niveau de La Caroube et Belvédère auraient pour effets de provoquer l'élongation des feuilles qui arrivent à la surface de l'eau pour rechercher la lumière, car la plante est photophile.

Toutefois, les blooms phytoplanctoniques pourraient engendrer une hausse de la teneur en MES ; ce qui pourrait être le cas en période automnale où printanière du fait de l'augmentation de la température de l'eau et celle des nutriments.

Les teneurs en MES observées à Draoueche s'expliqueraient par la proximité de cette zone, d'une part, avec l'estuaire du Mafragh qui l'alimente grâce aux apports continentaux, et d'autre part, avec le chantier de construction de l'unité de production d'électricité ; car il est rapporté que la réalisation d'ouvrages côtiers modifie localement les houles et les courants et par voie de conséquence les processus de transport des sédiments littoraux qui déterminent leur distribution : érosion ou accumulation (Astier, 1984).

Ces modifications altèrent l'équilibre entre le taux de sédimentation et la croissance verticale des rhizomes qui y répond. Une accumulation excessive de sédiment détermine le recouvrement des apex végétatifs de *Posidonia oceanica* ; si le taux de sédimentation dépasse 5-7cm/an, les points végétatifs meurent (Boudouresque *et al.*, 1984) ; inversement, si ce taux est nul ou négatif (départ de sédiment), les rhizomes se déchaussent; ils deviennent alors très sensibles à la cassure (hydrodynamisme, ancrs, chalutages, etc.) (Boudouresque et Jeudy de Grissac, 1983).

III.1.6 Chlorophylle *a*

Les teneurs en chlorophylle *a* varient d'une station à l'autre et d'une saison à l'autre (Fig.39). C'est généralement en période estivale que les teneurs maximales sont rencontrées. Les teneurs en chlorophylle *a* les plus élevées sont notées dans la Station S3 (La Caroube) et les plus basses dans la station S5 (Draoueche). Nous notons par ailleurs, que les teneurs en chlorophylle *a* sont nettement plus élevées dans les stations situées dans la partie Ouest du Golfe (de S1 à S4).

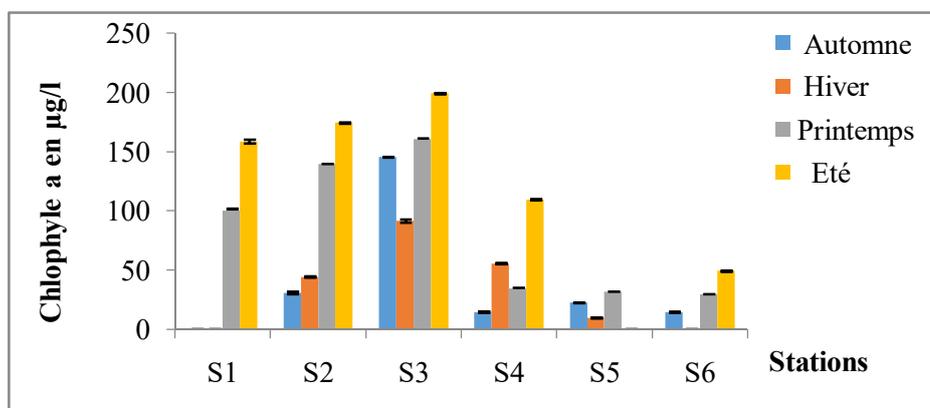


Figure 39 : Variations spatiotemporelles de la chlorophylle *a* de l'eau.

Selon Izaguirre (2001), la teneur en chlorophylle a et les fluctuations relevées sont fortement influencées par la température et l'intensité lumineuse. Cet Indicateur peut ainsi jouer le rôle d'un traceur du suivi des structures océaniques de surface. En effet il met en évidence les modifications des paramètres biogéochimiques des masses d'eau, les modifications du régime général des courants (ex : ralentissement de la circulation Nord Atlantique) ainsi que les modifications des régimes hydrologiques (précipitations) : réduction/augmentation de l'apport en nutriments par les fleuves (fertilisation des masses d'eau côtières par les fleuves) (<http://www.developpement-durable.gouv.fr>). La variation de concentration de la chlorophylle a dans l'eau de mer suit la température et la présence de nutriment. Les rejets urbains et d'autres activités anthropiques peuvent accroître la charge des eaux côtières en particules en suspension, en nutriments et en matière organique dissoute ou particulaire. A leur tour, les nutriments et la matière organique provoquent la prolifération des organismes planctoniques. Au total, la transparence de l'eau s'en trouve réduite (Boudouresque *et al.*, 2006).

La faible teneur en chlorophylle a, enregistrée en période froide, s'expliquerait par les basses températures et l'importance des apports en eau (fortes crues). En revanche, les fortes teneurs en chlorophylle a notées en période estivale et dans une moindre mesure au printemps sont liées à la forte prolifération phytoplanctonique probablement produite par la hausse de la température de l'eau et la disponibilité des nutriments. En ce qui concerne les valeurs élevées enregistrées tout au long de l'année, au niveau de La Caroube (S3), elles seraient le signe d'une forte production microalgale engendrée par l'importance des apports en matière organique à l'origine d'une eutrophisation des eaux et par l'hydrodynamisme particulier à cette zone ; cette dernière, de par sa position dans le Golfe, ses eaux sont le plus souvent calmes et moins houleuses.

III.1.7 Teneurs en ammonium

Les teneurs maximales en NH_4^+ (proche de 1 $\mu\text{mol/l}$) sont enregistrées en période automnale dans l'ensemble des stations. Durant les autres saisons, les teneurs en NH_4^+ ne dépassent pas 0,2 $\mu\text{mol/l}$ sauf dans la station S1 (Ain Achir) en hiver (0,28 $\mu\text{mol/l}$) et dans la station S6 (Lahnaya) en été (0,33 $\mu\text{mol/l}$) (Fig. 40).

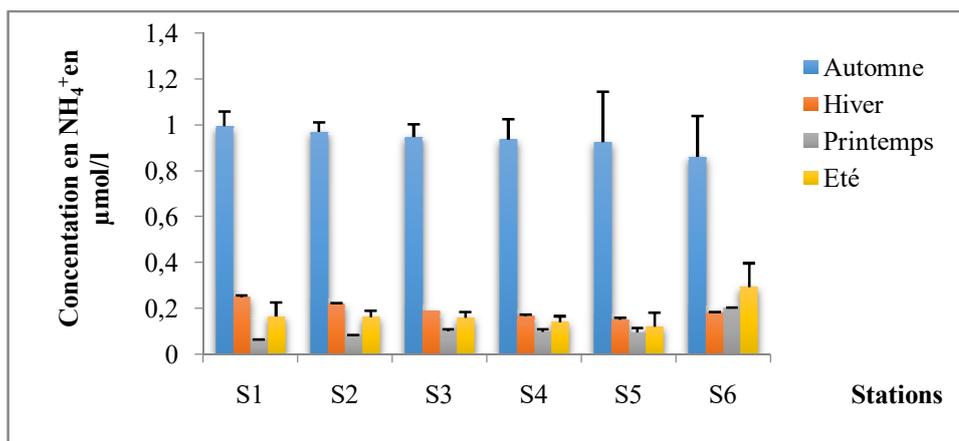


Figure 40 : Variations spatiotemporelles des teneurs en NH_4^+ dans l'eau.

Entres autres espèces chimiques potentiellement polluantes, on trouve, dans l'eau de mer, des composés azotés qui peuvent être présents sous différentes formes ; soit gazeuse dissoute (diazote N_2 , protoxyde d'azote N_2O , dioxyde d'azote NO_2), soit minérale (ion ammonium NH_4^+ , ion nitrite NO_2^- , ion nitrate NO_3^-) soit organique (amines, acides aminés).

Les ions ammonium interviennent à plusieurs niveaux dans le cycle de l'azote. Ils sont assimilés en tant que nutriments par les végétaux aquatiques (algues) et par certaines bactéries participant ainsi à leur prolifération. En outre, ces ions sont formés par dégradation de l'azote organique présent dans l'eau ou par excrétion directe par les poissons et certains invertébrés. Du fait du caractère acide de l'ion ammonium, il existe toujours dans l'eau un équilibre avec sa forme basique NH_3 (ammoniac). Cette forme est toxique (pour les poissons) du fait de la présence d'un doublet non liant, capable de se lier aux éléments biologiques accepteurs d'électrons, pour former des complexes pouvant perturber le métabolisme. L'effet toxique se manifeste à partir d'une concentration en ammoniac de $0,07 \text{ mg.L}^{-1}$ en exposition continue pour laquelle on observera, entre autres, un retard de croissance chez certains êtres vivants ayant été mis en contact d'une quantité supérieure ou égale à cette valeur seuil (Rodier, 2009).

Les teneurs élevées en ammonium notées en automne dans l'ensemble des stations s'expliqueraient par la forte dégradation de l'azote organique présent dans les eaux du Golfe et dans une moindre mesure par la faiblesse du flux d'absorption par les végétaux aquatiques. Ces derniers semblent peu proliférer à cette période de l'année compte tenu des basses teneurs en chlorophylle a relevées à la même période ; en ce qui concerne les faibles teneurs en ammonium enregistrées au printemps, elles seraient due à la consommation de cet élément par le phytoplancton qui montre, à travers la forte biomasse en chlorophylle a observée à cette même période, une efflorescence importante. La présence de l'ammonium dans l'eau traduit habituellement un processus de dégradation incomplet de la matière organique. L'ammonium provient de la réaction de minéraux contenant du fer avec des nitrates. C'est donc un excellent indicateur de la pollution de l'eau par des rejets organiques d'origine agricole, domestique ou industriel.

III.1.8. Teneurs en nitrates

Il ressort de la figure 41, que les teneurs en nitrates suivent un gradient croissant de la station S1 à S5. Par ailleurs, c'est en hiver que les teneurs les plus élevées sont enregistrées ; sauf dans la station Lahnya (S6) où c'est plutôt en automne que la teneur est plus élevée. Dans les stations S4 (Lever de l'aurore) et S5 (Draouèche) les teneurs hivernales font 9 et 15 fois celles relevées au printemps. Nous notons que dans les stations (S1, S2 et S6) les teneurs en nitrates ne montrent pas d'aussi importantes fluctuations d'une saison à l'autre.

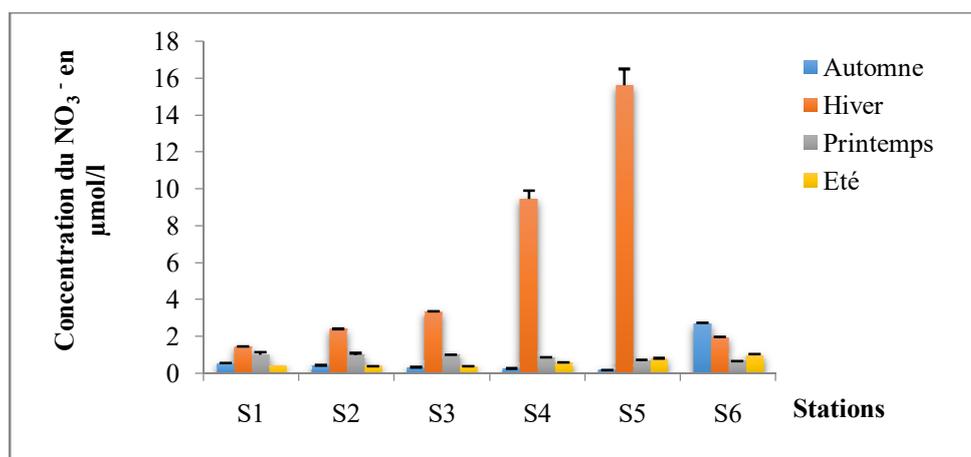


Figure 41 : Variations spatiotemporelles des teneurs en nitrates de l'eau.

Les NO_3 constituent le stade final de l'oxydation de l'azote. Leur présence dans l'eau atteste d'une bonne récupération en cas de pollution organique. Selon [Bremond et Perrodon \(1979\)](#) l'observation de concentrations dépassant $12\mu\text{g/l}$ d'eau serait directement liée à l'activité anthropique. Les apports de NO_3 proviennent essentiellement de l'écoulement des eaux sur le bassin versant et l'usage d'engrais azoté en agriculture ; toutefois des eaux usées domestiques et parfois même des eaux industrielles pourraient être des sources d'apports en nitrates.

L'évolution des nitrates dans les eaux du Golfe est dominée par deux grandes variations saisonnières : teneurs basses en été et élevées en hiver. La présence de fortes teneurs en nitrates en hiver serait la résultante d'un enrichissement dû à une nitrification très active en cette période ou les eaux bénéficient d'une meilleure oxygénation. En ce qui concerne les variations spatiales, elles sont illustrées par des teneurs en nitrates élevées dans les stations S4 et S5 ; ceci serait lié aux apports des eaux usées domestiques en S4 (lever de l'aurore) et au lessivage des sols fertilisés par des engrais azotés du bassin versant de la station S5 (Draouèche). En période hivernale, [Gouiez, \(2006\)](#) signale dans l'estuaire du Mafrag des teneurs en nitrates de l'ordre de ($12\ \mu\text{M}$); cet élément serait ainsi entraîné par les courants circulant d'Ouest en Est de l'estuaire jusqu'à la station de Draouèche.

III.1.9. Teneurs en nitrites

Les teneurs en nitrites enregistrées dans les eaux du golfe ne dépassent pas la valeur de $0,05\mu\text{mol/l}$ sauf dans la station S6 où une teneur proche de $0,3\mu\text{mol/l}$ est notée en été. Les teneurs en nitrites les plus élevées sont le plus souvent enregistrées en période hivernale ; sauf dans les stations S1 (Ain Achir) et S6 (Lahnaya) où le maximum est atteint en été (Fig. 42).

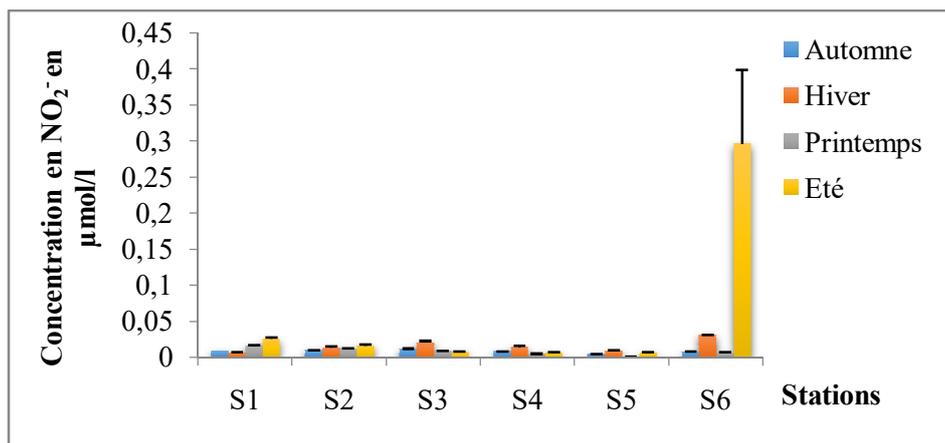


Figure 42 : Variations spatiotemporelles des teneurs en nitrites de l'eau.

Les nitrites s'oxydent facilement en nitrates, de sorte que leur concentration dans les eaux naturelles est rarement élevée. L'évolution des teneurs en nitrites dans les eaux du Golfe semble être liée à celle du nitrate ; nous notons, en effet, qu'aux fortes teneurs en nitrates relevées en hiver correspondent des teneurs en oxygène dissous élevées et des teneurs basses en nitrites. Quant aux teneurs élevées notées à Lahnaya (S6) en période estivale, elles seraient liées à la faible oxydation des nitrites pour l'obtention de nitrates du fait des faibles teneurs en oxygène dissous enregistrées à cette même période ; nous notons, par ailleurs, que les teneurs en nitrates sont relativement basses au niveau de Lahnaya en été.

III.1.10. Teneurs en orthophosphates

La figure 43 représente les fluctuations des teneurs en orthophosphates. Les teneurs en orthophosphates sont le plus souvent inférieures à $0,15\mu\text{mol/l}$, sauf en hiver dans les stations S1, S2, S3, et S4 et au printemps dans les stations S5 et S6. Les valeurs maximales sont relevées à Ain Achir ($0,73\mu\text{mol/l}$) et La Caroube ($0,67\mu\text{mol/l}$). Les autres pics hivernaux sont de l'ordre de $0,4\mu\text{mol/l}$ (Lever de l'aurore) et $0,25\mu\text{mol/l}$ (Belvédère). En ce qui concerne les pics printaniers ils sont enregistrés à Draoueche ($0,23\mu\text{mol/l}$) et à Lahnaya ($0,25\mu\text{mol/l}$). Les teneurs en orthophosphates les plus basses sont le plus souvent enregistrées en période estivale sauf en S3 (printemps) et S5 (hiver).

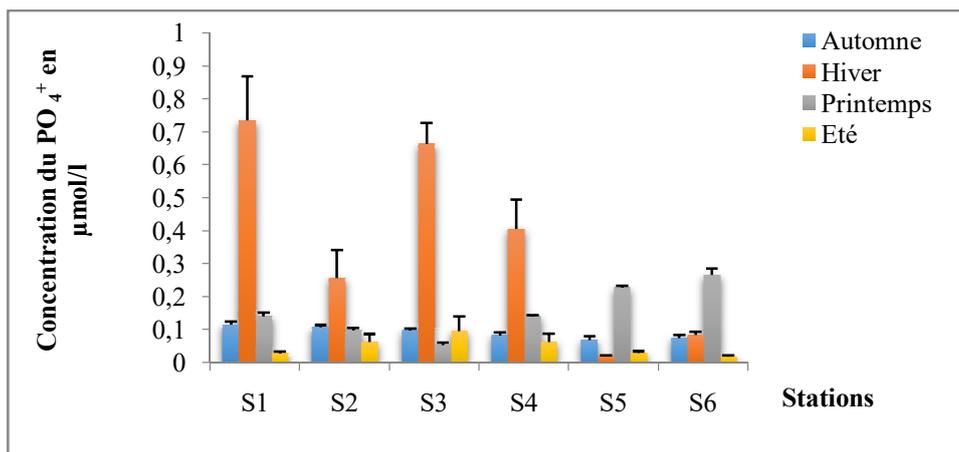


Figure 43 : Variations spatiotemporelles des teneurs en orthophosphates de l'eau.

La minéralisation de la matière organique issue des algues et des macrophytes aquatiques morts représenterait l'origine endogène des apports en orthophosphates (Goldsborough et Robinson, 1996). Cet élément nutritif peut aussi avoir une origine exogène illustrée par le ruissellement des eaux de pluie sur le sol ; ces dernières draineraient ainsi les sels nutritifs issus de la minéralisation des végétaux terrestres (Thomas, 2000). Il convient aussi de rappeler l'importance de la contribution des apports anthropiques (rejets d'eaux usées etc.) dans le processus d'enrichissement des plans d'eau et leur eutrophisation.

En milieu aquatique, le phosphore soluble se trouve au niveau de la masse d'eau mais aussi dans l'eau interstitielle du sédiment (Despreaux, 1990). Les mécanismes de sédimentation et de remise en suspension peuvent perturber l'état d'équilibre entre les phases dissoutes et particulaires par modification des capacités d'adsorption et désorption du sédiment (Banas, 2001; Combouze, 2004). Cette capacité d'adsorption du phosphore est dépendante du potentiel d'oxydo-réduction et du pH (Despreaux, 1990) puisque l'eau interstitielle est généralement plus riche en forme soluble ; si cette couche est réduite le phosphore, déjà fixé, est relargué entraînant ainsi un enrichissement de la colonne d'eau (Labroue *et al.*, 1995). Certains auteurs rapportent que l'enrichissement des eaux superficielles en phosphore peut être la conséquence de la remise en suspension des sédiments du fond par le vent, ou par le comportement fouisseur de certaines espèces de poissons ou par l'activité humaine (Havense, 1991 ; Mainstone *et al.*, 1993).

Le relargage de phosphore à partir des sédiments est régi par la température de l'eau «pour les variations saisonnières» et par le temps de séjour «pour les variations annuelles». De plus le zooplancton, peut fournir 50 à 180% des besoins journaliers en phosphore du phytoplancton. D'après [Labroue et al., \(1995\)](#) le relargage par les parties vivantes est faible, au contraire des parties mortes dont 45 à 80% du phosphore peuvent être lessivés en quelques jours.

Dans les eaux du Golfe, les orthophosphates montrent des concentrations élevées en hiver dans les stations situées dans la partie Ouest et au printemps dans celles de la partie Est. Les valeurs maximales notées dans les stations péri urbaines (Ouest du Golfe) s'expliqueraient par l'importance des apports domestiques et surtout du fait qu'à cette période de l'année le brassage des eaux, sous l'action des vents qui sont parfois violents, permet un relargage important du phosphore à partir du sédiment. Comme le rapporte [Despreaux, \(1990\)](#), les sédiments fins agiraient comme accumulateurs de cet élément dans les conditions oxydantes habituelles pour le relarguer en quantités importantes si le milieu devient réducteur. Toutefois, les teneurs les plus faibles sont enregistrées à la fin du printemps et au début de l'été ; ceci correspondrait, comme l'a suggéré [Dakki \(2003\)](#) à la période de reprise de l'activité micro-algale et correspondraient à la forte consommation par le phytoplancton ([Séyni, 2006](#)).

Résultats de l'analyse statistique

Les résultats de l'ANOVA appliquée dans la comparaison des valeurs de chaque paramètre physique et chimique entre les saisons révèlent l'existence de différences très hautement significatives entre les saisons pour l'ensemble des paramètres mesurés sauf pour l'orthophosphate qui montre, seulement, une différence hautement significative (Tableau 19). En ce qui concerne les stations, l'ANOVA montre l'existence de différences très hautement significatives entre les stations pour les paramètres mesurés suivants : T°, salinité, oxygène dissous, MES, Chlorophylle a, nitrates et nitrites ; quant aux paramètres qui restent, les différences entre station sont significatives pour le pH et non significatives pour les orthophosphates et l'ammonium (Tableau 19).

Tableau 19 : Résultats de l'ANOVA appliquée aux paramètres physicochimiques de l'eau du Golfe d'Annaba

Paramètres	Saisons		Stations	
	F	F>P	F	F>P
T°C	850.24	00.00***	27.57	00.00***
pH	16.27	00.00***	2.57	0.039*
O ₂ dissous	1235.39	00.00***	113.03	00.00***
Salinité	156.09	00.00***	338.64	00.00***
MES	60.93	00.00***	47.78	00.00***
Chlorophylle a	6x10 ⁴	00.00***	6.6x10 ⁴	00.00***
NH ₄ ⁺	571.20	00.00***	1.20	0.321ns
NO ₃ ⁻	2702.07	00.00***	533.02	00.00***
NO ₂ ⁻	212.95	00.00***	141.58	00.00***
PO ₄ ⁺	4.45	0.008**	0.50	0.775ns

Les valeurs du test statistique (*F*) et celles de la probabilité sont mentionnées ;
[ns : ($p > 0,05$); * : ($p < 0,05$) ; ** : ($p < 0,01$) ; *** : ($p < 0,001$)].

En comparant nos résultats avec ceux cités dans le tableau 20, nous constatons que la teneur des orthophosphates est faible par rapport à celle enregistrée par Lejjdel, 2009 (tableau 16) Les nitrates présentent des teneurs qui dépassent celles enregistrées dans le golfe d'Annaba entre 1978 et 2009. Les flux d'azote sont liés aux nitrates en majorité (épandage d'engrais) et à l'ammonium (rejets de stations d'épuration) dans une moindre mesure. Un recours aux engrais plus important et une densité de population plus forte feraient augmenter la concentration des nutriments azotés dans l'eau de mer. La Méditerranée enregistre quant à elle les plus faibles flux surfaciques azotés. (<http://www.actu-environnement.com/ae/news/pollutions-cours-eau-mer-ocean-azote-nitrate-phosphore-engrais-11908.php4>).

La présence excessive de nutriments, agit directement sur la prolifération des épiphytes des feuilles de *P. oceanica*, ce qui a pour conséquence la réduction de la croissance des feuilles, puis la diminution de la densité des faisceaux de feuilles (Pergent et Pergent-Martini, 1995 ; Pergent-Martini *et al.*, 1996).

Tableau 20 : Valeurs moyennes annuelles des nutriments ($\mu\text{mol/l}$) dans différents sites méditerranéens.

Site	NH_4^+	NO_3^-	NO_2^-	PO_4^{3-}	Référence
Baie d'Izmir, Turquie	16,83	0,91	0,51	-	Bizsel., 2000
Baie de Tunis, Tunisie	3,7	0,5	0,15	0,25	Souissi <i>et al.</i> , 2000.
Baie d'Annaba, secteur Ouest	14,4	12	0,8	6,8	Ounissi <i>et al.</i> , 1998
Golfe Aqaba Egypte	1,78	0,5	0,15	0,15	Abdel Halim <i>et al.</i> , 2004
Baie d'Annaba, secteur Ouest	25	4,5	0,65	0,8	Frehi, 2007
Golfe d'Annaba, Algérie	3,6	1,4	0,6	5,6	Lejddel, 2009
Golfe d'Annaba	0,35± 0,042	1,97±0, 08	0,023± 0,005	0,16±0 ,025	Présente étude (Moyenne annuelle)

Chez *Posidonia australis*, en Australie, la prolifération des épiphytes dans un site pollué réduit de 65% la lumière qui parvient aux feuilles contre seulement 15% dans un site non pollué ; la réduction de la production primaire des feuilles qui en résulte est estimée à environ 30% (Silberstein *et al.*, 1986). Quant à la plante elle-même, *P. oceanica*, dans des eaux oligotrophes, bien qu'elle soit peut-être limitée par les nutriments à faible profondeur, l'addition expérimentale d'azote et de phosphate (N et P) n'augmente pas sa production (Romero *et al.*, 1998).

D'une façon générale, les rejets d'effluents liquides agissent principalement à 3 niveaux sur les peuplements marins côtiers :

- Diminution de la transparence de l'eau ;
- Augmentation de la concentration en nutriments ;

➤ Apport de contaminants chimiques.

Ils peuvent accessoirement entraîner des diminutions localisées de la salinité qui peuvent être préjudiciables à *P. oceanica*, dans la mesure où l'espèce est sténohaline (Ben Alaya, 1972). Pour *P. oceanica*, espèce photophile et sensible à la pollution, ces rejets constituent donc un facteur majeur de perturbation, qui se superpose aux autres facteurs de régression.

III.2. Paramètres physico-chimiques du sédiment superficiel

III.2.1. Détermination de la granulométrie du sédiment superficiel

✚ **Station Ain Achir (S1)** : Le sédiment de la station (S1) est composé essentiellement des deux fractions formées de grains les plus grossiers (de taille $> 0.355\text{mm}$ et $> 0.180\text{mm}$) et dans une moindre mesure d'une fraction de grains de taille $> 0.125\text{mm}$. La fraction formée de grains de taille $> 0.355\text{mm}$ représente 60% de la couche sédimentaire en automne et au printemps puis baisse à moins de 50% en hiver et en été (Fig.44). En ce qui concerne la fraction formée de grains de taille $> 0.180\text{mm}$ les proportions automnales et printanières sont proches de 40% et celles de l'hiver et de l'été elles dépassent 50%. Quant à la fraction formée de grains $> 0.125\text{mm}$ elle représente à peine 2% et ne montre pas de grosses variations saisonnières.

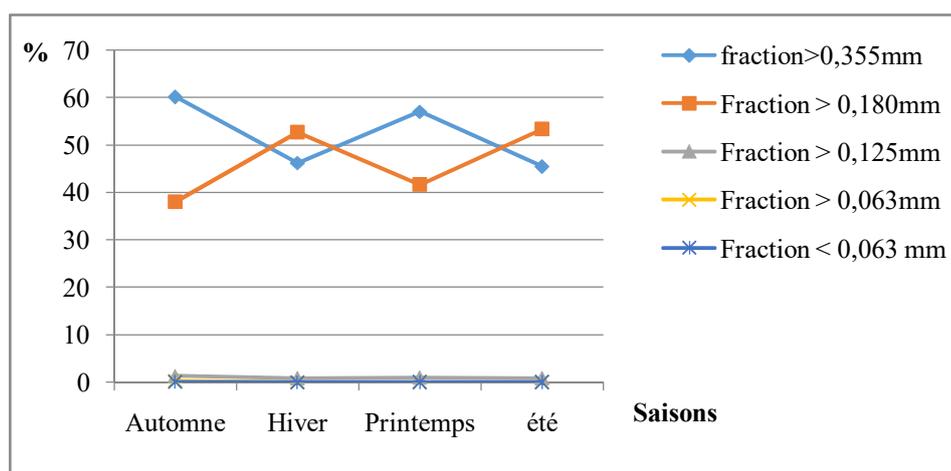


Figure 44 : Variations temporelles des proportions des fractions granulométriques du sédiment superficiel de la station (S1) « Ain Achir ».

✚ **Station Belvédère (S2) :** Dans le sédiment de la station (S2) nous notons la présence des 5 fractions mais à des proportions variables selon la saison. Ce sont toutefois, les fractions composées de grains grossiers (de taille $> 0.355\text{mm}$ et $> 0.180\text{mm}$) qui représentent les plus fortes proportions. La fraction dont les grains dépassent la taille 0.355mm représente 30 à 45% de la couche sédimentaire, respectivement en automne et en hiver, et atteint 60% en été et au printemps (Fig.45). La fraction formée de grains de taille $> 0.180\text{mm}$ représente, selon la saison, 30 à 40% de la couche sédimentaire (respectivement en automne-printemps et en hiver-été). En ce qui concerne la fraction comprenant des grains de taille $> 0.125\text{mm}$, une proportion de l'ordre de 20% est relevée en automne, durant les autres saisons les proportions atteintes n'excèdent pas 10% de la couche sédimentaire. Cette dernière comprend une fraction formée par des grains de taille $> 0.063\text{mm}$ de moins de 10% en automne et encore moins durant les autres saisons. En ce qui concerne la fraction de grains de moins de $0,063\text{mm}$ de taille, elle représente les plus faibles proportions (moins de 1%).

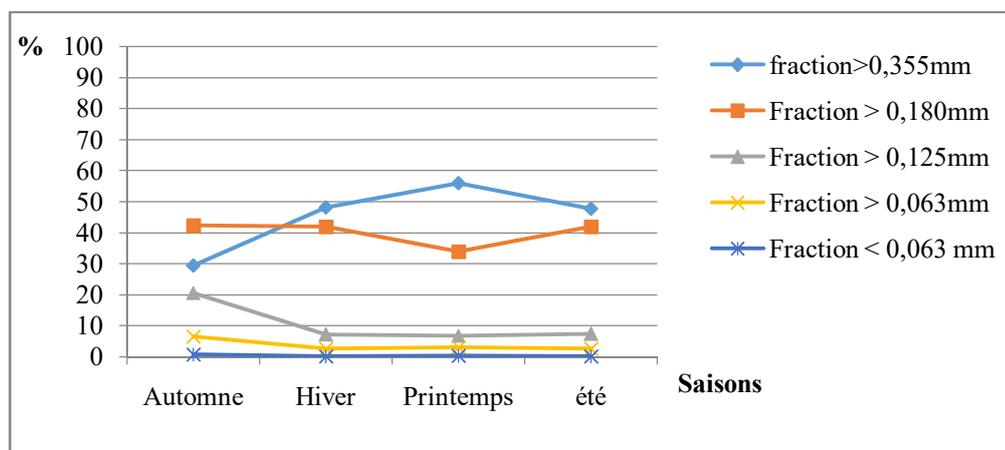


Figure 45 : Variations temporelles des fractions granulométriques du sédiment superficiel de la station (S2) « Belvédère ».

✚ **Station La Caroube (S3) :** Le sédiment de la station (S3) comporte les mêmes fractions que celles relevées dans la station S2 à des proportions variables en fonction des saisons. Nous notons, toutefois, que c'est la fraction formée par les grains de taille $> 0.180\text{mm}$ qui représentent les plus fortes proportions (58 à 65%) durant les quatre saisons. Quant à la fraction la plus grossière (grains de taille dépassant $0,35\text{mm}$) elle ne représente pas plus de 20% et ne montre pas de grosses fluctuations saisonnières. La 3^{ème} fraction, dont les grains ne dépassent pas la taille $0,125\text{mm}$, elle constitue 10 à 20% de la couche sédimentaire

en automne, hiver et printemps puis baisse de moitié en été (Fig. 46). Les proportions enregistrées par les fractions 4 (grains de taille supérieure à 0,063 mm) et 5 (grains de taille inférieure à 0,063 mm) sont proches de 10% en période automnale puis baissent légèrement le reste de l'année. C'est néanmoins dans la station S3 que la 5^{ème} fraction enregistre la valeur la plus élevée.

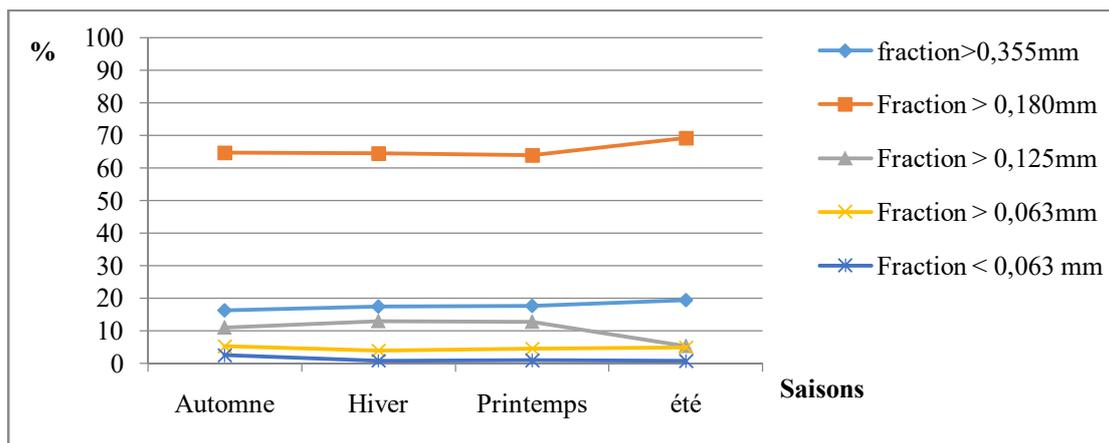


Figure 46 : Variations temporelles des fractions granulométriques du sédiment superficiel de la station (S3) « La Caroube ».

Station Lever de l'aurore (S4) : Dans cette station, le sédiment est essentiellement composé des deux fractions les plus grossières (grains de taille dépassant 0,35mm et 0,18mm) ; ces dernières représentent entre 95% (en automne) et 98% le reste de l'année. C'est toutefois la fraction dont la taille des grains dépasse 0,35mm qui est majoritaire (60% en automne et 80% le reste de l'année). Par ailleurs, c'est seulement en automne que la présence de la fraction 3 (taille du grain supérieure à 0,125mm) et la fraction 4 (taille du grain supérieure à 0,063mm) est notée. En ce qui concerne la fraction 5, elle représente une infime proportion de la couche sédimentaire de la station S4 (Fig. 47).

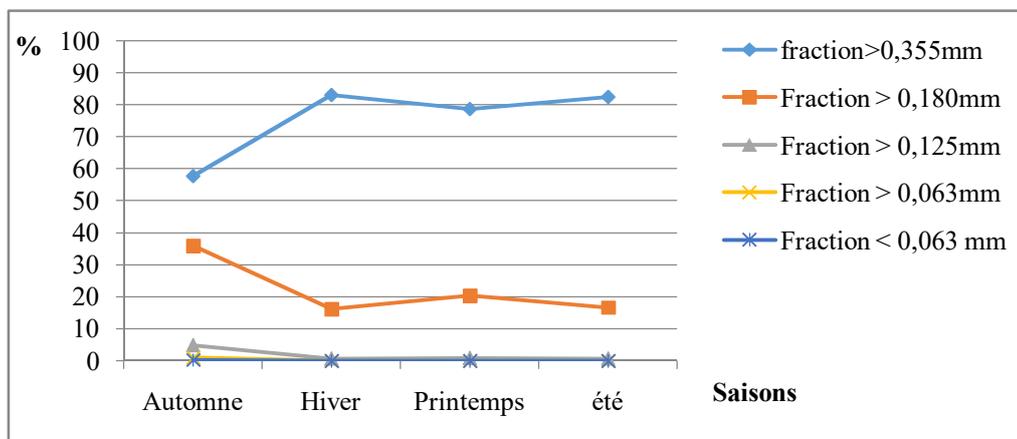


Figure 47 : Variations temporelles des fractions granulométriques du sédiment superficiel de la station (S4) « Lever de l'aurore ».

Station Draoueche (S5) : Le sédiment prélevé dans cette station est essentiellement composé des deux fractions les plus grossières qui représentent des proportions proches de 98%. C'est néanmoins, la fraction dont la taille du grain est supérieure à 0,35mm qui représente le plus souvent 95% et plus ; sauf au printemps où le taux baisse jusqu'à atteindre 65%. La fraction de grains fins est à de très faibles proportions (Fig.48).

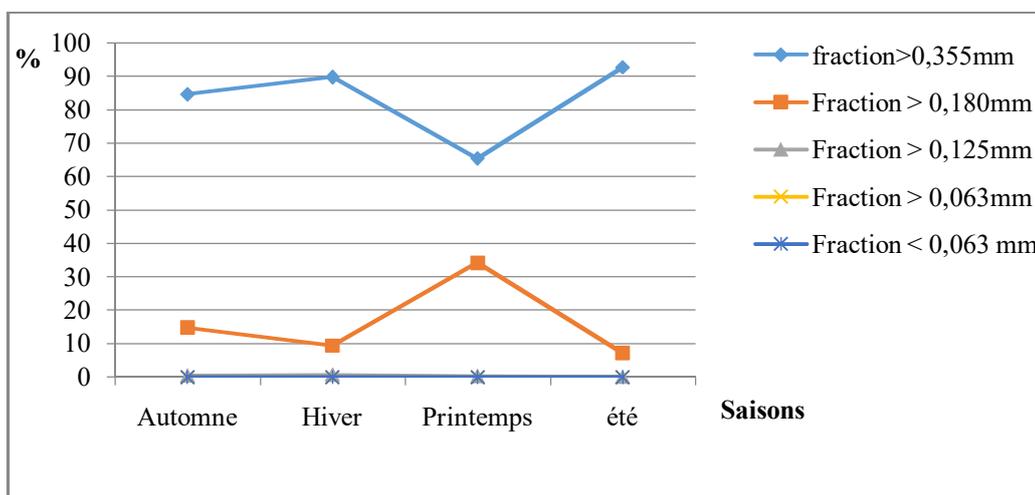


Figure 48 : Variations temporelles des fractions granulométriques en (%) du sédiment superficiel de la station (S5) « Draoueche ».

✚ **Station Lahnaya (S6) :** Le sédiment prélevé dans cette station présente le même profil que celui de Draoueche ; il est, en effet, essentiellement composé des deux fractions les plus grossières (taille du grain dépassant 0,35 et 0,18mm) à des proportions proches de 98%. C'est néanmoins, la fraction 1 (taille du grain supérieure à 0,35mm) qui est majoritaire (représentant à elle seule 95% et plus) sauf au printemps où sa proportion baisse jusqu'à atteindre 65%. La proportion de la fraction de grains fins est très faible (Fig.49).

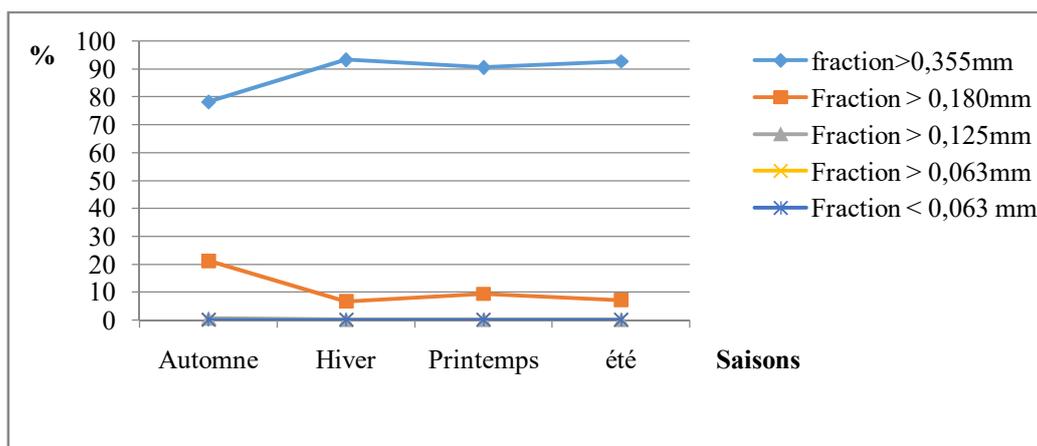


Figure 49 : Variations temporelles des fractions granulométriques du sédiment superficiel de la station (S6) « Lahnaya».

Selon [Boulvain, \(2011\)](#) la distribution granulométrique d'un sédiment peut varier très fortement en fonction du lieu de prélèvement (portuaire ou estuarien), de la nature de la matière solide, et des processus de transport des particules. Les sédiments estuariens sont constitués majoritairement de fines particules provenant du ruissellement des rivières. Les sédiments portuaires reflètent leurs processus de transport (vagues et courants) responsables de leur accumulation. Les particules qui constituent ces sédiments sont généralement issues de l'érosion terrestre et côtière. La distribution granulométrique reflète la répartition quantitative des éléments solides du sédiment en fonction de la taille des particules, indépendamment de leur nature chimique.

Les limites des différentes classes de taille des particules couramment utilisées en granulométrie sont présentées dans le Tableau 21.

Tableau 21 : Classement granulométrique des sédiments (Ramaroson, 2008)

Taille	Dénomination
Supérieure à 20 cm	Blocs
De 2 cm à 20 cm	Galets et cailloux
De 2 mm à 2 cm	Graviers
De 63 μ m à 2 mm	Sables (grossiers et fins)
De 2 μ m à 63 μ m	Limons (ou silts)
Inférieure à 2 μ m	Vases, boues argileuses

Nos résultats montrent que les grains composant le sédiment récolté dans le golfe sont de taille inférieure à 2mm ; en référence à la classification de [Ramaroson \(2008\)](#), nous pouvons dire que le sédiment est majoritairement composé de sables fin du fait que la taille des grains les plus grossiers ne dépasse pas 0,35 mm. La partie la plus fine, de taille inférieure à 0,063 mm, serait composée de limons ou silts.

Dans les stations S2 et S3, l'importance des fractions 4 et 5 composées de grains fins (de taille proche de 0,063mm) s'expliquerait par l'importance des apports terrigènes riches en matière organique associés à ceux des eaux usées qui se déversent dans ces deux stations. Il est, par ailleurs, important de signaler que ces deux stations, de par leur situation dans le Golfe, se singularisent par un hydrodynamisme assez particulier illustré par le calme de leurs vagues du fait de leur position dans le Golfe. Cette faible fréquence de perturbation des eaux permet une sédimentation de grains assez fins relativement importante.

La nature « grossière » du sédiment des stations S1, S4, S5 et S6 serait en relation avec la force des courants qui traversent ces zones ; ces derniers, de par leur force, entraineraient avec facilité les grains fins vers d'autres eaux plus calmes où ils pourront sédimenter. L'hypothèse d'une réduction des apports terrigènes en matière organique vers cette zone n'est pas à négliger.

III.2.2. Matières organiques totales du sédiment superficiel

Les proportions en matières organiques totales (MOT) rencontrées dans le sédiment du golfe varient de 0,4% dans la station (S4) à 1,67% dans la station (S5). Les taux les plus élevés sont, le plus souvent enregistrés, en hiver et dans une moindre mesure en automne (Fig. 50). C'est dans les stations Draouèche (S5) et La Caroube (S3) que les plus fortes proportions

en MOT sont enregistrées. La présence des plus faibles proportions, est notée, dans la station Lever de l'aurore (S4) et celle des proportions intermédiaires dans les stations S1, S2 et S6.

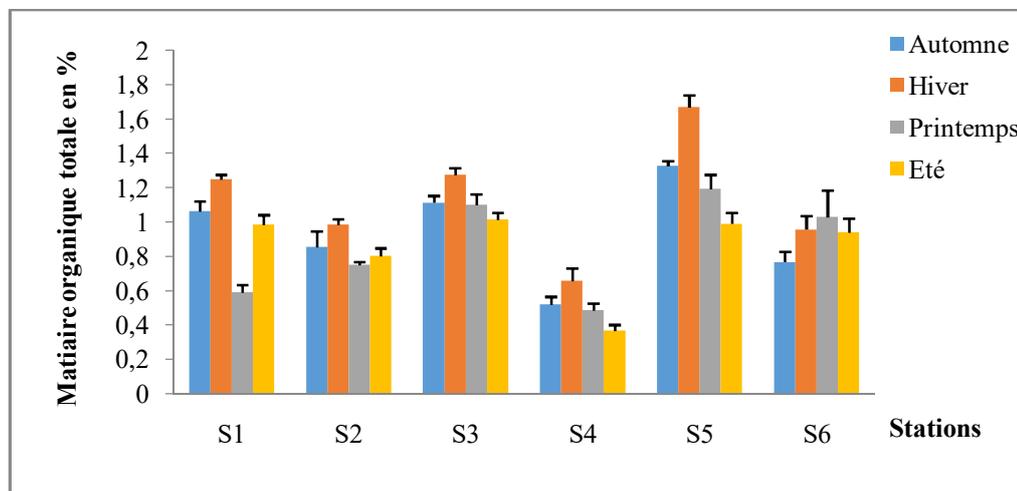


Figure 50 : Variations spatiotemporelles des proportions en MOT du sédiment superficiel.

D'après [Filella \(2009\)](#), dans les milieux aquatiques, la Matière Organique Dissoute (MOD) est issue de deux sources : l'une appelée MO autochtone (ou aquagénique) du fait qu'elle soit propre à l'écosystème qui l'entoure ; cette MO autochtone peut être assimilée à la production primaire phytoplanctonique, au broutage du zooplancton et à l'activité bactérienne dans la colonne d'eau et le sédiment ([Treignier, 2005](#); [Pernet-Coudrier, 2008](#)). L'autre est nommée MO allochtone (ou pédogénique) car elle est liée aux apports fluviaux, aux eaux de ruissellement (lessivage des sols), aux rejets urbains et agricoles et dans une moindre mesure aux apports atmosphériques, on parlera de MO allochtone (ou pédogénique) ([Pernet-Coudrier, 2008](#)). La MO allochtone peut être assimilée aux produits issus de la décomposition de la biomasse ainsi qu'aux polluants organiques liés aux activités humaines telles que le développement agricole ([Treignier, 2005](#)).

Les fortes teneurs en MOT rencontrées en hiver et en automne, dans pratiquement l'ensemble des stations, s'expliquent par l'importance des apports terrigènes en relation avec les précipitations qui érodent le sol et charrient la matière organique vers les stations.

Nous notons, toutefois, la présence des fortes proportions en MOT relevées toute l'année dans les stations S3 et S5 ; ces taux semblent avoir pour origine un apport continu de matière organique ; dans la station La Caroube, ces taux s'expliqueraient par l'absence de traitement des eaux usées qui s'y déversent combinées aux apports charriés par l'oued qui collecte les eaux du massif qui surplombe la plage. En ce qui concerne, la station Draoueche, ces proportions élevées seraient en rapport avec les travaux de terrassement de la centrale électrique qui ont eu lieu durant la période d'échantillonnage.

III.2.3. Potentiel d'hydrogène du sédiment superficiel

Le pH moyen du sédiment est alcalin ; il varie de $7.01 \pm 0,25$ dans la station La Caroube (S3) au printemps à $8.23 \pm 0,01$ dans la station Ain Achir (S1) en été (Fig. 51). C'est en période estivale que les valeurs maximales du pH sont enregistrées dans l'ensemble des stations. Les valeurs les plus basses sont notées dans les stations S3 (La Caroube) et S4 (Lever de l'aurore).

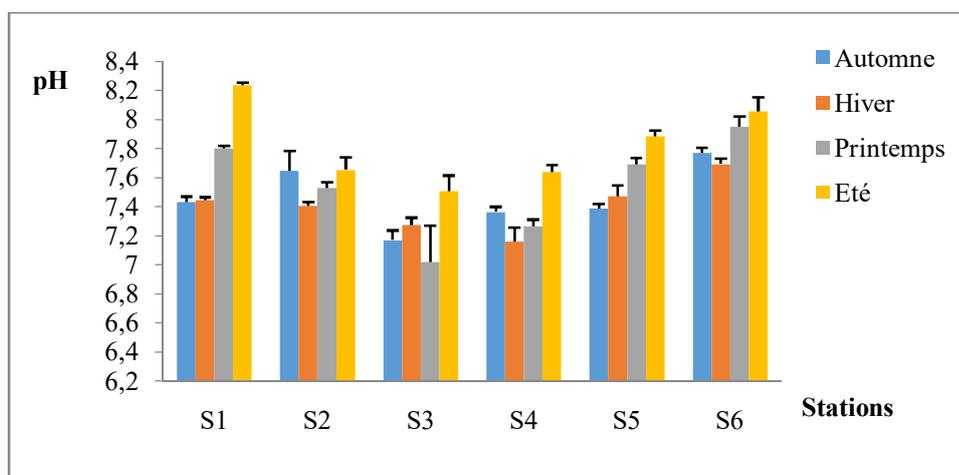


Figure 51 : Variations spatiotemporelles du pH du sédiment superficiel.

En milieu aquatique, le pH du milieu dépend de l'activité biologique et de la capacité tampon du système (équilibre $\text{CO}_3^{2-}/\text{HCO}_3^-$). La réduction des sulfates (SO_4^{2-}) en sulfure (S_2^-) entraîne une augmentation du pH alors que la dénitrification (réduction des nitrates NO_3^- en Azote N) entraîne sa diminution (Mayer *et al.*, 1994).

Quand le pH est bas, il y a dissolution des carbonates et augmentation de la compétition entre les éléments traces métalliques et les ions hydrogènes vis-à-vis des sites d'adsorption ; ceci se traduit par un relargage de métaux sous forme hydraté et par la suite une augmentation de leur biodisponibilité et leur toxicité (Förstner et Whittmann, 1979; Burgess et Scott, 1992). Par ailleurs, l'acidification des eaux provoque un lessivage des cations métalliques adsorbés sur les matières en suspension par simple compétition entre les cations et les protons libérés par les acides (Lobersli *et al.*, 1991 ; Förstner *et al.*, 1986). Dans le cas de nos stations, le pH relevé est alcalin. Cette alcalinité élevée en période estivale et printanière serait en relation avec une bonne activité biologique attribuée à une forte activité photosynthétique de macrophytes et de phytoplancton et témoignerait du bon fonctionnement du système tampon.

🚩 Résultats de l'analyse statistique

Les résultats de l'ANOVA appliquée dans la comparaison du pH et des teneurs en MOT du sédiment entre les saisons et entre les stations révèlent l'existence de différences très hautement significatives aussi bien entre les saisons qu'entre les stations pour l'ensemble des paramètres mesurés (Tableau. 22).

Tableau 22 : Résultats de l'ANOVA appliquée au pH et MOT du sédiment superficiel.

Paramètres	Saisons		Stations	
	F	F>P	F	F>P
pH	98.74	00.00***	100.41	00.00***
MOT	74.39	00.00***	206.25	00.00***

Les valeurs du test statistique (F) et celles de la probabilité sont mentionnées

[ns : ($p > 0,05$); * : ($p < 0,05$) ; ** : ($p < 0,01$) ; *** : ($p < 0,001$)].

III.3. ETM dans les eaux du Golfe

III.3.1. Le zinc dans l'eau

Les teneurs en zinc relevées dans les eaux du golfe sont comprises entre 62 et 122 $\mu\text{g/l}$; c'est en hiver que dans l'ensemble des stations apparaissent des pics de plus de 100 $\mu\text{g/l}$. Durant le reste de l'année les teneurs en zinc montrent des fluctuations de faibles amplitudes (de 62 à 75 $\mu\text{g/l}$) (Fig. 52). Nous notons, par ailleurs, que les teneurs saisonnières les plus élevées sont rencontrées dans les stations La Caroube (S3) et Draoueche (S5).

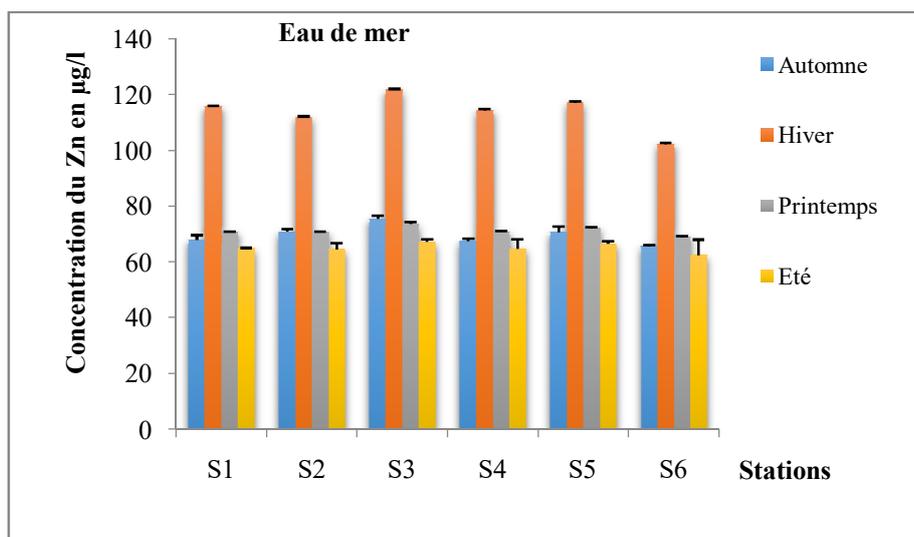


Figure 52 : Variations spatio-temporelles des teneurs en zinc dans l'eau.

III.3.2. Le cuivre dans l'eau

Dans les eaux du Golfe, les teneurs en cuivre varient entre 10 et 17mg/l. C'est en hiver et dans une moindre mesure en automne que les teneurs les plus élevées sont notées ; toutefois, c'est en automne qu'un pic est enregistré à Lahnaya (Fig. 53).

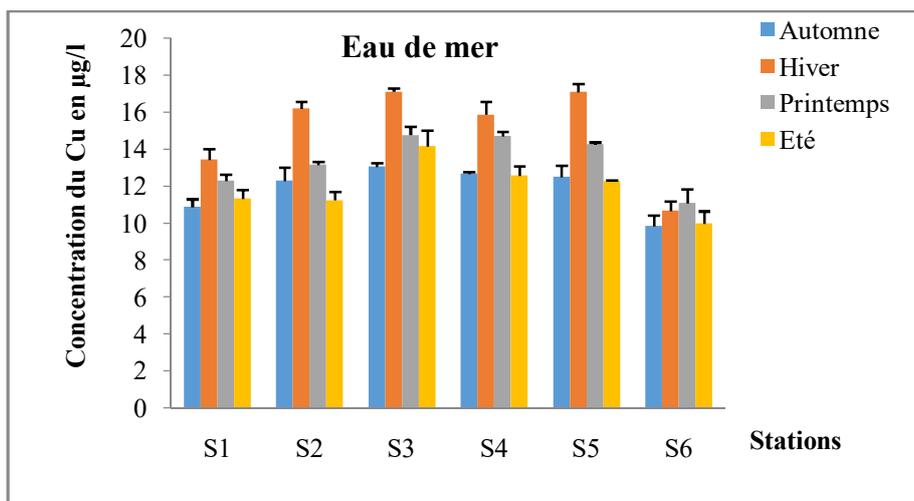


Figure 53 : Variations spatio-temporelles des teneurs en cuivre dans l'eau.

III.3.3. Le chrome dans l'eau

Les teneurs en chrome relevées dans les eaux du golfe varient dans l'intervalle 1,8-3 µg/l (soit un écart de 1,17µg/l). Les teneurs en chrome les plus élevées sont surtout enregistrées en période hivernale et dans une moindre mesure en automne (Fig. 54).

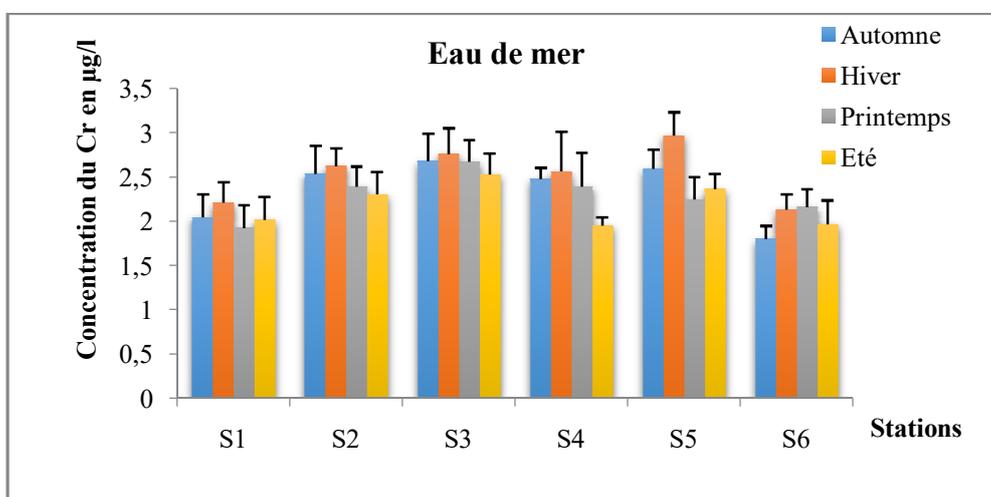


Figure 54 : Variations spatio-temporelles des teneurs en chrome dans l'eau.

III.3.4. Le nickel dans l'eau

Les teneurs en nickel rencontrées dans les eaux du golfe varient de 1,65µg/l (en été à Lahnaya) à 5,05µg/l (en hiver à La Caroube) ; l'écart est de l'ordre de 3,4 µg/l. C'est en période hivernale et printanière que les teneurs en nickel montrent une hausse ; les teneurs estivales étant les plus basses (Fig. 55).

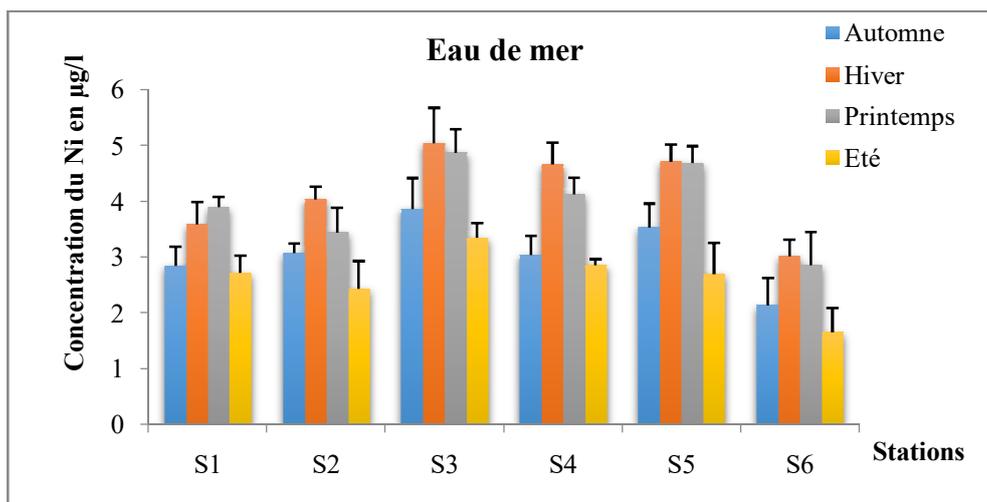


Figure 55 : Variations spatio-temporelles des teneurs en nickel dans l'eau.

Discussion

Les concentrations en métal dissous sont variables selon les mers. Ces variations peuvent s'expliquer par les différences sur le temps de résidence des eaux (qui dépend notamment des courants et de l'enclavement des masses d'eau) et par les différences dans la production primaire (plus importante dans les eaux froides qui sont mieux oxygénées). En pratique, le degré d'industrialisation des pays avoisinants a également une influence (INERIS, 2004). En outre les niveaux mesurés dans l'eau dépendent des variations saisonnières et de la profondeur du prélèvement.

Nos résultats montrent que les concentrations de Zn dans les eaux du golfe présentent un maximum de 121,76µg/l et un minimum de 1,65 µg/l. Les concentrations du Ni dosés dans l'eau des six stations d'échantillonnage (5050 ng/l ou 5,05µg/l et 1650 ng/l ou 1,65µg/l) dépassent largement les concentrations de Ni signalées en Méditerranée : Spivack *et al.*,

(1983) signalent 130 à 260 ng/l aux profondeurs comprises entre 0 et 200m ; Boyle *et al.*, (1985), trouvent des concentrations de l'ordre de 240 à 300 ng/l aux profondeurs variant de

200 à 4000m ; Zhang et Wollast, (1990) rapportent, dans le Golfe du Lion, des teneurs en Ni de l'ordre de 240 à 480 ng/l.

Les stations S3 et S5 renferment les concentrations les plus élevées par rapport aux autres stations. La station S3 renferme plus de Zn et de Ni et la station S5 renferme plus de Cu et de Cr. La station S3 est la station la plus urbanisée ; de ce fait elle reçoit plus d'eaux usées que les autres stations. La station S5, durant la réalisation de nos prélèvements, a fait l'objet de travaux d'assainissement entrant dans le cadre de la construction de la centrale électrique. La station S2 reçoit les rejets d'eaux usées des restaurants et hôtels renfermant des concentrations de Cu et de Cr relativement importantes (voir Tableau 23). L'utilisation d'embarcations motorisées par les pêcheurs, à longueur d'année et celles de jet ski en période estivale et automnale pourraient être à l'origine d'enrichissement des eaux en ETM au niveau des stations S2 et S3. Il est, en effet, rapporté que les carburants contiennent du Ni, du Hg, du Cu, du Fe, du Mn, du Pb et du Cd (Calamari et Naeve, 1994).

Compte tenu des teneurs en ETM de l'eau du Golfe, il est possible d'établir les ordres d'enrichissement des stations pour chaque métal (Tableau 23) et celui pour les différents ETM dans les différentes stations d'étude (Tableau 24).

Tableau 23 : Ordre d'enrichissement des stations d'étude pour chaque métal dans l'eau.

ETM	Concentration Max ($\mu\text{g/l}$)	Concentration Min ($\mu\text{g/l}$)	Ordre d'enrichissement
Zn	121,76	62,46	S3>S5>S1>S4>S2>S6
Cu	17,09	9,85	S5>S3>S2>S4>S1>S6
Cr	2,97	1,80	S5>S3>S2>S4>S6>S1
Ni	5,05	1,65	S3>S5>S4>S2>S1>S6

Le tableau 24 Montrent que l'ordre d'enrichissement des ETM étudiés dans les six stations échantillonnées est identique en plaçant le Zn en première position suivi du Cu puis le Ni et en dernier le Cr.

Tableau 24 : Ordre d'enrichissement des ETM de l'eau dans les stations d'étude.

Stations	Ordre d'enrichissement
S1	Zn < Cu < Ni < Cr
S2	Zn < Cu < Ni < Cr
S3	Zn < Cu < Ni < Cr
S4	Zn < Cu < Ni < Cr
S5	Zn < Cu < Ni < Cr
S6	Zn < Cu < Ni < Cr

Les facteurs susceptibles de mettre en cause cette différence sont d'ordre physique et chimique. Il s'agit en l'occurrence de l'enrichissement intermittent des eaux marines en éléments minéraux notamment en chlorures, calcium..., et de la présence de courant qui s'opère dans le Golfe. Le comportement de la fraction métallique associée aux eaux est contrôlé par des phénomènes chimiques de désorption adsorption. Le changement du potentiel d'oxydoréduction suite à une baisse d'oxygène dissous peut entraîner une dissolution des hydroxydes de fer. Enfin une légère baisse du pH par les rejets acides pourra aussi provoquer un relargage des métaux dans le milieu aqueux. Toutes ces conditions se traduisent bien évidemment d'un appauvrissement ou d'un enrichissement des eaux superficielles.

Résultats statistiques

Les résultats de l'ANOVA appliquée dans la comparaison des teneurs en ETM rencontrés dans l'eau de mer entre les saisons et les stations font apparaître l'existence de

différences très hautement significatives ceci aussi bien entre les saisons qu'entre les stations (Tableau 25).

Tableau 25 : Résultats de l'ANOVA relative aux teneurs en ETM rencontrées dans l'eau de mer.

Eau de mer	Saisons		Stations	
	F	F>P	F	F>P
Zn	3541.59	00.00***	45.93	00.00***
Cu	127.99	00.00***	168.23	00.00***
Cr	12.88	00.00***	6.07	0.001***
Ni	31.59	00.00***	61.45	00.00***

III.4. ETM dans le sédiment superficiel

III.4.1. Le zinc dans le sédiment

Les teneurs en Zinc relevées dans le sédiment sont comprises entre 5 µg/g ps et 56 µg/g ps. Les valeurs les plus élevées sont rencontrées, le plus souvent, en période hivernale et dans une moindre mesure en automne. C'est en revanche, en période estivale que les teneurs en Zinc les plus basses sont notées (Fig. 56).

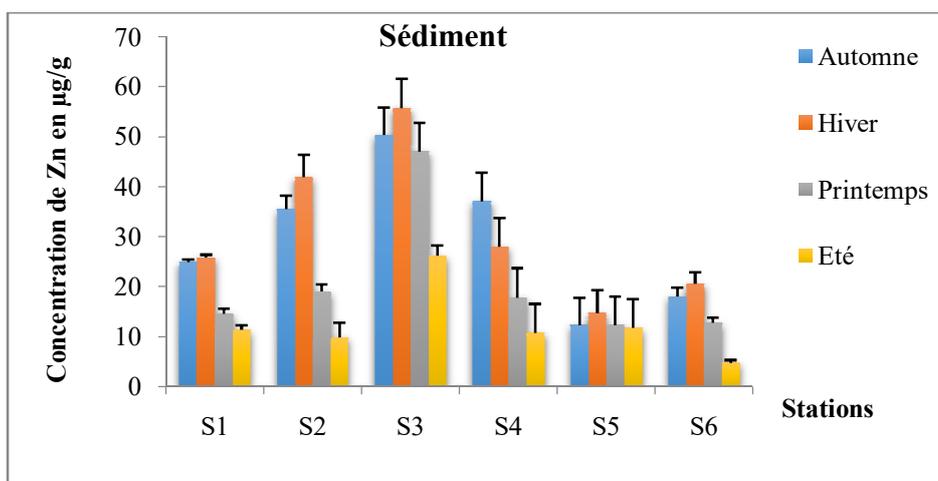


Figure 56 : Variations spatio-temporelles des teneurs en zinc dans le sédiment superficiel.

III.4.2. Le cuivre dans le sédiment

Les concentrations en cuivre enregistrées dans le sédiment superficiel du Golfe d'Annaba, sont comprises entre 0,75 $\mu\text{g/g}$ ps et 20,89 $\mu\text{g/g}$ ps. A l'exception du pic hivernal en S3 (20,89 $\mu\text{g/g}$ ps) et du pic automnal en S4 (14 $\mu\text{g/g}$ de ps), les valeurs n'excèdent pas 10 $\mu\text{g/g}$ ps de sédiment. Nous notons toutefois que les teneurs saisonnières en cuivre varient d'une station à l'autre ; nous notons en effet que le pic est printanier en S1 et S6, estival en S2 et S5, automnal en S4 et hivernal en S3 (Fig. 57).

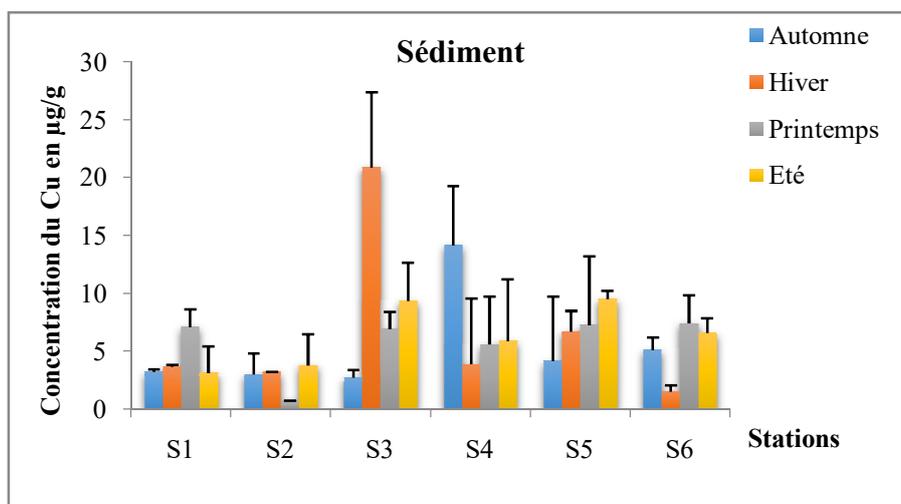


Figure 57 : Variations spatio-temporelles des teneurs en cuivre dans le sédiment superficiel.

III.4.3. Le chrome dans le sédiment

Les teneurs en chrome enregistrées dans le sédiment du Golfe sont comprises dans l'intervalle 12-34 $\mu\text{g/g}$ ps. Le comportement de cet ETM change d'une saison à l'autre et d'une station à l'autre. Dans les stations situées dans la partie Ouest du golfe les teneurs en chrome les plus élevées sont notées au printemps (S3-S4) et en été (S1-S2) ; en revanche, dans les stations situées dans la partie Est du Golfe c'est en hiver (S5) et en automne (S6) que les pics sont relevés (Fig. 58).

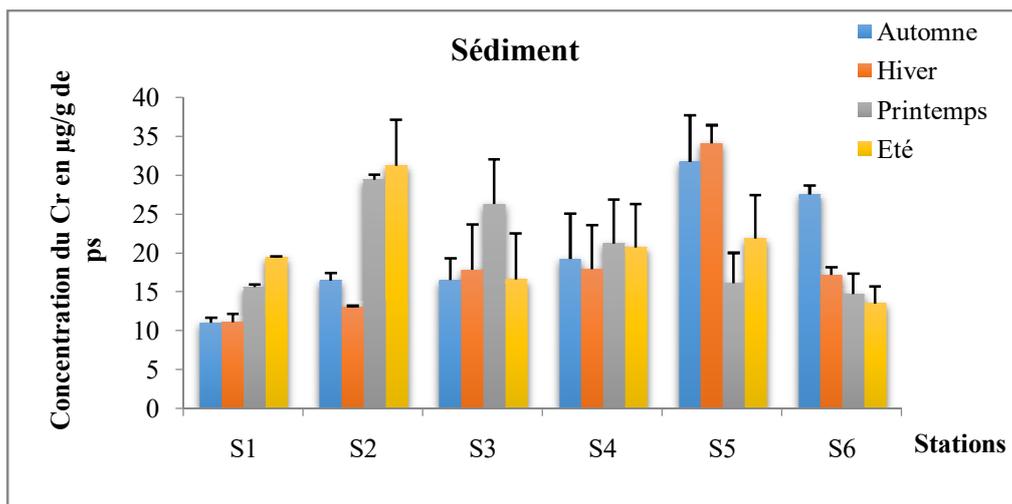


Figure 58 : Variations spatio-temporelles des teneurs en chrome dans le sédiment superficiel.

III.4.4. Teneurs en nickel dans le sédiment

La figure 59 montre les variations des concentrations de nickel dans le sédiment superficiel en fonction des saisons et des stations. Nous notons, que l'écart entre la concentration minimale (6,9µg/g de ps) et maximale (30,80 µg/g de ps) est de l'ordre de 23, 9µg/g de ps. Les teneurs en Ni les plus élevées sont rencontrées le plus souvent en hiver et dans une moindre mesure au printemps ; quant aux teneurs les plus basses elles sont souvent présentes en été.

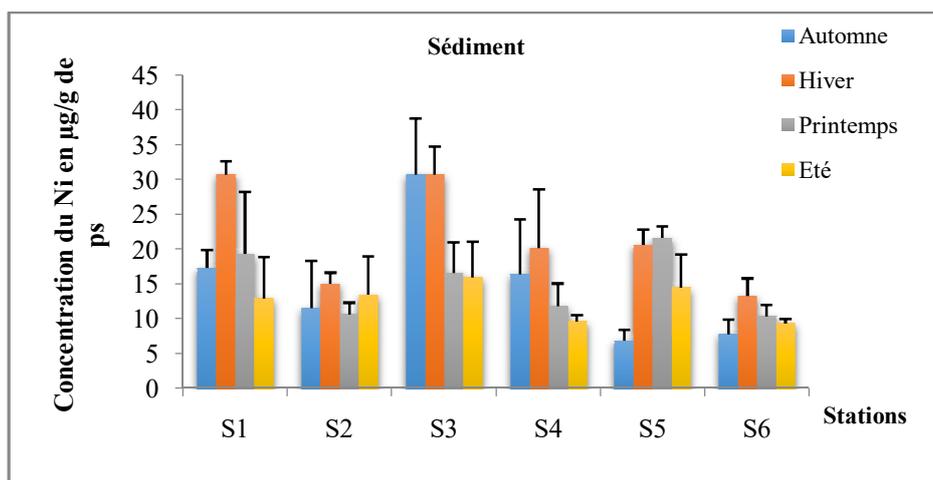


Figure 59 : Variations spatio-temporelles des teneurs en nickel dans le sédiment superficiel.

III.4.5. Distribution spatiale des ETM dans le sédiment

✚ Dans la station S1, c'est le Ni qui montre la plus forte concentration dans le sédiment. Cette station occupe la deuxième position dans l'ordre d'enrichissement du sédiment par le Ni ; après le Ni, vient le Zn qui avec les teneurs accumulées dans le sédiment place la station S1 en quatrième position. En ce qui concerne le Cu et le Cr les teneurs rencontrées dans le sédiment font classer la station en cinquième position. Pour conclure, nous pouvons dire que le sédiment de la station S1 est contaminé : assez fortement par le Ni, modérément par le Zn et faiblement par le Cu et le Cr (Tableau 26).

Tableau 26 : Ordre d'enrichissement des stations d'étude pour chaque métal dans le sédiment superficiel.

ETM	Concentration Max ($\mu\text{g/g}$ de ps)	Concentration Min ($\mu\text{g/g}$ de ps)	Classement des stations
Zn	55,75	4,78	S3>S2>S4>S1>S6>S5
Cu	20,89	0,75	S3>S4>S5>S6>S1>S2
Cr	34,18	11,06	S5>S2>S3>S4>S1>S6
Ni	30,80	6,90	S3>S1>S5>S4>S2>S6

✚ Dans le sédiment de la station S2, ce sont le Zn et le Cr qui montrent les plus fortes teneurs, classant ainsi cette station en deuxième position dans l'ordre d'enrichissement par ces ETM ; les teneurs en Ni et en Cu la classe respectivement en cinquième et sixième position. A partir de ces données nous pouvons estimer que le sédiment de la station S2 est assez fortement contaminé par le Zn et le Cr et peu à très peu contaminé par le Ni et le Cu respectivement (Tableau 26).

✚ Le sédiment de la station S3 présente de fortes concentrations de Zn, Cu et Ni ; ces teneurs correspondent aux valeurs maximales enregistrées dans le sédiment superficiel du Golfe d'Annaba. De ce fait, cette station occupe la première position dans l'ordre d'enrichissement par ces trois ETM et la troisième position en ce qui concerne le Cr. En conclusion, nous pouvons affirmer que, par rapport aux autres stations, le sédiment de la station S3 est le plus contaminé du fait que trois ETM sur les quatre montrent les valeurs

maximales ; quant au quatrième ETM (le Cr), son accumulation dans le sédiment de S3 est assez fortement marquée (Tableau 26).

✚ Dans la station S4, c'est le Cu qui montre les plus fortes teneurs dans le sédiment ; puis vient le Zn. En ce qui concerne le Cr et le Ni, leurs teneurs font classer le sédiment de cette station en quatrième position. Il ressort de ces résultats que dans la station S4, c'est le Cu qui est assez fortement accumulé dans le sédiment et dans une moindre mesure le Zn. Quant aux Cr et Ni leur accumulation dans le sédiment est modérée (Tableau 26).

✚ Dans le sédiment de la station S5, c'est le Cr qui montre les teneurs les plus élevées, ensuite viennent le Cu et le Ni et enfin le Cu en dernière position. A partir de ces observations, nous pouvons estimer que le sédiment de la station S5 est fortement contaminé par le Cr et dans une moindre mesure par le Cu et le Ni ; le Zn est faiblement présent dans le sédiment de cette station (S5) (Tableau 26).

✚ Dans la station S6, la quatrième et cinquième position de l'ordre d'enrichissement sont prises par le Cu et le Zn respectivement, quant aux Cr et Ni ils occupent la dernière position de ce classement. Pour conclure, nous notons que l'accumulation des ETM dans le sédiment de cette station (S6) est modérée pour le Cu et le Zn et faible pour le Cr et le Ni (Tableau 26).

III.4.6. Bilan des contaminations métalliques du sédiment du Golfe

Parmi les quatre ETM recherchés dans le cadre de cette étude, les concentrations moyennes les plus élevées sont celles du Cr ($39,71\mu\text{g/g}$ de ps), suivi du Zn ($30,26\mu\text{g/g}$ de ps) du Ni ($16,18\pm 3,93\mu\text{g/g}$ de ps) et du Cu ($18,85\mu\text{g/g}$ de ps).

La station S3 présente les taux les plus élevés en éléments métalliques, notamment le Cr, Zn et Cu, en comparaison avec ceux de la station S6 localisée plus loin des rejets. Cet enrichissement en éléments métalliques est à mettre en relation avec les apports d'eaux usées des agglomérations environnantes qui se déversent dans la station S3. En effet, le Fe, Zn, Cu et Pb sont des éléments métalliques caractéristiques d'une pollution de type urbain (Bennasser *et al.*, 2000 ; El Morhit *et al.*, 2008).

✚ Le zinc est surtout présent dans les stations périurbaines et plus particulièrement dans les stations S3 (La Caroube), S2 (Belvédère) et S4 (Lever de l'aurore) où la contamination du sédiment par cet ETM est relativement élevée. Belabed (2008) rapporte une forte présence de Zn dans le sédiment de Sidi Salem illustrée par des indices de contamination supérieurs à la

valeur 3 ; ce même auteur note une répartition du Cu selon un gradient décroissant aussi bien du côté Est (Sidi Salem en direction du Cap Rosa) que du côté Ouest du Golfe (Sidi Salem en direction du Cap de Garde). Cette présence de zinc, essentiellement en zones périurbaines, aurait pour origine les nombreux émissaires d'eaux usées dont ces zones sont les réceptacles.

Nous notons, par ailleurs, que les valeurs rapportées par [Hariti et Laroussi \(2000\)](#) et [Gharsallah \(2002\)](#) sont plus élevées que celles de la présente étude ; à Skikda, les valeurs rapportées dans l'ancien port et le port de pêche sont nettement plus basses que celles relevées par [Belabed \(2008\)](#) dans le littoral d'Annaba ([LEM, 1998](#) ; [Gueddah, 2003](#)). Les deux éléments traces, cuivre et zinc font partie des oligo-éléments indispensables pour les organismes vivants et de ce fait leurs teneurs varieraient en fonction de certaines activités biologiques, telles que la maturation sexuelle chez certaines espèces de poissons et la respiration chez la moule ([Lafaurie et al., 1980](#)).

Dans le littoral marocain de Méditerranée, les teneurs en zinc notées dans le sédiment varient de 9,2 à 37,7 $\mu\text{g/g}$ p.s. Dans le littoral espagnol, il est relevé jusqu'à plus de 6480 $\mu\text{g Zn/g}$ p.s. ([WHO, 1995](#)) ; En France, dans le Golfe du Lion, les teneurs en zinc relevées dans le sédiment sont de l'ordre de 102,2 mg/kg p.s. ([Roussiez et al., 2005](#)). En Grèce, [Voutsino-Taliadouri, \(1983\)](#) signale, dans les sédiments des Golfes d'Elefsis et de Saronikos, des teneurs en zinc variant de 2100 à 2400 $\mu\text{g/g}$ p.s. Dans la baie de Kastela, en Croatie, les teneurs en zinc du sédiment sont de l'ordre de 1300 $\mu\text{g/g}$ p.s. ([WHO, 1995](#)).

✚ La présence de Cu dans les zones périurbaines telles que La Caroube et Lever de l'aurore est confortée par les observations de [Belabed \(2008\)](#) qui signale que le cuivre est fortement présent dans le sédiment des stations Lever de l'aurore et Sidi Salem I. La forte présence de cuivre localisée au « lever de l'aurore » suggérerait que la source principale en cet élément est tellurique et serait liée à la géologie du sol de cette partie du littoral. Toutefois, il n'est pas exclu que cet enrichissement du sédiment soit lié aux rejets domestiques et industriels, à la proximité du port et de la réserve de carburant, soit à la circulation des bateaux...; la localisation particulière de cette zone pourrait jouer en faveur de cette accumulation de cuivre dans le sédiment du fait qu'elle jouisse d'un hydrodynamisme particulier.

Dans le sédiment du golfe d'Annaba, [Hariti et Laroissi \(2000\)](#) et [Gharsalah \(2002\)](#) rapportent des teneurs en cuivre encore plus élevée que celles signalées par [Belabed \(2008\)](#). Par ailleurs, les valeurs relevées dans la région de Skikda ([LEM, 1998](#) ; [Gueddah, 2003](#)) sont cinq fois plus élevées que celles que nous obtenons dans la présente étude.

Au Maroc [Sabhi et al., \(2000\)](#) trouvent dans le sédiment du littoral méditerranéen des teneurs en cuivre variant de 1,2 à 6,7 $\mu\text{g/g p.s}$. Dans le littoral espagnol, [De Léon et al., \(1985\)](#) enregistrent des teneurs en cuivre de l'ordre de 226 $\mu\text{g/g p.s}$. à Cartagena et de 118 $\mu\text{g/g p.s}$ à Valence.

Dans le littoral français, [Nolting \(1990\)](#) signale, dans le Golfe du Lion, des teneurs en cuivre comprises entre 50 et 200 $\mu\text{g/g p.s}$; Les teneurs en cuivre relevées par [Roussiez et al., \(2005\)](#) dans le sédiment du Golfe du Lion sont de l'ordre de 22,7 mg/kg p.s.. Dans le delta du Rhône (France), les teneurs en cuivre relevées dans le sédiment varient de 20 à 55 $\mu\text{g/g p.s}$ ([Addad et al., 1981](#)).

En Italie, [Majori et al., \(1979\)](#) enregistrent des teneurs variant de 9 à 139 $\mu\text{g/g p.s}$. En Grèce, [Angelidis et al., \(1985\)](#) trouvent, dans le sédiment du Golfe de Saronokis des teneurs moyennes de l'ordre de 364 $\mu\text{g/g p.s}$. Dans le sédiment de la baie d'Izmir, en Turquie, [Yamaraz et al., \(1990\)](#) signalent des teneurs variant de 33 à 866 $\mu\text{g/g p.s}$.

✚ Les plus fortes teneurs en chrome sont localisées dans la station Draoueche du fait que cette zone a fait l'objet de travaux sous-marins importants pour la construction d'une centrale électrique. Cet ETM est ensuite rencontré dans les stations situées en zone « périurbaine » telle que les stations Belvédère et La Caroube et dans une moindre mesure au lever de l'aurore.

[Belabed \(2007\)](#) signale une forte présence de Cr dans les sites péri urbains et plus particulièrement au niveau de la station « Lever de l'aurore » ou les indices de contamination relevés dépassent la valeur 8 et classe le sédiment superficiel de cette partie du Golfe dans la catégorie 2, c'est-à-dire contaminé par ce métal. Les sources potentielles de cette contamination du sédiment par le chrome seraient en relation avec les eaux usées qui se déversent dans cette partie du Golfe sans aucun traitement préalable. [Gharsallah \(2002\)](#) signale la présence de chrome dans le sédiment du golfe d'Annaba mais à des teneurs moins élevées que celles rencontrées par [Belabed \(2007\)](#).

Les résultats de l'analyse du sédiment des différents sites retenus à Skikda montrent la présence de cet élément mais à des concentrations nettement plus basses que celles signalées dans le littoral d'Annaba (Gueddah, 2003).

Dans le sédiment situé à proximité d'effluents drainant les rejets d'importantes agglomérations urbaines du Maroc, Sabhi *et al.*, (2000) rapportent des teneurs en chrome variant de 0,110 à 0,517 $\mu\text{g/g p.s.}$; ces auteurs notent que ceux sont les sédiments proches des effluents de Tanger et Tétouan qui montrent les teneurs les plus élevées en chrome(respectivement 0,417 et 0,517 $\mu\text{g/g p.s.}$).

Selon certains auteurs, ce métal, en plus de son origine géologique pourrait provenir de la sédimentation d'organismes morts (Rain et Fernex, 1981 ; Anagnostou *et al.*, 1998 ; Boguer *et al.*, 1998). Chiffolleau *et al.*, (1994) rapportent la présence de concentrations élevées en chrome au large de la méditerranée et chez les Diatomées.

✚ La présence de nickel est forte dans les stations S3 et S1 et dans une moindre mesure dans la station S5. La contamination des stations périurbaines serait en rapport avec les effluents qui se déversent à leur niveau, quant à la station S5 qui se trouve loin de rejets d'eaux usées, sa contamination serait liée aux travaux d'aménagement de la plate-forme de la centrale électrique. Selon Belabed (2010) les teneurs en Ni les plus élevées sont surtout rencontrées dans le sédiment de la zone délimitée par Sidi Salem II, Boukhmira et Bettah. Cet auteur trouve que la répartition du Ni a lieu selon un gradient décroissant dans le sens Sidi Salem II, Boukhmira, Bettah ; ce qui suggérerait que les sources potentielles de contaminations sont en grande partie les oueds (Seybouse et Bedjima) et les rejets domestiques des agglomérations environnantes et industriels de Fertial. Toujours dans le Golfe d'Annaba, Belabed (2010) note d'assez fortes teneurs en nickel dans le sédiment de Boukhmira en relation avec les rejets (urbains, agricole et industriel) que l'oued Boukhmira charrie jusqu'au golfe. Toutefois, l'hypothèse que cette distribution soit aussi tributaire de l'hydrodynamisme qui règne dans cette partie du Golfe n'est pas à écarter. A Skikda, les teneurs en Ni sont assez élevées par rapport à ce que nous enregistrons dans le Golfe d'Annaba (Gueddah, 2003).

Le manganèse et le nickel sont susceptibles de se trouver dans le pétrole brut ; de ce fait la pollution par les hydrocarbures peut donc constituer une source de contamination par ces deux éléments traces. Les teneurs en cet ETM restent liées aux conditions hydrodynamiques et physico-chimiques, car les oxydes de manganèse et de nickel, comme ceux du fer, sont très sensibles aux variations du pH, de l'oxygène et donc du potentiel d'oxydo-réduction (Sholokovitz, 1978). Ces derniers les remobilisent et les font passer en solution Sabhi *et al.*, (2000) notent des teneurs en nickel relevées dans le sédiment de diverses zones du littoral marocain comprises entre 0,007 et 0,110 $\mu\text{g/g}$ p.s.; ces mêmes auteurs rapportent que la teneur en nickel la plus élevée (0,110 $\mu\text{g/g}$ p.s) est présente dans les sédiments de la zone proche du point d'impact de l'effluent de Tétouan.

Nous notons, sur la base des valeurs guides proposées par l'IAEA (2004), que le sédiment du Golfe ne présente pas de contamination en Zn, Cu, Cr et Ni du fait qu'aucune valeur de ces quatre ETM ne dépasse la valeur guide admise (Tableau 27).

Tableau 27 : Valeurs guides des ETM Zn, Cu, Cr, Ni dans le sédiment marin (D'après IAEA, 2004)

Eléments Métalliques	Zn	Cu	Cr	Ni
Valeurs guide dans le sédiment marin (IAEA, 2004)	101 \pm 8 mg/kg	30,8 \pm 2,6 mg/kg	136 \pm 10 mg/kg	39,4 \pm 3,1mg/kg

✚ Evaluation de la contamination métallique du sédiment par le calcul de l'indice de géoaccumulation (Igeo)

Le tableau 28 Présente les valeurs d'Igeo des quatre éléments étudiés pour les sédiments des six stations de prélèvements. Pour le calcul de cet indice, nous avons utilisé comme bruit de fond les concentrations spécifiques aux sédiments marins définies par IAEA (2004).

Tableau 28 : Valeurs des Igeo dans les sédiments superficiels du golfe d'Annaba.

ETM/Stations	Igeo			
	Zn	Cu	Cr	Ni
S1	-2,06531083	-2,37945523	-2,65587524	-1,0784738
S2	-1,74072446	-2,84204552	-2,20173473	-2,24438825
S3	-1,21739954	-1,53287277	-2,3553393	-1,62853579
S4	-1,86654347	-1,83466923	-2,33110477	-2,10876165
S5	-2,4756820	-1,90084263	-2,05949795	-2,0186653
S6	-2,37814712	-2,19091337	-2,41271368	-2,45992139

L'analyse des valeurs individuelles des Igeo sur la base de l'échelle de pollution proposée par Müller (1981) et Ruiz (2001), permet de faire la constatation suivante : Tous les Igeo sont négatifs ($Igeo < 0$). Ceci confirme que les sédiments du golfe d'Annaba prélevés entre 2008 et 2009 ne sont pas contaminés par le zinc, cuivre, chrome et nickel. Les concentrations mesurées ne reflètent que le fond géochimique.

Il ressort du tableau 29 , que des teneurs en zinc, encore plus élevées que celles notées dans la présente étude, sont rapportées par Belabed (2010) dans le Golfe d'Annaba, par Benguedda-Rahal (2012) à Ghazaouet et Beni Saf dans l'Ouest algérien, par Huu *et al.*, (2010) dans la baie d'Ha Long (au Vietnam) et par Achard (2013) dans la Baie de Lazaret (en France). Nous notons, par ailleurs, que le sédiment du Golfe d'Annaba se singularise par une forte présence de Cr et dans une moindre mesure de Zn. En ce qui concerne le Ni et le Cu, ils viennent en troisième et quatrième position respectivement. Dans les sédiments de la Baie de Lazaret et la baie d'Ha Long les ETM étudiés se présentent selon l'ordre suivant $Zn > Cr > Cu > Ni$ contrairement à ce que nous notons dans le golfe d'Annaba.

Tableau 29 : Concentration des ETM dans le sédiment marin de différentes régions

Site d'échantillonnage	Zn	Cu	Cr	Ni	Références
Golfe d'Annaba	30,265	10,82	39,71	18,85	Présente étude
Golfe d'Annaba	164,24	55,19	253,89	38,855	Belabed <i>et al.</i> , 2013
Beni saf (Ouest de l'Algérie)	55,76	1,72	-	-	Benguedda-Rahal, 2012
Ghazaouet (Ouest de l'Algérie)	183,83	4,37	-	-	
Baie d'Ha Long (Vitnam)	40	19	26	8	Huu <i>et al.</i> , 2010
Baie de Lazart (Toulon)	98,6	33,6	42,5	31,1	Achard, 2013

L'ordre d'enrichissement du sédiment de chaque station montre qu'il existe des différences et que chaque sédiment présente son propre ordre de classement des ETM dosés (moyenne annuelle). Dans les stations S1, S2, S3 et S4, le Zn est en première position suivi du Ni dans les stations S1 et S3 et du Cr dans les stations S2 et S4. En troisième position c'est l'inverse le Cr au niveau des stations S1 et S3 et le Ni dans les stations S2 et S4. Le Cu occupe la quatrième position dans les six stations. L'enrichissement du sédiment des stations S5 et S6 place le Cr en première position suivi par le Ni dans la station S5 et le Zn dans la station S6 et vis vers ça pour la troisième position pour S5 c'est le Zn et la S6 c'est le Ni (Tableau 30). Ce résultat est appuyé par les différences très hautement significatives pour l'effet stations sur les ETM.

Tableau 30 : Ordre d'enrichissement des ETM dans le sédiment de chaque station d'étude.

Stations	Ordre d'enrichissement
S1	Zn < Ni < Cr < Cu
S2	Zn < Cr < Ni < Cu
S3	Zn < Ni < Cr < Cu
S4	Zn < Cr < Ni < Cu
S5	Cr < Ni < Zn < Cu
S6	Cr < Zn < Ni < Cu

📊 Résultats statistiques

Les résultats de l'ANOVA appliquée dans la comparaison des teneurs en ETM rencontrés dans sédiment entre les saisons et les stations font apparaître l'existence de différences très hautement significatives ceci aussi bien entre les saisons qu'entre les stations sauf pour le Cr l'effet saison est non significatif (Tableau 31).

Tableau 31 : Résultats de l'ANOVA relative aux teneurs en ETM rencontrées dans le sédiment

Sédiment	Saisons		Stations	
	F	F>P	F	F>P
Zn	81.32	00.00***	98.26	00.00***
Cu	73.38	00.00***	95.67	00.00***
Cr	1.13	0.346 ns	11.90	00.00***
Ni	12.63	00.00 ***	13.04	00.00***

III.5. ETM dans les compartiments de *P. oceanica*

III.5.1. Teneurs des ETM dans les racines

✚ Le zinc dans les racines de posidonie

Les teneurs en Zinc présentes dans les racines de Posidonie varient de 5 $\mu\text{g/g}$ de ps à 68 $\mu\text{g/g}$ de ps. Les teneurs maximales sont notées en hiver et dans une moindre mesure en automne ; quant aux minimales elles sont rencontrées en été. Dans les stations S1, S2, S4 et S6 nous relevons des pics proches de 30 $\mu\text{g/g}$ de ps ; dans la station S5 le pic est proche de 45 $\mu\text{g/g}$ de ps et dans la station S3 deux pics de 63 $\mu\text{g/g}$ de ps et de 68 $\mu\text{g/g}$ de ps sont notés en automne et en hiver respectivement (Fig. 60). Le classement établi sur la base des teneurs saisonnières en zinc notées dans les racines de chaque station est, selon le gradient décroissant, le suivant : La Caroube > Draoueche > Lahnaya > Lever de l'aurore > Belvédère > Ain Achir.

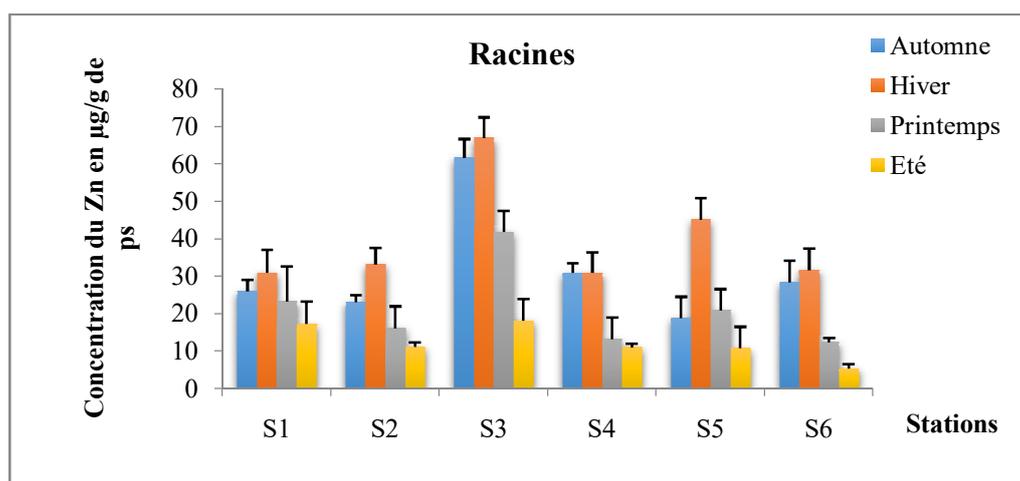


Figure 60 : Variations spatio-temporelles des teneurs en zinc dans les racines de la posidonie.

✚ Le cuivre dans les racines de Posidonie

Les racines de *P. oceanica* montrent des teneurs en cuivre comprises entre 12,41 et 1,52 $\mu\text{g/g}$ de ps. Les teneurs rencontrées montrent des variations d'une saison à l'autre et d'une station à l'autre ; Nous notons, en effet, la présence de pics proche de 7 $\mu\text{g/g}$ de ps au printemps à La Caroube, de 8 $\mu\text{g/g}$ de ps en hiver à Belvédère, de 11 $\mu\text{g/g}$ de ps en automne à Ain Achir et en hiver à Draoueche et enfin un maximum de 12,41 $\mu\text{g/g}$ de ps en été au Lever

de l'aurore. Les teneurs saisonnières en cuivre obtenues à partir des racines de Posidonie de chaque station nous permettent d'établir leur classement: Ain Achir > Draouche > Belvédère > Lever de l'aurore > Lacaroube > Lahnaya (Fig. 61)

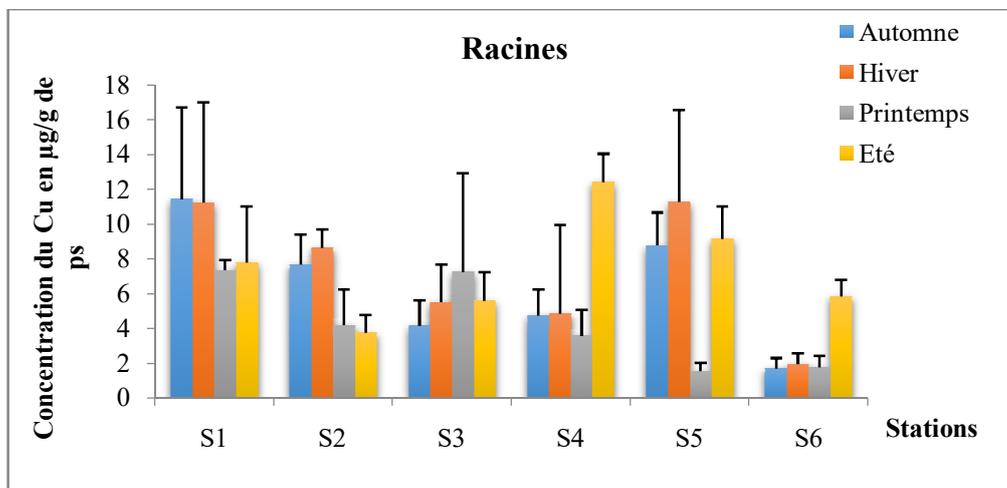


Figure 61 : Variations spatio-temporelles des teneurs en cuivre dans les racines de la posidonie.

✚ Teneurs en chrome dans les racines de la posidonie

Le Chrome est présent dans les racines de la posidonie à des teneurs comprises dans l'intervalle 7-30 µg/g de ps. A l'exception de la station 3 (La Caroube) où un pic 21 µg/g de ps est noté en période estivale, dans les autres stations, les pics sont le plus souvent rencontrés en période hivernale. Ceux inférieurs à 25 µg/g de ps sont relevés à Ain Achir, Belvédère et La Caroube et ceux dépassant 25 µg/g de ps sont rencontrés au Lever de l'aurore, Draouche et Lahnaya (Fig. 62). D'après les teneurs saisonnières en Chrome présentes dans les racines de posidonie nous pouvons établir le classement suivant : Draouche > Lever de l'aurore > Lahnaya > Ain Achir > Lacaroube > Belvédère.

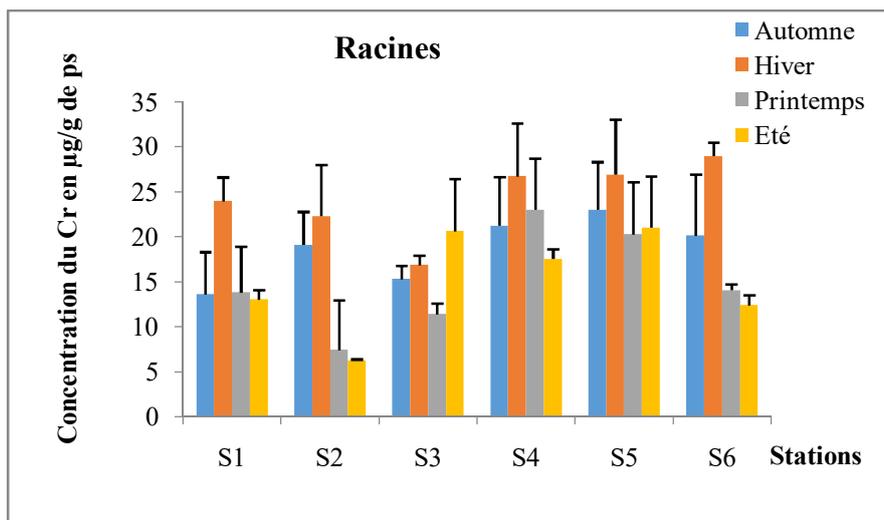


Figure 62 : Variations spatio-temporelles des teneurs en chrome dans les racines de la posidonie.

✚ Le nickel dans les racines de la posidonie

Le nickel, dans les racines de la posidonie, est présent à des teneurs variant de 6 à 33 µg/g de ps (soit un écart de l'ordre de 27 µg/g de ps). Les valeurs les plus élevées sont rencontrées en période hivernale et les plus basses en période estivale. Les pics de plus de 30 µg/g de ps sont rencontrés dans les stations Ain Achir, Lever de l'aurore et La Caroube et ceux inférieurs à 30 µg/g de ps à Lahnaya, Belvédère et Draouèche (Fig.63). L'évaluation des teneurs en Ni présentes dans les racines de posidonie de chaque station nous permet d'établir le classement suivant : La Caroube > Ain Achir > lever de l'aurore > Belvédère > Draouèche > Lahnaya.

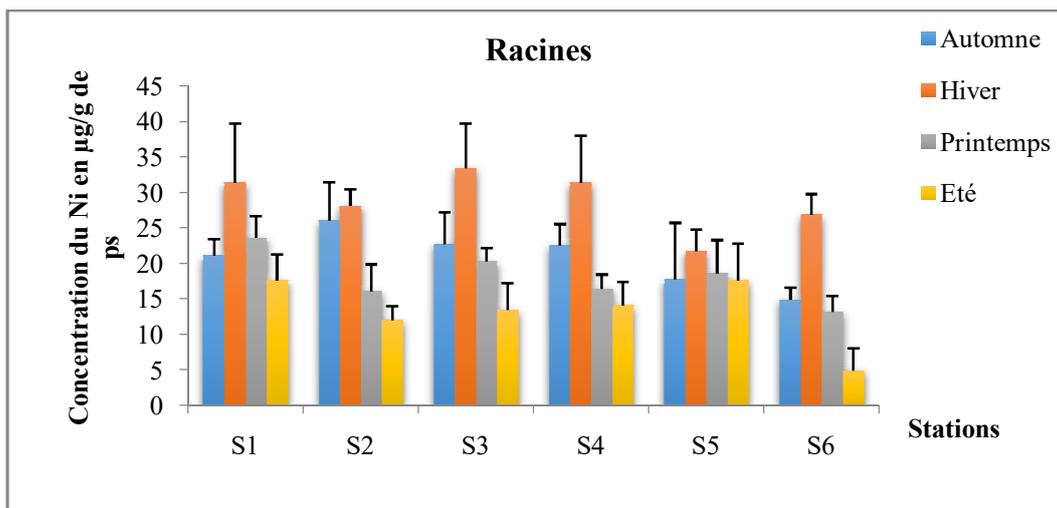


Figure 63 : Variations spatio-temporelles des teneurs en nickel dans les racines de la posidonie.

✚ Résultats de l'ANOVA

Les résultats de l'ANOVA appliquée dans la comparaison des teneurs en zinc, cuivre, chrome et nickel rencontrées dans les racines de *P. oceanica* entre les saisons et les stations font apparaître l'existence de différences très hautement significatives entre les saisons et les stations sauf pour le Cu et le Cr ou la différences est très significative (Tableau 32).

Tableau 32 : Résultats de l'ANOVA relative aux teneurs en ETM rencontrées dans les racines de posidonie.

ETM	Saisons		Stations	
	F	F>P	F	F>P
Zn	99.38	00.00***	50.11	00.00***
Cu	4.67	0.006**	7.30	0.000***
Cr	18.24	0.006**	8.43	00.00***
Ni	41.20	00.00***	5.88	00.00***

Les valeurs du test statistique (*F*) et celles de la probabilité sont mentionnées

[ns : ($p > 0,05$); * : ($p < 0,05$) ; ** : ($p < 0,01$) ; *** : ($p < 0,001$)].

III.5.2. Teneurs des ETM dans les rhizomes

✚ Le zinc dans le rhizome

Dans le rhizome de posidonie les teneurs maximales en zinc sont de l'ordre de 80 $\mu\text{g/g}$ de ps et les minimales de 15 $\mu\text{g/g}$ de ps. Les teneurs les plus élevées sont rencontrées en période hivernale ; dans les stations S1, S2, S4 et S6 les teneurs maximales sont proche de 30 $\mu\text{g/g}$ de ps ; mais, en revanche, au niveau de La Caroube et Draoueche les teneurs en zinc atteignent jusqu'à 80 $\mu\text{g/g}$ de ps (Fig. 64). D'après les teneurs saisonnières en zinc relevées dans le rhizome de posidonie de chaque station nous pouvons établir le classement suivant : Draoueche > La Caroube > Lahnaya > Lever de l'aurore > Belvédère > Ain Achir.

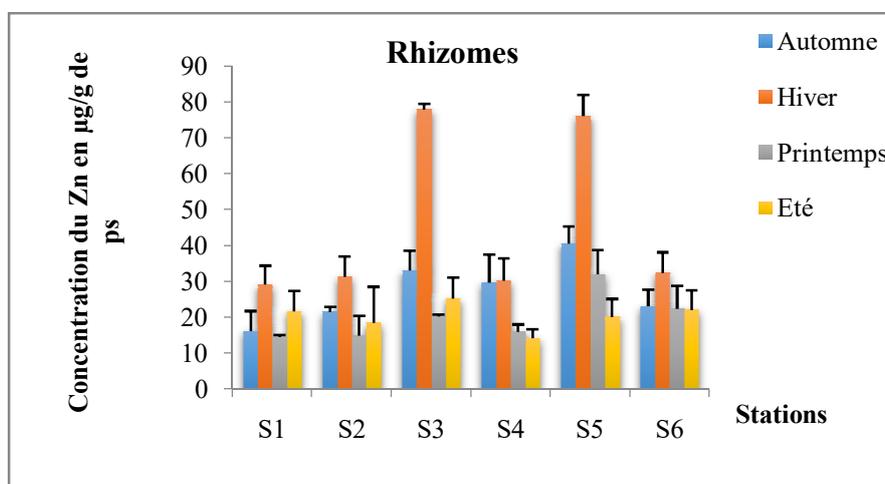


Figure 64 : Variations spatio-temporelles des teneurs en zinc dans les rhizomes de la posidonie.

✚ Le cuivre dans le Rhizome de posidonie

Les teneurs en Cuivre présentes dans le rhizome de posidonie montrent un écart de 14 $\mu\text{g/g}$ de ps; la minima étant de 1,75 $\mu\text{g/g}$ de ps et la maxima de 15,56 $\mu\text{g/g}$ de ps. Nous notons un pic en automne (proche de 15 $\mu\text{g/g}$ de ps à Ain Achir), des pics en hiver (8 $\mu\text{g/g}$ de ps à Belvédère, proche de 7 $\mu\text{g/g}$ de ps à La Caroube et 16 $\mu\text{g/g}$ de ps à Draoueche) et des pics en été (7 $\mu\text{g/g}$ de ps à Lahnaya et 12.5 $\mu\text{g/g}$ de ps au lever de l'aurore) (Fig. 65). Les valeurs des teneurs saisonnières en cuivre présentes dans le rhizome de posidonie de chaque station nous permettent d'établir le classement suivant : Ain Achir > Draoueche > Lever de l'aurore > Belvedere > Lacaroube > Lahnaya.

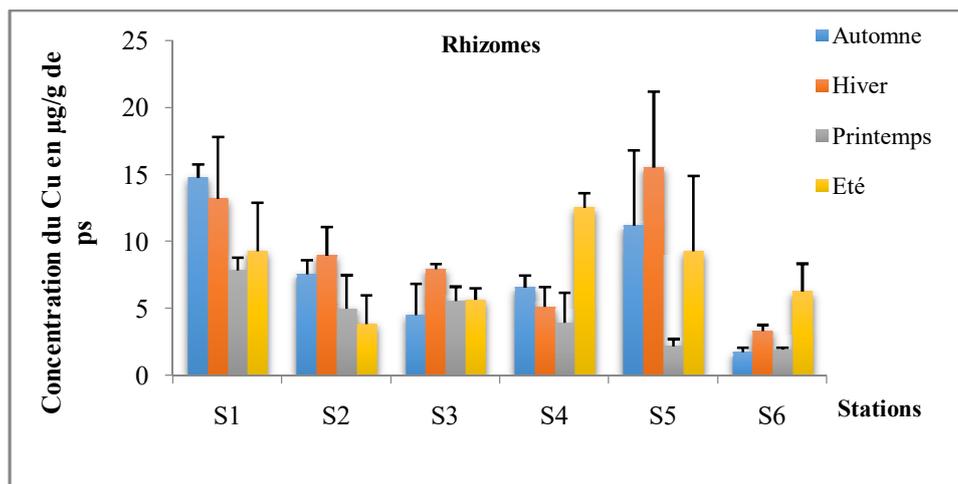


Figure 65 : Variations spatio-temporelles des teneurs en cuivre dans les rhizomes de la posidonie.

✚ Le chrome dans le rhizome de posidonie

L'écart, concernant les concentrations de chrome présentes dans le rhizome de posidonie, entre la minima (7 µg/g de ps) et la maxima (37 µg/g de ps) est de l'ordre de 30 µg/g de ps. C'est en période hivernale que les teneurs en chrome les plus élevées sont notées ; nous relevons la présence de deux pics (proche de 25 µg/g de ps) à Lahnaya et Belvédère, trois pics (proches de 30 µg/g de ps) à Draoueche, Lever de l'aurore et Ain Achir et enfin un pic représentant la teneur maximale (37 µg/g de ps) à La Caroube (Fig. 66).

L'évaluation des teneurs saisonnières en chrome rencontrées dans le rhizome de chaque station nous permet d'établir le classement suivant : La Caroube > Draoueche > Lever de l'aurore > Ain Achir > Lahnaya > Belvédère.

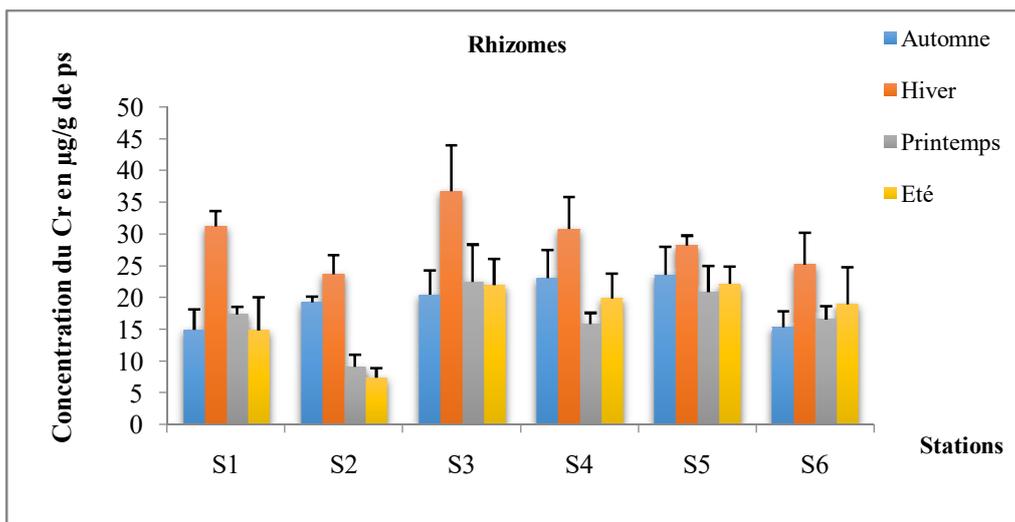


Figure 66 : Variations spatio-temporelles des teneurs en chrome dans les rhizomes de la posidonie.

✚ Le nickel dans les rhizomes de posidonie

Les teneurs en Nickel dans le rhizome montrent un écart de l'ordre de 33 µg/g de ps entre la valeur minimale (6,54µg/g de ps) et la valeur maximale (39,03 µg/g de ps). Les rhizomes montrent des teneurs en Ni élevées en période hivernale et basses en période estivale. Les teneurs maximales relevées dans chaque station sont illustrées par la présence de pics à Draoueche (proche de 25 µg/g de ps), à Lahnaya et Belvédère (proche de 30 µg/g de ps), à Ain Achir (proche de 35 µg/g de ps) (à Ain Achir) et au Lever de l'aurore et La Caroube (proche de 40 µg/g de ps) (Fig. 67). L'évaluation des teneurs saisonnières en Nickel relevées dans les rhizomes de chaque station nous donne le classement suivant : Lacaroube > Ain Achir > Belvédère > Lever de l'aurore > Draouche > Lahnaya.

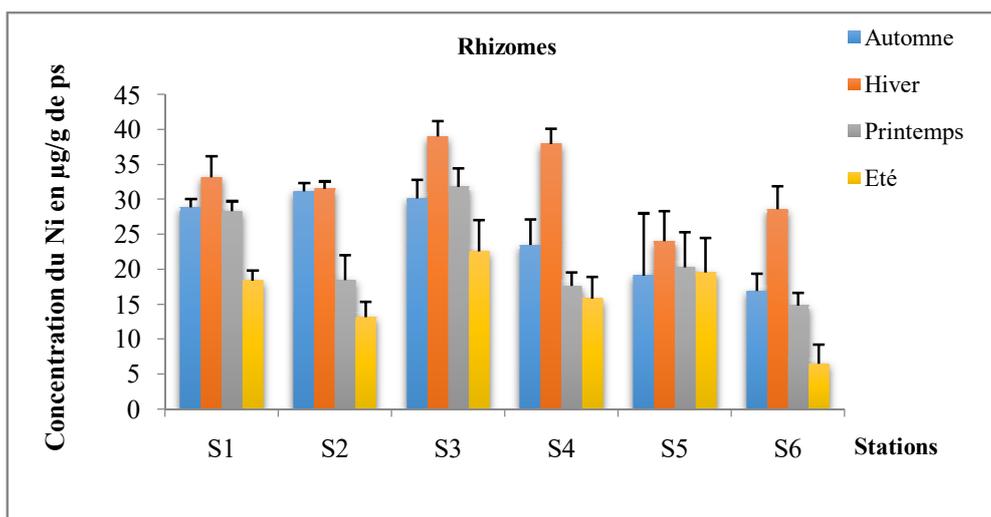


Figure 67 : Variations spatio-temporelles des teneurs en nickel dans les rhizomes de la posidonie.

✚ Résultats de l'ANOVA

Les résultats de l'ANOVA appliquée dans la comparaison des teneurs en zinc, cuivre, chrome et nickel rencontrées dans les rhizomes de *P. oceanica* entre les saisons et les stations font apparaître l'existence de différences très hautement significatives (Tableau 33).

Tableau 33 : Résultats de l'ANOVA relative aux teneurs en ETM rencontrées dans les rhizomes de posidonie.

ETM	Saisons		Stations	
	F	F>P	F	F>P
Zn	94.64	00.00***	38.67	00.00***
Cu	9.92	00.00***	13.40	00.00***
Cr	39.22	00.00***	12.05	00.00***
Ni	12.63	00.00***	13.04	00.00***

Les valeurs du test statistique (*F*) et celles de la probabilité sont mentionnées [ns : ($p > 0,05$); * : ($p < 0,05$) ; ** : ($p < 0,01$) ; *** : ($p < 0,001$)].

III.5.3. Teneurs des ETM dans les feuilles juvéniles

✚ Le zinc dans les feuilles juvéniles de la posidonie

Dans les feuilles juvéniles de la posidonie les teneurs en Zinc varient de 2,5 $\mu\text{g/g}$ de ps à 32,5 $\mu\text{g/g}$ de ps. Les teneurs en Zinc les plus élevées sont rencontrées en période hivernale ou on note deux pics (proches de 15 $\mu\text{g/g}$ de ps) à Ain Achir et Lahnaya, un pic (20 $\mu\text{g/g}$ de ps) au Lever de l'aurore, deux pics (25 $\mu\text{g/g}$ de ps) à Belvédère et Draoueche et enfin la valeur maximale (32,5 $\mu\text{g/g}$ de ps) au niveau de La Caroube (fig.68). L'estimation des teneurs en Zinc présentes dans les feuilles juvéniles de posidonie de chaque station nous a permis d'élaborer le classement suivant : La Caroube > Belvédère > Draoueche > Lever de l'aurore > Lahnaya > Ain Achir.

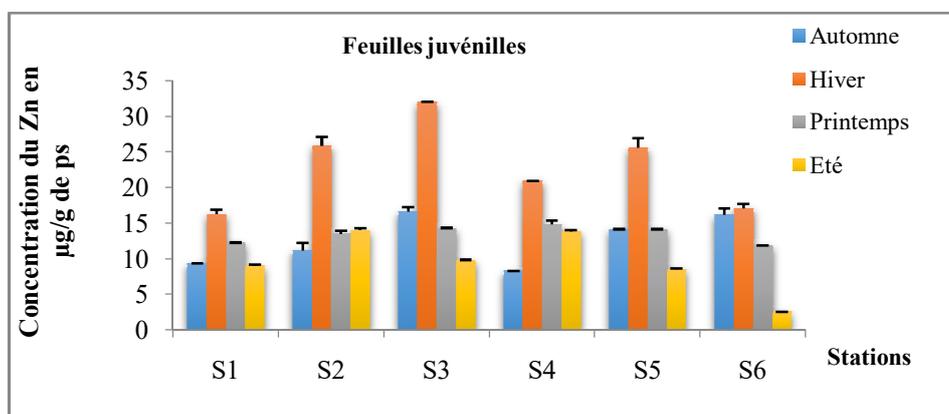


Figure 68 : Variations spatio-temporelles des teneurs en zinc dans les feuilles juvéniles.

✚ Le cuivre dans les feuilles juvéniles de la posidonie

Les teneurs en cuivre relevées dans les feuilles juvéniles (FJ) de posidonie montrent un écart de 7,2 $\mu\text{g/g}$ de ps ; les valeurs minimale et maximale étant de 8,9 et 1,7 $\mu\text{g/g}$ de ps respectivement. Les teneurs les plus élevées sont rencontrées au printemps à Ain Achir (4 $\mu\text{g/g}$ de ps), en hiver à Belvédère (6,5 $\mu\text{g/g}$ de ps), à La Caroube (8,9 $\mu\text{g/g}$ de ps), au Lever de l'aurore (5 $\mu\text{g/g}$ de ps), à Draoueche (7,7 $\mu\text{g/g}$ de ps) et en été (3 $\mu\text{g/g}$ de ps) à Lahnaya (Fig. 69). Les concentrations saisonnières en cuivre rencontrées dans les FJ de posidonie de chaque station nous ont permis l'établissement du classement suivant: Lacaroube > Draoueche > Belvédère > Lever de l'aurore > Ain Achir > Lahnaya.

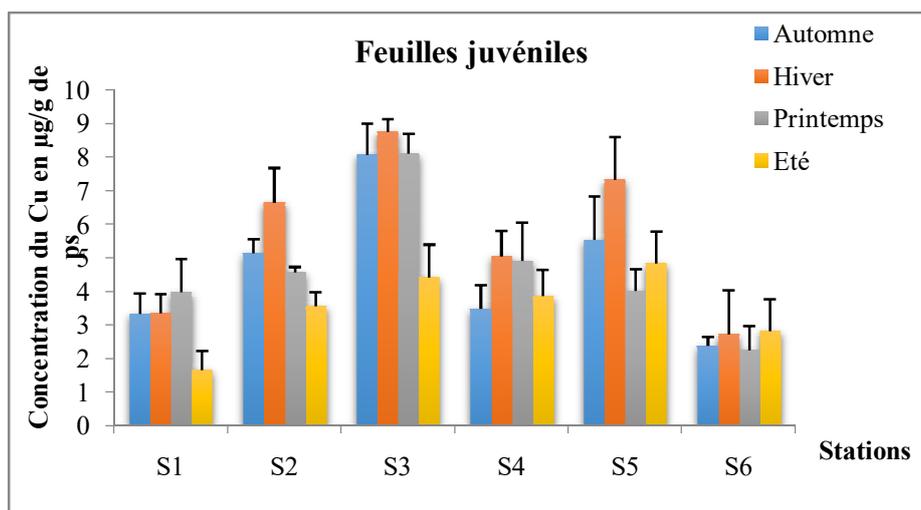


Figure 69 : Variations spatio-temporelles des teneurs en cuivre dans les feuilles juvéniles.

✚ Teneurs en chrome dans les feuilles juvéniles de la posidonie

Dans les feuilles juvéniles de la posidonie, le chrome montre une teneur minimale de l'ordre de 1 µg/g de ps et une teneur maximale égale à 17 µg/g de ps ; l'écart entre les deux valeurs s'élève à 16 µg/g de ps. Les teneurs en chrome varient d'une saison à l'autre et d'une station à l'autre ; nous notons, la présence de pics en période hivernale (à Ain Achir, Belvédère, La Caroube et Lahnaya) et en période estivale (Lever de l'aurore et Draoueche). L'amplitude des écarts entre les teneurs saisonnières en chrome est assez forte dans les stations S1, S2, S6 et S4 et relativement faible dans les stations S3 et S5.

L'accumulation du chrome dans les feuilles juvéniles de posidonie prélevées dans chaque station se fait selon le gradient de concentration décroissant suivant : Draoueche >Lacaroube >Lever de l'aurore> Belvédère >Ain Achir >Lahnaya (Fig. 70).

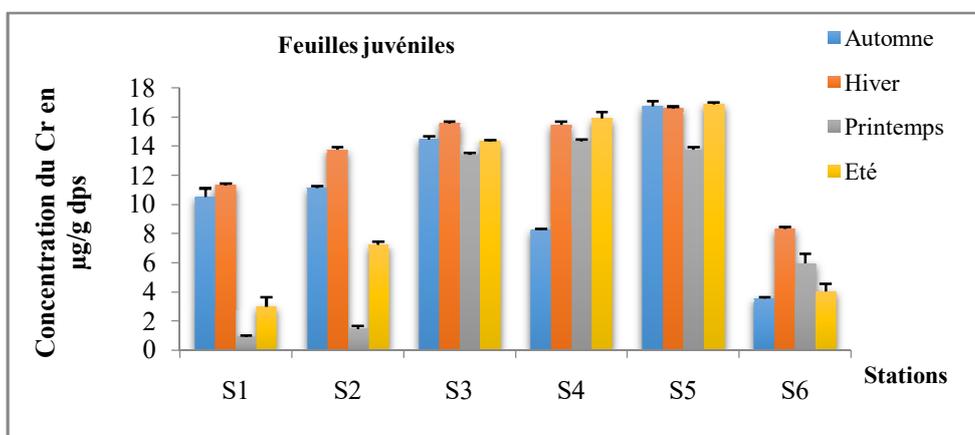


Figure 70 : Variations spatio-temporelles des teneurs en chrome dans les feuilles juvéniles.

✚ Le nickel dans les feuilles juvéniles de la posidonie

Les teneurs en Nickel relevées dans les feuilles juvéniles de la posidonie varient entre 14,75 et 0,25 $\mu\text{g/g}$ de p.s. Nous notons la présence de pics en été à Ain Achir (14,5 $\mu\text{g/g}$ de ps), à Lahnaya (3 $\mu\text{g/g}$ de ps) et au Lever de l'aurore (8 $\mu\text{g/g}$ de ps), au printemps à Belvédère (9 $\mu\text{g/g}$ de ps), Lacaroube (13,5 $\mu\text{g/g}$ de ps) et Draoueche (10,3 $\mu\text{g/g}$ de ps) (Fig.71). Les concentrations saisonnières en Nickel relevées dans les feuilles juvéniles de posidonie de chaque station permettent d'établir le gradient de concentration suivant : Lacaroube > Ain Achir > Belvédère > Draoueche > Lever de l'aurore > Lahnaya.

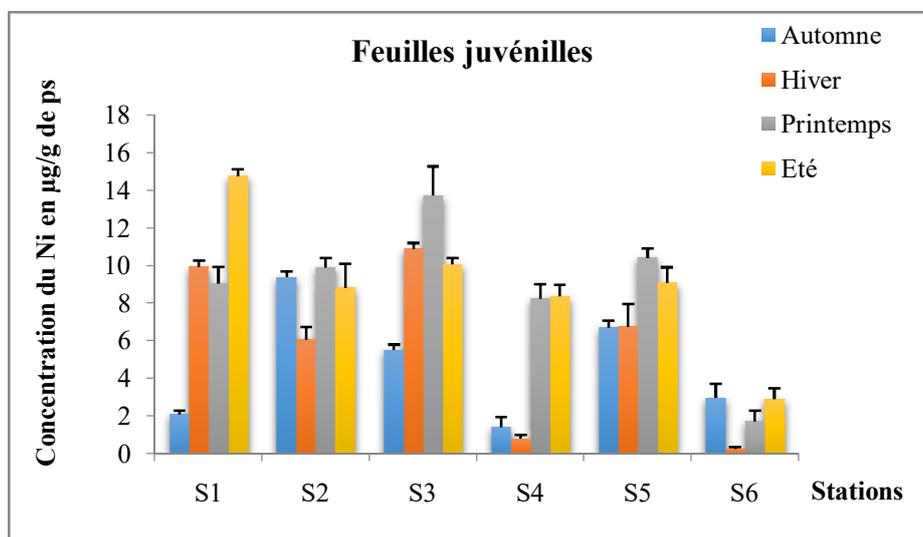


Figure 71 : Variations spatio-temporelles des teneurs en nickel dans les feuilles juvéniles.

✚ Résultats de l'ANOVA

Les résultats de l'ANOVA appliquée dans la comparaison des teneurs en zinc, cuivre, chrome et nickel rencontrées dans les feuilles juvéniles de *P. oceanica* entre les saisons et les stations font apparaître l'existence de différences très hautement significatives (Tableau 34).

Tableau 34 : Résultats de l'ANOVA relative aux teneurs en ETM rencontrées dans les feuilles juvéniles de posidonie.

ETM	Saisons		Stations	
	F	F>P	F	F>P
Zn	1.4x10 ⁴	00.00***	1.1x10 ⁴	00.00***
Cu	63.89	00.00***	70.12	00.00***
Cr	428.81	00.00***	360.67	00.00***
Ni	43.59	00.00***	49.921	00.00***

Les valeurs du test statistique (*F*) et celles de la probabilité sont mentionnées [ns : ($p > 0,05$); * : ($p < 0,05$) ; ** : ($p < 0,01$) ; *** : ($p < 0,001$)].

III.5.4. Teneurs des ETM dans les feuilles intermédiaires

✚ Le zinc dans les feuilles intermédiaires de la posidonie

La concentration en Zinc rencontrée dans les feuilles intermédiaires de la posidonie varie de 2,91 µg/g de ps à 34,17 µg/g de ps (soit un écart de 31,26 µg/g de ps). Les teneurs les plus élevées sont enregistrées en hiver ; nous notons un pic proche de 17 µg/g de ps à Ain Achir, deux pics proches de 25 µg/g de ps à Belvédère et Lahnaya, un pic de 30 µg/g de ps à La Caroube et enfin 2 pics proches de 34 µg/g de ps au lever de l'aurore et Draouèche (Fig.72).

Les teneurs saisonnières en zinc rencontrées dans les feuilles intermédiaires de posidonie de chaque station font apparaître le gradient de concentration décroissant suivant : Lever de l'aurore > Draouèche > La Caroube > Lahnaya > Belvédère > Ain Achir.

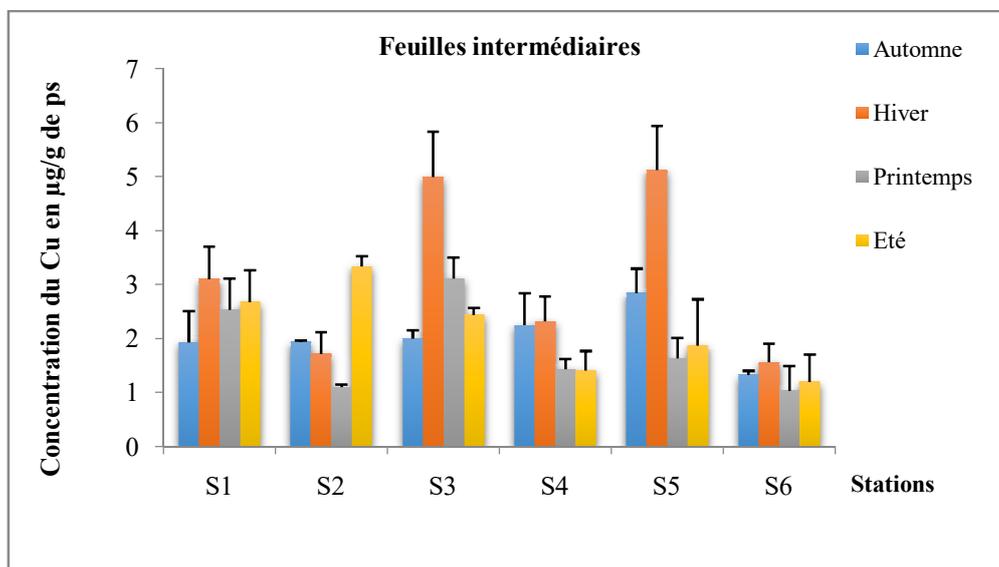


Figure 72 : Variations spatio-temporelles des teneurs en zinc dans les feuilles intermédiaires.

Le cuivre dans les feuilles intermédiaires de posidonie

Les teneurs en cuivre enregistrées dans les feuilles intermédiaires (FI) de posidonie varient de 1,09 à 5,13 µg/g de p.s. Les valeurs les plus élevées sont généralement rencontrées en hiver, sauf à Belvédère où le pic est noté en été. Les valeurs les plus faibles sont relevées à Lahnaya et au Lever de l'aurore et les maximales au niveau de la caroube et Draoueche ; les valeurs intermédiaires sont enregistrées à Ain Achir et Belvédère (Fig. 73). Les teneurs en cuivre obtenues à partir des feuilles intermédiaires de posidonie de chaque station révèlent le gradient de concentration décroissant suivant : Lacaroube > Draoueche > Ain Achir > Belvedere > Lever de l'aurore > Lahnaya.

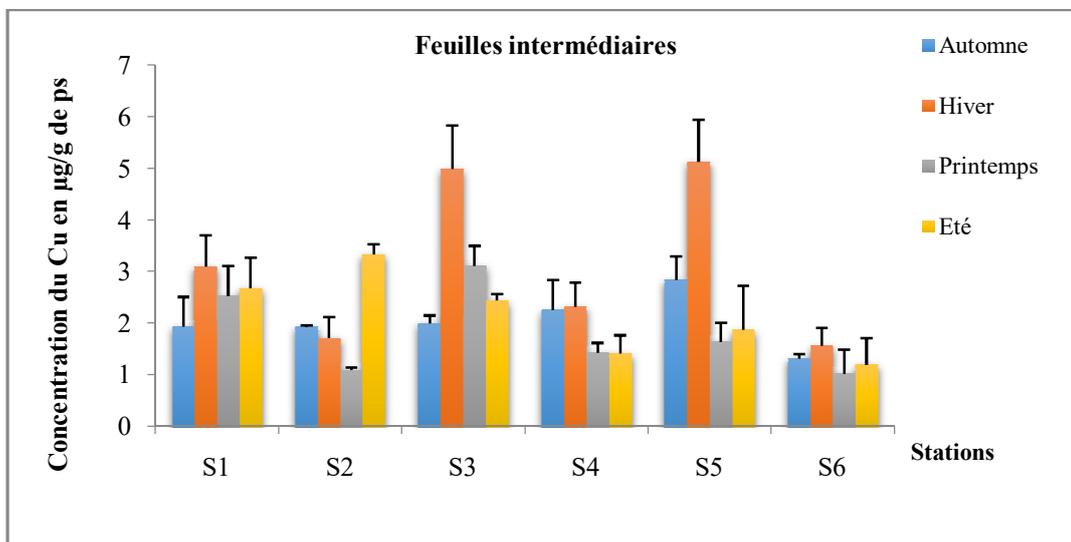


Figure 73 : Variations spatio-temporelles des teneurs en cuivre dans les feuilles intermédiaires.

✚ Teneurs en chrome dans les feuilles intermédiaires de la posidonie

Les teneurs en chrome relevées dans les feuilles intermédiaires de la posidonie varient de 4,41 µg/g de ps à 24,92 µg/g de ps. Nous notons la présence de pics, en hiver (stations S2, S3, S5 et S6) et au printemps (S1 et S4) ; il est toutefois utile de préciser que l'amplitude de l'écart relevé entre les teneurs saisonnières dans chaque station est faible ; à l'exception de la station S5 où un écart de 10 µg/g de ps est noté entre la valeur minimale et la valeur maximale (Fig. 74). D'après les concentrations saisonnières relevées dans les feuilles intermédiaires de posidonie de chaque station nous pouvons établir le gradient de concentration décroissant suivant : Draoueche > Lever de l'aurore > Lacaroube > Belvédère > Ain Achir > Lahnaya.

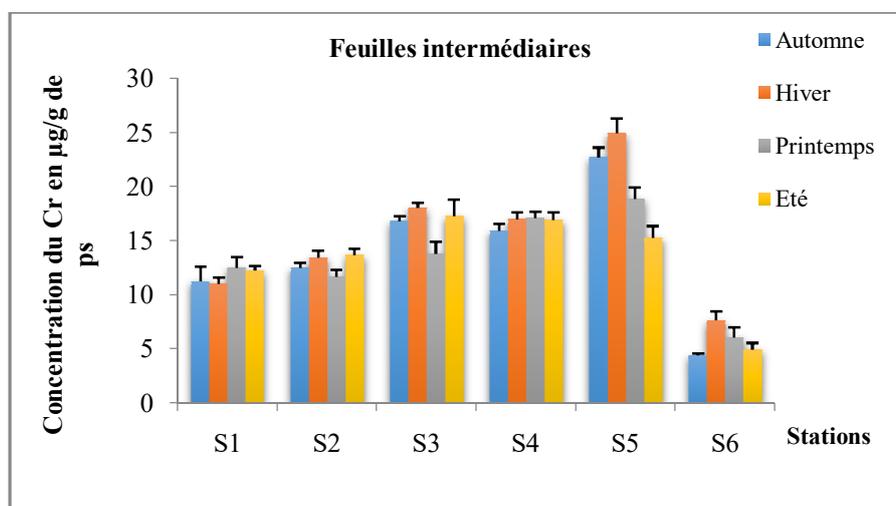


Figure 74 : Variations spatio-temporelles des teneurs en chrome dans les feuilles intermédiaires.

✚ Le nickel dans les feuilles intermédiaires de la posidonie

Les concentrations en Nickel que les feuilles intermédiaires de la posidonie présentent sont comprises dans l'intervalle 6,72 µg/g de ps - 49,18 µg/g de ps (Fig.75). C'est le plus souvent en période hivernale que les teneurs en Ni sont les plus élevées. Dans les stations Ain Achir et Lahnaya, le nickel présent dans les feuilles intermédiaires de posidonie montre des teneurs saisonnières assez proches contrairement aux autres stations où sont rencontrés des pics qui creusent un peu plus l'écart (notamment à Draouèche). Les teneurs en Nickel relevées dans les FI de posidonie de chaque station permettent la mise en évidence du gradient de concentration décroissant suivant : Draouèche > Lacaroube > Lever de L'aurore > Belvédère > Ain Achir > Lahnaya.

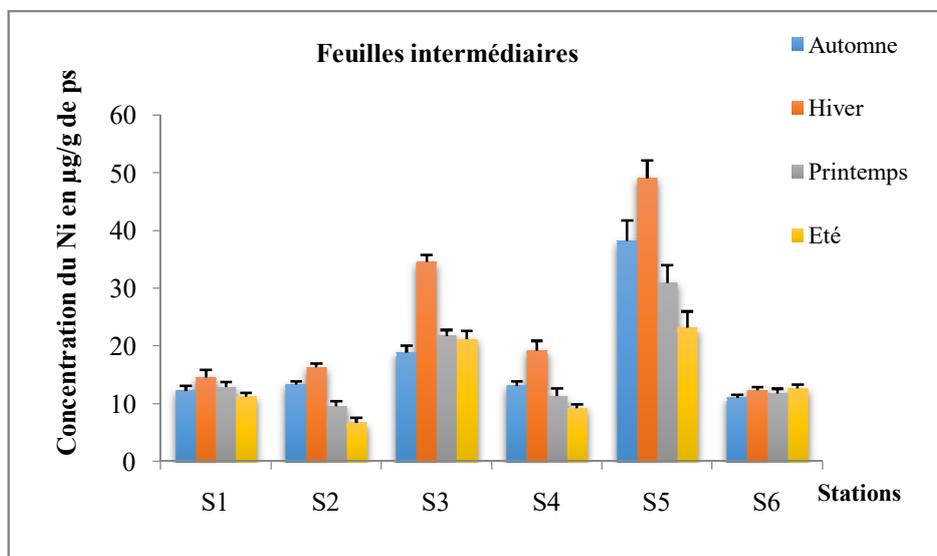


Figure 75 : Variations spatio-temporelles des teneurs en nickel dans les feuilles intermédiaires.

✚ Résultats de l'ANOVA

Les résultats de l'ANOVA appliquée dans la comparaison des teneurs en zinc, cuivre, chrome et nickel rencontrées dans les feuilles intermédiaires de *P. oceanica* entre les saisons et les stations font apparaître l'existence de différences très hautement significatives (Tableau 35).

Tableau 35 : Résultats de l'ANOVA relative aux teneurs en ETM rencontrées dans les feuilles intermédiaires de la posidonie.

ETM	Saisons		Stations	
	F	F>P	F	F>P
Zn	1222.65	00.00***	465.30	00.00***
Cu	16.68	00.00***	50.69	00.00***
Cr	88.64	00.00***	285.79	00.00***
Ni	173.88	00.00***	345.57	00.00***

Les valeurs du test statistique (*F*) et celles de la probabilité sont mentionnées [ns : ($p > 0,05$); * : ($p < 0,05$) ; ** : ($p < 0,01$) ; *** : ($p < 0,001$)].

III.5.5. Teneurs des ETM dans les feuilles adultes

✚ Le zinc dans les feuilles adultes de la posidonie

Les feuilles adultes de la posidonie présentent des teneurs en zinc variant de 7,66 µg/g de ps à 165,37 µg/g de ps (Fig. 76). Nous notons la présence de pics en période automnale dans les stations S1, S2 et S3 et en période hivernale dans les stations S4, S5 et S6. Les teneurs en Zinc rencontrées dans les feuilles adultes de posidonie de chaque station nous mènent à l'établissement du gradient de concentration décroissant suivant : Draoueche > La Caroube > Ain Achir > Lever de l'aurore > Belvédère > Lahnaya.

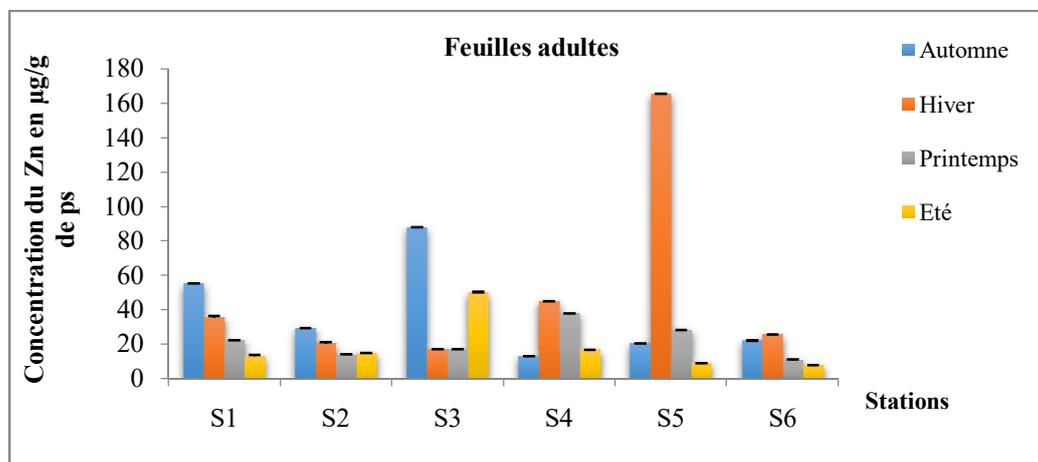


Figure 76 : Variations spatio-temporelles des teneurs en zinc dans les feuilles adultes.

✚ Le cuivre dans les feuilles adultes de la posidonie

Les teneurs en cuivre rencontrées dans les feuilles adultes de la posidonie varient de 0,33 à 6,54 µg/g de p.s. Les teneurs en cuivre montrent deux pics en hiver (6,45 µg/g de p.s au niveau de La Caroube et 5,14 µg/g de p.s à Draoueche), deux pics en été (6,54 µg/g de p.s au niveau de Lahnaya et 3,21 µg/g de p.s à Belvédère), un pic au printemps (4,43 µg/g de p.s à Ain Achir) et un dernier pic en automne (3,29 µg/g de p.s au lever de l'aurore) (Fig. 77). Le calcul des concentrations en cuivre présentes dans les feuilles adultes de posidonie de chaque station mène à l'établissement du classement suivant : La Caroube > Ain Achir > Lahnaya > Draoueche > Lever de l'aurore > Belvédère.

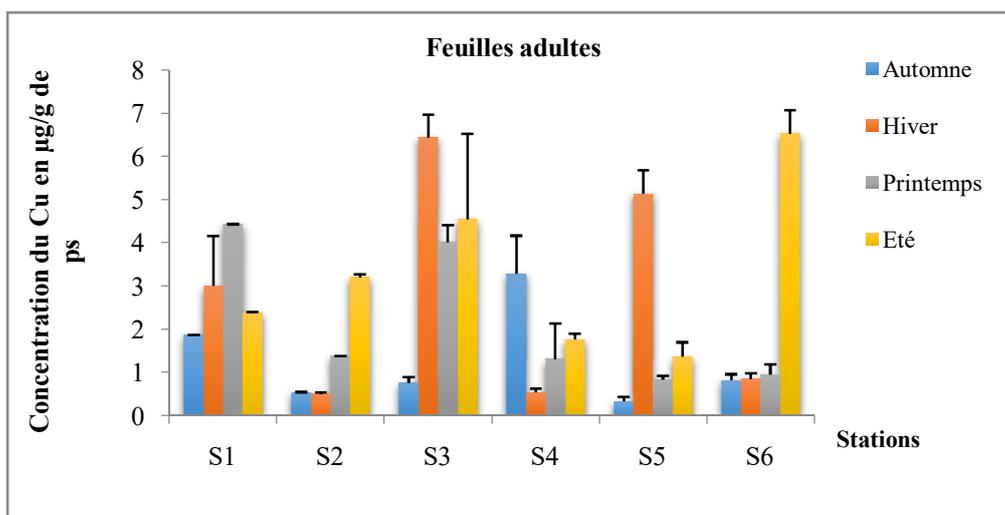


Figure 77: Variations spatio-temporelles des teneurs en cuivre dans les feuilles adultes.

✚ Teneurs en chrome dans les feuilles adultes de posidonie

Les teneurs en Chrome contenues dans les feuilles adultes de posidonie fluctuent entre 0,19 µg/g de ps et 25,94 µg/g de ps. Cet élément montre des pics en hiver à Ain Achir (21,12µg/g de ps), Belvédère (18,78 µg/g de ps) et Lahnaya (16,46µg/g de ps), des pics en automne au Lever de l'aurore (25,52µg/g de ps) et Draoueche (25,43 µg/g de ps), et enfin un pic au printemps à La Caroube (25,94µg/g de ps) (Fig. 78).

Les teneurs en Chrome relevées dans les feuilles adultes de posidonie de chaque station nous permettent d'établir le classement suivant : Lacaroube > Draoueche > Lever de l'aurore > Ain Achir > Belvédère > Lahnaya

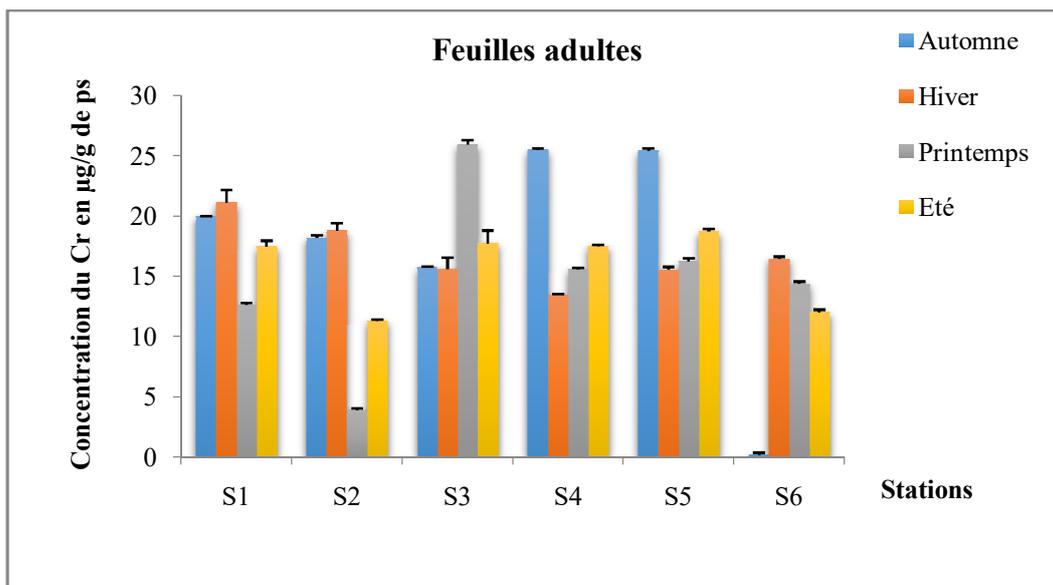


Figure 78 : Variations spatio-temporelles des teneurs en chrome dans les feuilles adultes.

Le nickel dans les feuilles adultes de posidonie

Les teneurs en Nickel relevées dans les feuilles adultes de posidonie varient de 15,02 µg/g de ps à 46,13 µg/g de ps. A l'exception de la station S2 où le pic est noté au printemps, c'est le plus souvent en période hivernale que les teneurs maximales sont enregistrées. Nous notons la présence des pics les plus bas (proches de 30 µg/g de ps) à Belvédère et Lahnaya et des pics les plus élevés (plus de 40 µg/g de ps) à La Caroube et Draoueche ; les valeurs intermédiaires (proches de 40 µg/g de ps) étant relevées à Ain Achir et Lever de l'aurore (Fig. 79). D'après les teneurs en Nickel notées dans les feuilles adultes de posidonie de chaque station nous pouvons définir le gradient de concentration en Ni suivant : Draoueche > La Caroube > Ain Achir > Lever de l'aurore > Belvédère > Lahnaya.

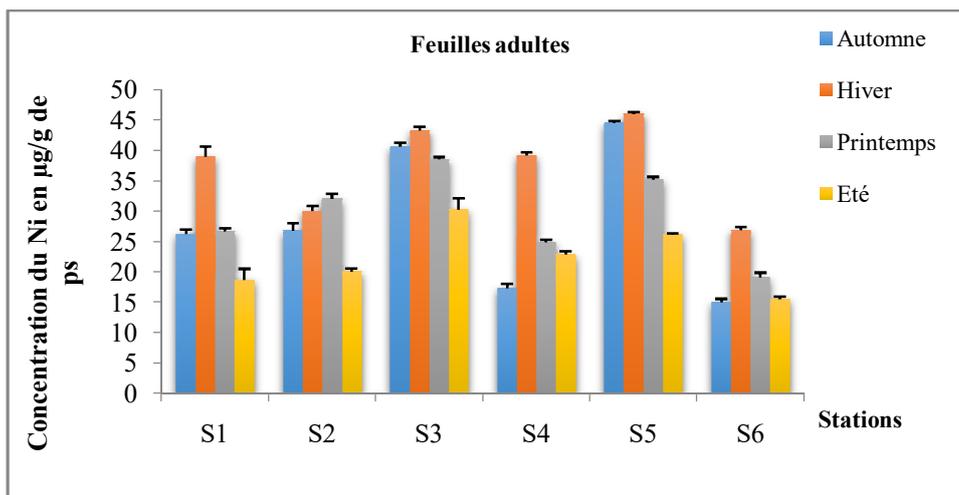


Figure 79 : Variations spatio-temporelles des teneurs en Nickel dans les feuilles adultes.

✚ Résultats de l'ANOVA

Les résultats de l'ANOVA appliquée dans la comparaison des teneurs en zinc, cuivre, chrome et nickel rencontrées dans les feuilles adultes de *P. oceanica* entre les saisons et les stations font apparaître l'existence de différences très hautement significatives (Tableau 36).

Tableau 36 : Résultats de l'ANOVA relative aux teneurs en ETM rencontrées dans les feuilles adultes de posidonie.

ETM	Saisons		Stations	
	F	F>P	F	F>P
Zn	3.2x10 ⁴	00.00***	2.0x10 ⁴	00.00***
Cu	40.99	00.00***	31.18	00.00***
Cr	135.98	00.00***	759.09	00.00***
Ni	672.71	00.00***	650.13	00.00***

Les valeurs du test statistique (*F*) et celles de la probabilité sont mentionnées [ns : ($p > 0,05$); * : ($p < 0,05$); ** : ($p < 0,01$); *** : ($p < 0,001$)].

Discussion

Les résultats des dosages des ETM dans les différents compartiments de *Posidonia oceanica* du Golfe d'Annaba montrent que l'accumulation des ETM dans la plante est fonction de l'environnement, du métal et du tissu.

Selon [Pergent, \(2006\)](#), l'empreinte de la qualité des eaux sur les herbiers à *Posidonia oceanica* est permanente ; elle ne dépend pas du sens du vent ou des courants au moment de l'observation. De nombreux paramètres ont une influence sur l'herbier : (1) Turbidité moyenne des eaux (matérialisée par la position de sa limite inférieure et par la densité des faisceaux). (2) Courants et hydrodynamisme (matérialisés par les structures érosives qui affectent la « matre »). (3) Taux de sédimentation (matérialisé par la vitesse de croissance des rhizomes et, en cas de déficit, par leur déchaussement). (4) Polluants stables (concentration et mémorisation des teneurs au cours du temps). (5) Dessalure au débouché de fleuves côtiers ou de nappes phréatiques (matérialisée par la disparition de l'herbier). (6) Stress (matérialisé en particulier par la teneur de la plante en acides phénoliques et enzymes de détoxication). (7) Matière organique et nutriments (matérialisés par les épiphytes des feuilles et la composition chimique de la plante).

Dans les racines de *P. oceanica* du Golfe, les teneurs varient de 5 à 68 µg/g de ps. pour le zinc, de 1,52 à 12,41 µg/g de p.s. pour le cuivre, de 5 à 33 µg/g de ps pour le nickel, de 6 à 29 µg/g de ps pour le chrome. Les teneurs maximales sont notées en hiver et dans une moindre mesure en automne ; quant aux minimales elles sont enregistrées en été. Dans les racines de posidonie du Golfe d'Annaba, c'est le zinc qui montre les teneurs les plus élevées par rapport aux autres ETM dosés ; il est suivi par le nickel, le chrome et enfin le cuivre (Zn > Ni > Cr > Cu).

Les ETM dosés dans le rhizome de posidonie du Golfe montrent des concentrations comprises entre 15 et 80 µg/g de ps pour le zinc, 1,75 et 15,56 µg/g de ps pour le cuivre, 6,54 et 39,03 µg/g de ps pour le nickel, 7 et 37 µg/g de ps pour le chrome. Les teneurs les plus élevées sont rencontrées en période hivernale. Dans le rhizome c'est toujours le zinc qui domine par ses teneurs élevées, il est suivi par le nickel et le chrome puis le cuivre (Zn > Ni > Cr > Cu).

Dans le Golfe, les teneurs des ETM enregistrées dans les feuilles juvéniles de posidonie fluctuent entre 2,58 et 32 µg/g de ps pour le Zn, 1,6 et 8,7 µg/g de ps pour le Cu, 0,2 et 14,7 µg/g de ps pour le Ni, 0,9 et 16,99 µg/g de ps pour le Cr. Dans les feuilles juvéniles de *P. oceanica*, les valeurs maximales des ETM dosés varient en fonction des saisons et des stations. Dans les feuilles juvéniles de posidonie les ETM s'accumulent selon l'ordre suivant Zn>Cr>Ni>Cu.

Dans les feuilles intermédiaires de cette plante, les concentrations des ETM sont comprises dans l'intervalle 2,9-34,17 µg/g de ps pour Zn, 1,19-5,13 µg/g de ps pour Cu, 4,4-24,9 µg/g de ps pour Cr, 6,72-49,18 µg/g de ps pour Ni. Les ETM dosés montrent des variations en fonction des saisons et des stations. Dans les feuilles intermédiaires de posidonie les ETM s'accumulent selon l'ordre suivant Ni> Zn >Cr >Cu.

Dans les feuilles adultes de la posidonie du Golfe, les teneurs des ETM montrent des valeurs comprises dans l'intervalle 7,66 et 165,35 µg/g de ps pour Zn, 0,33-6,54 µg/g de ps pour Cu, 0,19-25,94 µg/g de ps pour Cr, 15,02-46,13 µg/g de ps pour Ni. Dans les feuilles adultes les ETM s'accumulent selon l'ordre suivant Zn> Ni>Cr >Cu.

Il est connu que le sédiment pourrait agir comme source de contamination pour les organismes (Villares *et al.*, 2001). D'après Brinkhuis *et al.*, (1980), les macrophytes marines absorbent les métaux soit à travers la surface de leurs feuilles (par absorption directe à partir de l'eau), soit à travers leurs racines (à partir du sédiment et l'eau interstitielle). Di Leo *et al.*, (2013) trouvent l'existence de corrélations positives et significatives entre les concentrations de cadmium dans les feuilles et les racines de *P. oceanica*. Certains auteurs rapportent que le cadmium pénètre dans la plante essentiellement par les feuilles selon un mode d'adsorption passive qui dépend de la surface de la feuille ; c'est par la suite que cet ETM se dirige vers les rhizomes et les racines (Brinkhuis *et al.*, 1980 ; Ward, 1989). Par ailleurs, le fait de ne pas trouver de corrélations entre les teneurs en cadmium des racines de posidonie et celles du sédiment suggérerait que le cadmium contenu dans les tissus de posidonie est le reflet du cadmium contenu dans l'eau.

Selon Di Leo *et al.*, (2013) l'absence de corrélations entre les teneurs en Cu et en Zn au niveau des différents compartiments de la plante et entre le sédiment et les différents compartiments de la plante indiquerait que l'absorption de ces ETM se fait, comme suggéré par Lyngby et Brix, (1982), aussi bien par les feuilles que par les racines. Toutefois, le cuivre et le zinc sont essentiels pour la croissance et le métabolisme de la plante ; de ce fait leur accumulation serait affectée par les processus de régulation métabolique.

Les ETM dosés dans les différents compartiments de *P. oceanica* du Golfe d'Annaba montrent des teneurs variables selon le tissu ; nous notons l'ordre suivant Zn > Ni > Cr > Cu au niveau des racines et des feuilles adultes ; en ce qui concerne les feuilles intermédiaires et juvéniles l'ordre d'accumulation est le suivant Zn > Cr > Ni > Cu, quant au rhizome c'est plutôt le nickel qui occupe la première position avant le zinc, le chrome et le cuivre. Dans l'ensemble des compartiments de la plante, à l'exception du rhizome, le zinc enregistre les teneurs les plus élevées et le cuivre les teneurs les plus basses ; quant au nickel, il occupe la seconde place au niveau des racines, rhizome et feuilles adultes et la troisième au niveau des feuilles juvéniles et intermédiaires.

Nos résultats concernant le zinc et le nickel sont confortés par ceux de nombreux auteurs qui rapportent le gradient de concentration suivant : Zn > Ni > Cu > Cd > Pb > Cr (Luy *et al.*, (2012) ; Pergent-Martini, 1994, warnau *et al.*, 1995 ; Schlacher-Hoenlinger et Schlacher, 1998 ; Campanella *et al.*, 2001 ; Conti *et al.*, 2010) ; Mais dans le cas de notre étude, contrairement à ce que ces auteurs rapportent, le cuivre vient après le chrome.

Ces différences dans le mode d'accumulation des métaux dans les compartiments des plantes ont été rapportées pour certains métaux chez *P. oceanica* (Catsiki et Panayotidis, 1993 ; Sanchiz *et al.*, 2000) et d'autres posidonies (Lyngby et Brix, 1984 ; Liagostera *et al.*, 2011). Pergent-Martini et Pergent, (2000), signalent une accumulation préférentielle du Cd et du Zn dans les parties de la plante situées hors sédiment par rapport aux racines.

Dans le Golfe d'Annaba, l'accumulation des quatre ETM dans les tissus de *P. oceanica* se fait selon l'ordre FA > Rh > Ra > Fi > FJ pour le zinc, FI > FA > Rh > Ra > FJ pour le nickel, Rh > Ra > FJ > FA > FI pour le cuivre, Rh > Ra > FA > FI > FJ pour le chrome. Ce classement montre que chaque élément se comporte de manière différente.

Le zinc s'accumule de préférence dans les feuilles adultes, le rhizome et les racines. En ce qui concerne le chrome et le cuivre, ils montrent des préférences pour le rhizome et les racines pour ensuite changer d'ordre au niveau des feuilles de la plante ; le cuivre suit l'ordre FJ, FA et FI quant au chrome c'est plutôt FA, FI et FJ. En ce qui concerne le nickel, c'est d'abord dans les feuilles intermédiaires et adultes qu'il s'accumule le plus. Les feuilles juvéniles ne représentent pas un tissu préférentiel pour le zinc, nickel et chrome, car ces derniers montrent les teneurs les plus basses dans ce compartiment de *P. oceanica*.

Di Leo *et al.*, (2013) rapportent que la distribution des ETM dans la plante varie selon le compartiment anatomique considéré; en ce qui concerne le cuivre et le zinc, ces auteurs notent que les concentrations les plus élevées sont relevées dans les racines et les feuilles respectivement. En revanche, les concentrations les plus basses sont rencontrées dans la partie basale des feuilles. Nienhuis (1986) et Catsiki et Panayotidis (1993) rapportent des résultats similaires. Ces résultats sont en accord avec les nôtres en ce qui concerne l'accumulation du zinc au niveau des feuilles ; mais quant au cuivre, c'est plutôt dans le rhizome et ensuite la racine que cet élément montre les concentrations les plus élevées.

Le mode d'accumulation au niveau des compartiments de la plante varie en fonction de chaque élément trace ; Certains auteurs rapportent que le Cd, Cu et Zn présentent une plus forte accumulation dans les feuilles que dans les rhizomes (Sanchiz *et al.*, 2000 ; Campanella *et al.*, 2001) alors que le Cr, Fe et Pb s'accumulent plus dans le rhizome que dans les feuilles (Lewis and Devereux, 2009). Selon Malea *et al.*, (2008), ces différences dans l'accumulation des ETM dans les compartiments rapportées dans diverses études pourraient être dues aux différences de biodisponibilité des ETM dans le sédiment et la colonne d'eau.

Sanz-Lazaro *et al.*, (2012) trouvent que certains groupes d'ETM ont des modes d'accumulation similaires : « Co et Cu » ; « Mn et Rb » ; « As, Bi, Fe et Pb » ; « Cs et V » ; « Ba, Ga et TI » ; les ETM de chaque groupe sont supposés avoir une voie d'absorption et de transfert similaire chez *P. oceanica*. D'autre part, Ag et Ni montrent des dynamiques d'accumulation très différentes du reste des ETM, indiquant une dynamique de prise et de transfert unique. Le Cr aurait un taux de transfert considérable du fait qu'il montre une concentration similaire dans l'ensemble des compartiments de la plante qui sont physiologiquement connectés.

D'après [Sanz-Lazaro et al., \(2012\)](#), pour certains ETM (tels que ce sont As, Ba, Bi, Cs, Fe, Ga, Pb, TI et V), la voie d'accumulation suit l'ordre suivant : racines > rhizomes > feuilles ; Alors que pour d'autres (Cd, Co, Cu et Mn) l'accumulation se fait selon l'ordre feuille > racine > rhizome. Selon [Schlacher-Hoenlinger \(1998\)](#) et [Richir et al., \(2007\)](#), la concentration du zinc par les feuilles adultes de *P. oceanica* est plus importante que celle du cuivre ; ces auteurs expliquent cela par la spécification des tissus photosynthétiques des feuilles. En ce qui concerne le cuivre, sa faible concentration dans les feuilles adultes peut s'expliquer par le fait qu'il soit utilisé dans l'activité métabolique entrant dans le processus de croissance des autres feuilles (feuilles intermédiaires et juvéniles) ; de ce fait, le cuivre est utilisé là où on a le plus besoin ([Romero et al., 2007](#)).

Ces mêmes auteurs signalent que les teneurs relevées dans les feuilles de *P. oceanica* sont les plus basses notées en Méditerranée ; plus particulièrement pour le Cd, Cu et Pb, en ce qui concerne le Zn, les valeurs sont similaires à celles rapportées par [Schlacher-Hoenlinger et Schlacher, \(1998\)](#), mais plus élevées que celles de [Malea et al., \(1993\)](#), [Campanella et al., \(2001\)](#) et [Conti et al., \(2010\)](#),(Tableau 37).

D'après [Luy et al., \(2012\)](#), la plupart des ETM sont beaucoup plus concentrés dans les parties photosynthétiques de la plante (FI, limbes des FA) que les parties non photosynthétiques (gaine des feuilles adultes). Dans les parties photosynthétiques des feuilles, ces auteurs signalent des teneurs en Ni et Zn deux fois plus élevées que celles enregistrées dans les gaines de FA ; toutefois, le Ni est présent à de fortes concentrations dans les limbes des feuilles adultes, alors que le zinc se trouve à des concentrations similaires dans tous les tissus photosynthétiques.

[Luy et al., \(2012\)](#) signalent que le cuivre s'accumule de préférence dans les tissus non photosynthétiques (gaines des FA) ; quant au Cr il est présent à de fortes concentration dans ces mêmes tissus uniquement dans les sites où les teneurs en Cr sont élevées. Le Cu montre des teneurs dans les gaines de FA systématiquement plus élevées que dans les autres tissus, mais les différences de concentrations sont relativement faibles.

Tableau 37 : Concentrations des ETM dans les feuilles de *P. oceanica* dans les différentes régions de la Méditerranée

Référence	Site d'échantillonnage	Compartiment	Zn ($\mu\text{g/g de ps}$)	Cu ($\mu\text{g/g de ps}$)	Cr ($\mu\text{g/g de ps}$)	Ni ($\mu\text{g/g de ps}$)
1	Golfe d'Annaba	Feuilles	32,23 \pm 0.23	2.37 \pm 0.35	16.24 \pm 0.30	29.43 \pm 0.71
2	Ischia, Italy		167	14	-	-
3	Antikyra Gulf, Greece		27,1–97.7	2,8–148	-	-
4	Sicily, Italy		70,9 \pm 31,2	11,7 \pm 4.58	0,11 \pm 0.03	-
5	Sounion, Greece		133 \pm 38	10,9 \pm 2	5,46 \pm 2,47	24,5 \pm 14
1	Golfe d'Annaba	Rhizome	28.44 \pm 4.86	7.26 \pm 0.3	20.87 \pm 3.48	23.84 \pm 2.96
5	Ischia, Italy		5.93 \pm 2.04	5.1 \pm 1	23 \pm 6.4	59 \pm 12
6	Ischia, Italy		0.24-1.06	9.41-15.22	3.66-17.05	23.4 - 49.3
1	Golfe d'Annaba	Racines	26.13 \pm 4.65	6.33 \pm 2.23	18.30 \pm 3.70	20.28 \pm 3.88
6	Ischia, Italy		-	27	-	75
5	Ischia, Italy		5.52 \pm 2.66	10.5 \pm 1.6	11.2 \pm 9.2	55 \pm 33

Référence : 1, Présente étude ; 2, Schlacher-Hoenlinger and Schlacher (1998) ; 3, Malea *et al.* (1993) ; 4, Conti *et al.* (2010) ; 5, Sanz-L'azaro *et al.*, (2012) ; 6, Schlacher-Hoenlinger et Schlacher(1998).

Deux hypothèses pour expliquer les différences entre les tissus photosynthétiques qui présentent les valeurs les plus élevées : (1) une durée d'exposition plus longue aux ETM présents dans le milieu environnant tel que suggéré par Warnau *et al.*, (1996), pour les FA comparées aux feuilles Intermédiaires et par Campanella *et al.*, (2001) pour les parties hautes comparées aux parties basses plus jeunes. (2) Effet de dilution dû au taux de croissance élevé des FI. Ce qui conforte nos résultats relatifs à la faible accumulation des ETM dans les feuilles juvéniles ; ces dernières, du fait qu'elles soient en pleine croissance et, en plus, moins exposées aux ETM présents dans le milieu environnant vont accumuler moins de métaux dans

leur tissu. Ces hypothèses prennent encore plus de sens pour les ETM qui se caractérisent par une cinétique d'accumulation lente et une faible régulation tels que Co, Ni, As, Mo, Pb,....

D'autre part, les différents comportements des ETM qui s'accumulent de préférence dans les gaines de FA (tissu non photosynthétique) suggèrent un mode d'assimilation et de distribution différent. Dans le cas particulier du Cu (micronutriment essentiel), sa présence à un niveau élevée dans les tissus non Photosynthétiques s'explique par une augmentation métabolique en relation avec la croissance (Conti *et al.*, 2010).

Luy *et al.*, (2012) montrent que dans les tissus de *P. oceanica*, les teneurs en ETM présentent des variations spatio-temporelles élevées (facteur 10) pour Mo, Zn., modérées (facteur 4 à 10) pour le Cr et faibles (moins d'un facteur 4) pour le Cu et le Ni

Selon Sanz-Lazaro *et al.*, (2012) divers ETM montrent des voies d'accumulation différentes dans les compartiments de posidonie. Ces auteurs rapportent que les teneurs de l'ensemble des ETM dosés montrent des différences significatives d'un compartiment à l'autre mais il n'existe pas de différence temporelle significative. Les épiphytes représentent le compartiment de la plante qui montre les plus grandes variations temporelles. Les teneurs en ETM au niveau des compartiments de la plante dépendent beaucoup de l'élément trace lui-même. Il est montré que les épiphytes présentent les teneurs les plus élevées en Cr et Cu ; mais en revanche le Cr montre sa plus faible teneur au niveau des feuilles ; En ce qui concerne le Cu et le Zn, leurs teneurs sont très élevées dans les feuilles mais le Ni montre les teneurs encore plus élevées au niveau des feuilles (Sanz-Lazaro *et al.*, 2012). Ces auteurs, trouvent à travers l'utilisation de l'analyse en composante principale que les racines et les rhizomes montrent des variations temporelles élevées en ETM par rapport aux feuilles ; L'analyse en composantes principales révèle, par ailleurs, que les échantillons sont groupés selon le compartiment de la plante plutôt que la période de prélèvement.

De tous les compartiments de *P. oceanica*, les épiphytes montrent les variations temporelles des ETM les plus grandes contrairement aux feuilles qui présentent les variations temporelles les plus basses.

Comme de nombreuses magnoliophytes, *Posidonia oceanica* présente à la fois un fort pouvoir de concentration en éléments traces, proportionnel aux teneurs présentes dans le milieu (Augier, 1985 ; Capiomont *et al.*, 2000 ; Pergent-Martini et Pergent, 2000 ; Baroli *et al.*, 2001) et une bonne résistance à la contamination métallique du fait que l'espèce persiste au voisinage de sources importantes.

III.6. Evaluation de la concentration des ETM par le calcul du facteur de bioconcentration (BCF).

III.6.1. BCF des racines

✚ **Zinc** : Le calcul du BCF de l'élément Zn dans les racines de *P. oceanica* prélevées dans les six stations du golfe montre que son accumulation se fait principalement à partir du sédiment (Fig. 80). Le classement des stations suivant les valeurs de cet indice et par rapport à ce compartiment de la plante est comme suit : $S5 > S1 > S6 > S3 > S4 > S2$.

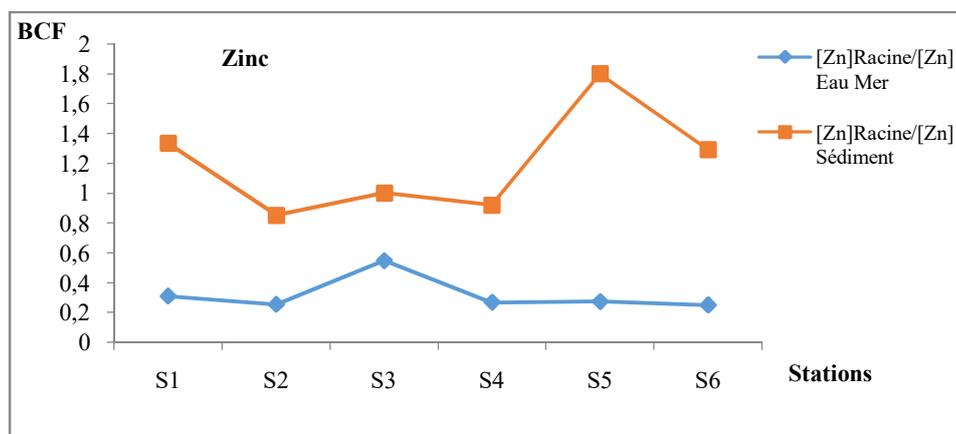


Figure 80: Variations spatiales du BCF du zinc dans les racines de *P. oceanica*

✚ **Cuivre** : Le BCF du Cu est plus élevé que celui du Zn dans les racines. L'accumulation du Cu se fait, beaucoup plus, à partir du sédiment. Le facteur de bioaccumulation calculé pour le Cu dans les racines de *P. oceanica* nous a permis de classer les stations d'étude dans l'ordre suivant : $S2 > S1 > S5 > S4 > S3 > S6$ (Fig. 81).

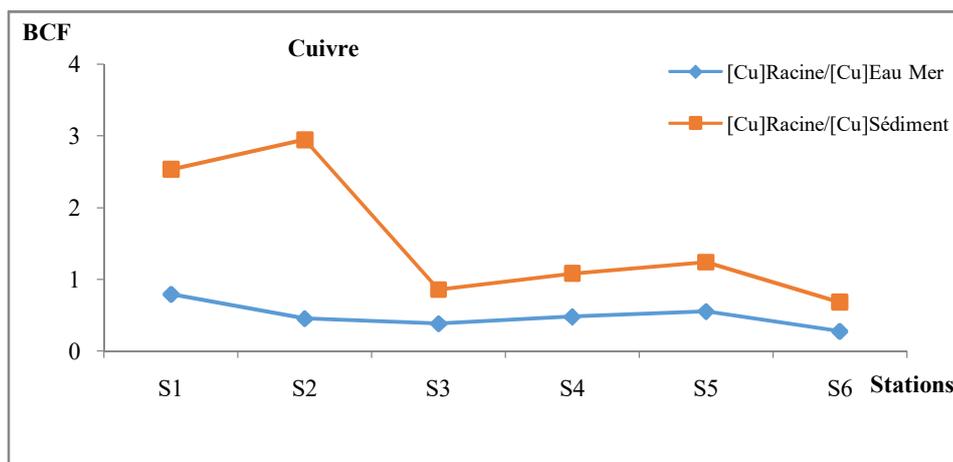


Figure 81 : Variations spatiales du BCF du cuivre dans les racines de *P. oceanica*

Les racines de *P. oceanica* concentrent beaucoup plus de Cr provenant de l'eau que du sédiment ; les transferts de Cr à partir de l'eau sont neuf fois plus importants que ceux réalisés à partir du sédiment. Les valeurs obtenues nous permettent de classer les stations comme suit : S4 > S6 > S5 > S1 > S3 > S2 (Fig. 82). Le calcul du rapport BCF du Cr dans les racines sur celui du Cr dans le sédiment donne des valeurs très faibles indiquant une accumulation presque similaire dans toutes les stations.

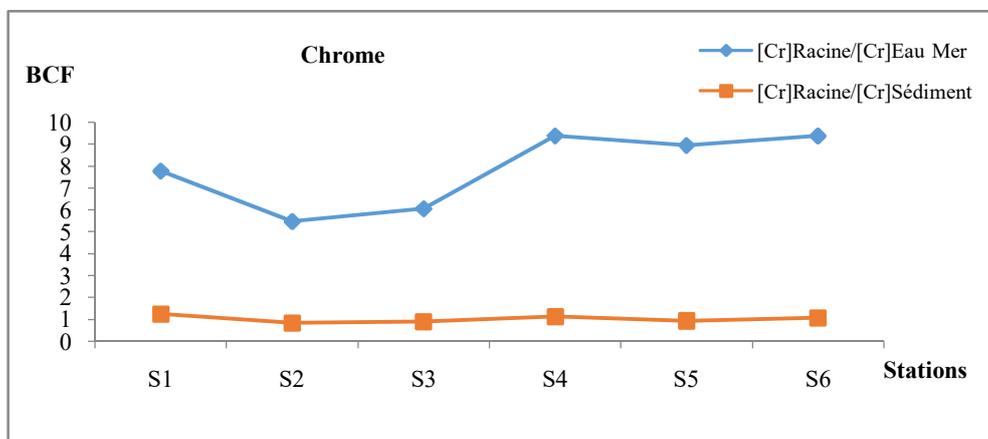


Figure 82 : Variations spatiales du BCF du chrome dans les racines de *P. oceanica*

Le Ni accumulé dans les racines de *P. oceanica* provient beaucoup plus de l'eau que du sédiment ; Le transfert de Ni à partir de l'eau est sept fois plus important que celui accumulé à partir du sédiment. Le calcul du rapport des valeurs du BCF du Ni dans les racines sur celles du BCF du Ni dans l'eau de mer classe les stations d'étude comme suit : S1 > S2 > S6 > S4 > S3 > S5.

L'accumulation du Ni par les racines à partir du sédiment est similaire dans les stations S4, S5 et S6 ; mais en revanche, elle est variable dans les stations S1, S2, S3 (Fig. 83).

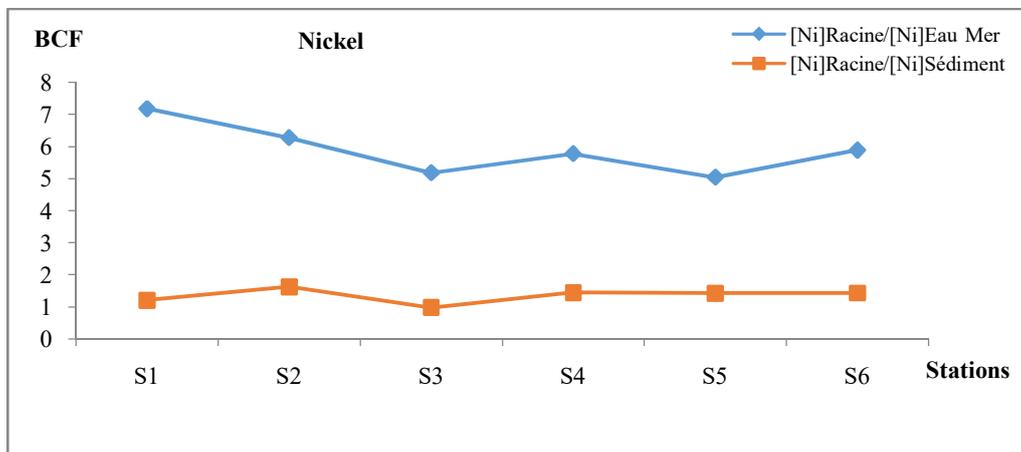


Figure 83 : Variations spatiales du BCF du nickel dans les racines de *P. oceanica*

III.6.2. BCF des rhizomes

Zinc : Les rhizomes de *P. oceanica*, concentrent bien plus de Zn à partir du sédiment qu'à partir de la colonne d'eau. Cette concentration se fait avec une intensité similaire pour les stations situées à l'ouest du golfe (S1, S2, S3 et S4), en revanche, elle est 4 à 5 fois plus accentuée dans les stations S5 et S6. La concentration du Zn par les rhizomes à partir de la colonne d'eau est très faible dans l'ensemble des stations et son BCF ne dépasse pas la valeur 0,5 (Fig. 84).

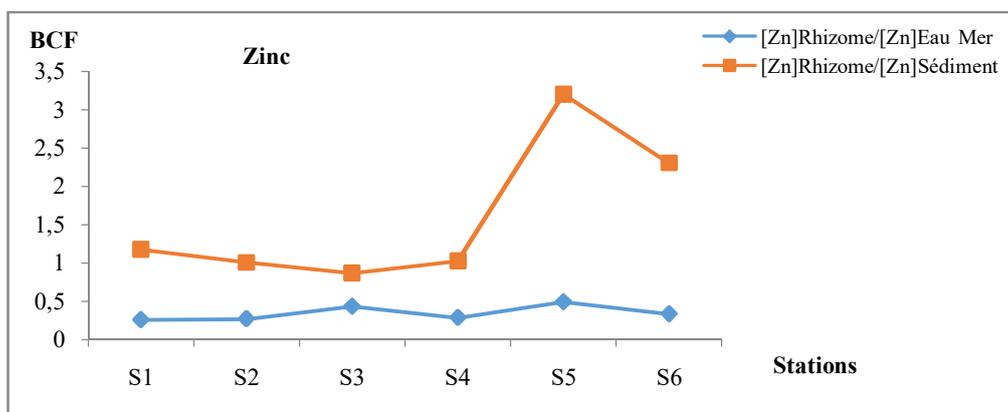


Figure 84 : Variations spatiales du BCF du zinc dans les rhizomes de *P. oceanica*

✚ **Cuivre** : Le facteur de concentration du Cu dans les rhizomes de *P. oceanica* varie de la même manière que le BCF du Cu dans les racines. Le transfert de Cu à partir du sédiment est très élevé par rapport à celui effectué à partir de la colonne d'eau ; dans les stations S2 et S1 il est d'un facteur trois. Dans les stations S3 et S6, le transfert de Cu vers les rhizomes et les racines, à partir des deux compartiments abiotiques (colonne d'eau et sédiment), est faible comparé à celui observé dans les autres stations (Fig. 85).

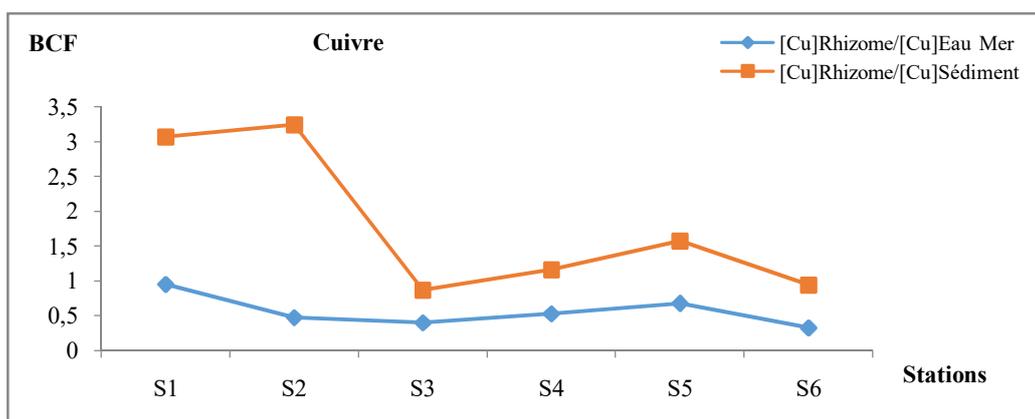


Figure 85 : Variations spatiales du BCF du cuivre dans les rhizomes de *P. oceanica*

✚ **Chrome** : Le transfert de Cr dans les rhizomes de *P. oceanica* se fait principalement à partir de la colonne d'eau car son BCF est nettement plus élevé (facteur 5) que le BCF du Cr à partir du sédiment. Nous notons, par ailleurs, que dans les 6 stations, le BCF du Cr à partir du sédiment varie de manière constante en comparaison avec celui du BCF du Cr à partir de la colonne d'eau. En ce qui concerne le transfert de Cr à partir du rhizome, il s'effectue de la même manière dans les stations S1, S3, S4, S5 et S6 ; mais dans la station S2, la valeur du BCF du Cr à partir de l'eau de mer chute (Fig. 86).

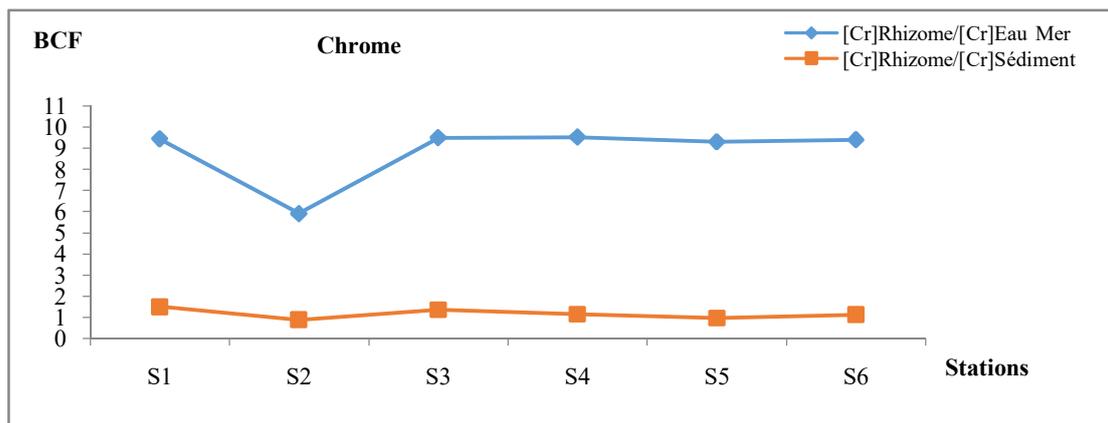


Figure 86 : Variations spatiales du BCF du chrome dans les rhizomes de *P. oceanica*

Nickel : Le transfert du Ni dans les rhizomes de *P. oceanica* se fait principalement à partir de la colonne d'eau ; le transfert de Ni à partir du sédiment est faible. La variation du BCF du Ni calculée par rapport à l'eau de mer au niveau de nos stations d'étude, décroît d'Ouest en Est, mais en revanche, le BCF calculé par rapport au sédiment varie de manière presque constante dans les six stations ; une légère augmentation est toutefois relevée dans la station S2 (Fig. 87).

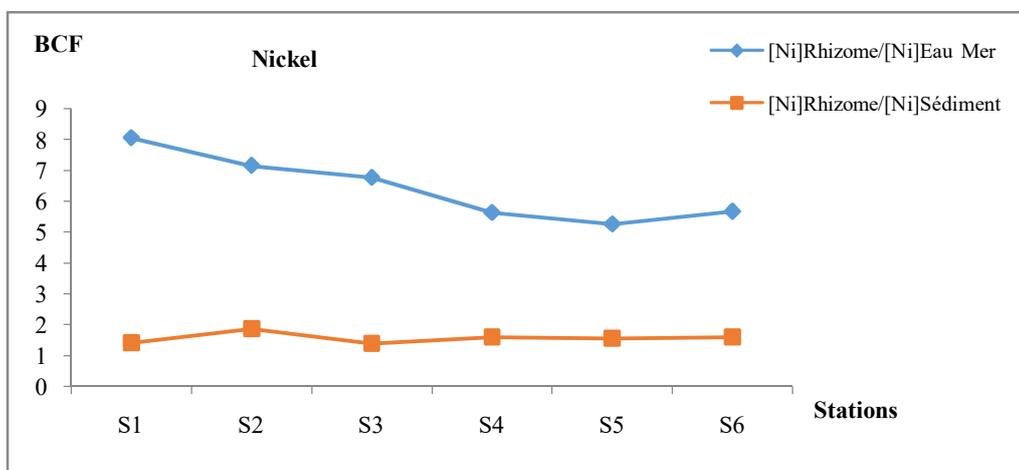


Figure 87 : Variations spatiales du BCF du nickel dans les rhizomes de *P. oceanica*

III.6.3.BCF des feuilles juvéniles

✚ **Zinc** : La concentration de l'élément métallique Zn dans les feuilles juvéniles de *P. oceanica*, se fait beaucoup plus à partir du sédiment ; le transfert de cet élément à partir de l'eau est très faible et se fait de manière similaire dans l'ensemble des stations. En ce qui concerne les valeurs du BCF du Zn à partir du sédiment, elles sont faibles dans les stations S1, S2 et S3, intermédiaires dans S4 et S6 et élevée dans S5 (Fig. 88).

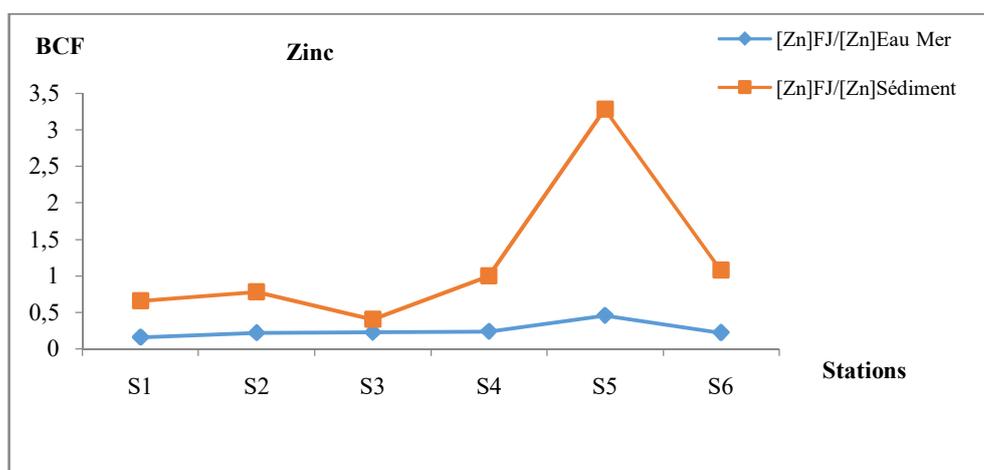


Figure 88 : Variations spatiales du BCF du zinc dans les feuilles juvéniles de *P. oceanica*

✚ **Cuivre** : La valeur du BCF calculé pour l'élément Cu dans les feuilles juvéniles de *P. oceanica*, montre que le transfert de cet élément se fait à partir des deux compartiments abiotiques, mais il est néanmoins légèrement plus élevé à partir du sédiment. Les valeurs du BCF du Cu à partir de l'eau ne dépassent pas 0,5 ; celles du BCF du Cu à partir du sédiment sont proches de 1 dans S1, S4, S5 et S6, de l'ordre de 1,25 dans S3 et proche de 3 dans S2 (Fig. 89).

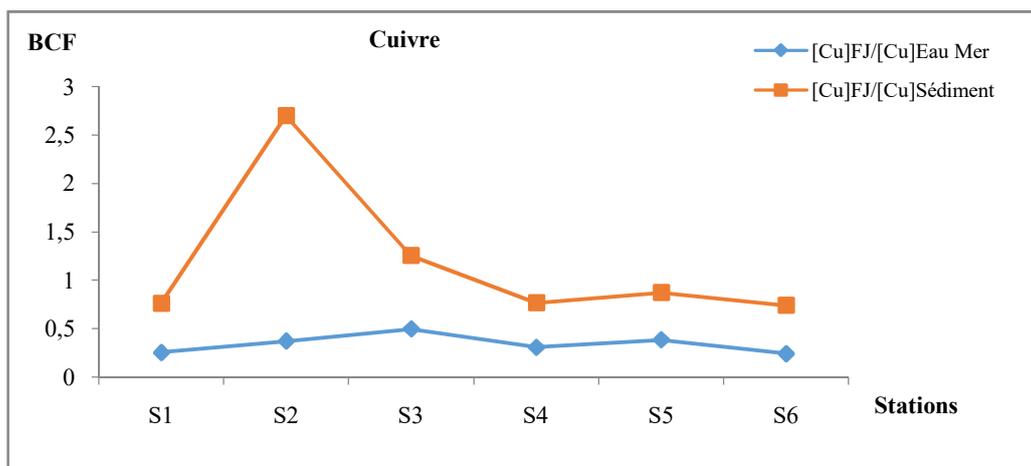


Figure 89 : Variations spatiales du BCF du cuivre dans les feuilles juvéniles de *P. oceanica*

✚ **Chrome** : Le transfert du Cr dans les feuilles juvéniles de *P. oceanica*, se fait de manière très faible à partir du sédiment (les valeurs du BCF ne dépassant pas 1) ; mais en revanche, il est 3 à 6 fois plus important à partir de la colonne d'eau. Les valeurs du BCF du Cr à partir de l'eau sont proches de 3 dans les stations S1, S2 et S6, comprises entre 5 et 6 dans S3 et S4 et dépasse 6 dans S5 (Fig. 90).

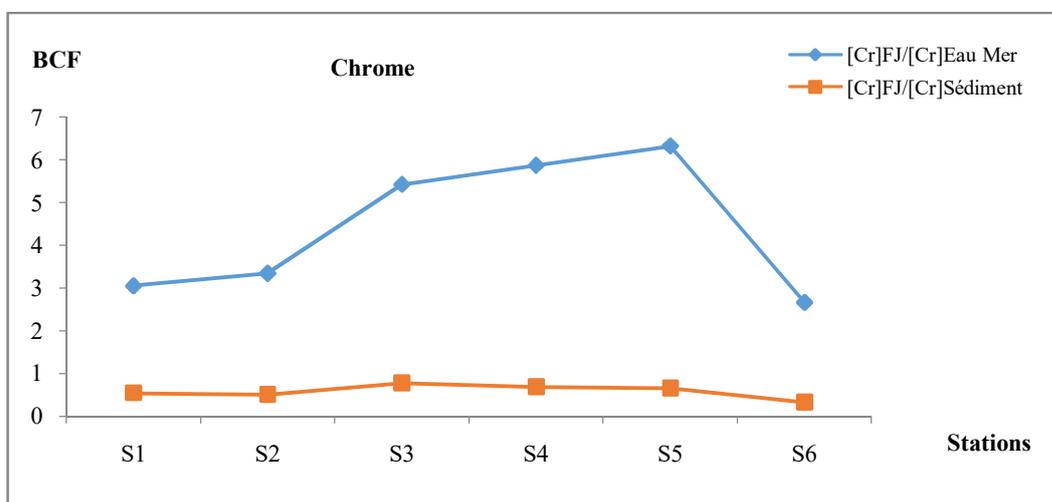


Figure 90: Variations spatiales du BCF du chrome dans les feuilles juvéniles de *P. oceanica*

🚧 **Nickel** : Le BCF du Ni dans les feuilles juvéniles, est plus faibles que celui du Cr. Le transfert de Ni à partir du sédiment est faible ; les valeurs du BCF du Ni à partir du sédiment ne dépassent pas 1 mais en revanche celles obtenues à partir de l'eau sont comprises entre 1 et 3. Nous notons, dans les stations S1, S2, S3 et S5 des valeurs supérieures à 2 et dans les stations S4 et S6 des valeurs inférieures à 1,5 (Fig. 91).

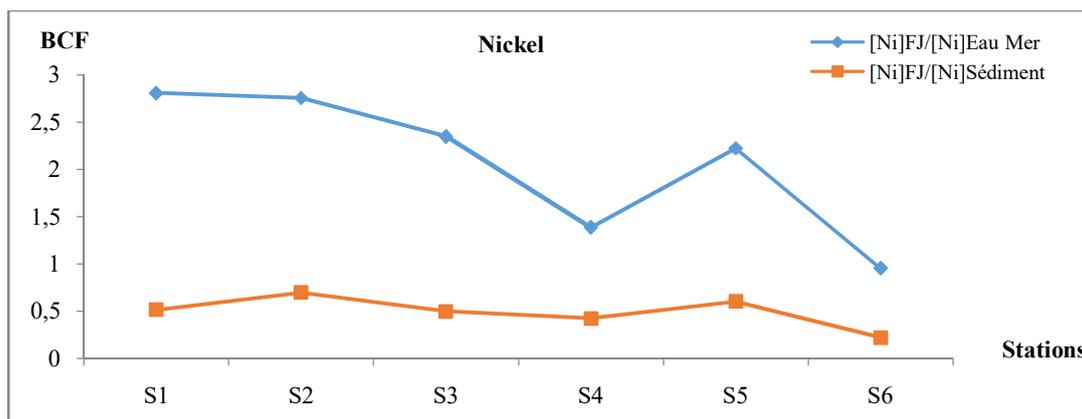


Figure 91 : Variations spatiales du BCF du nickel dans les feuilles juvéniles de *P. oceanica*

III.5.4 BCF des feuilles intermédiaires

🚧 **Zinc** : Le transfert du Zn dans les feuilles intermédiaires de la plante est légèrement plus élevé à partir du sédiment ; à l'exception d'un pic rencontré dans la station S5, les valeurs du BCF du Zn à partir de l'eau ne dépassent pas 0,5. En ce qui concerne les valeurs du BCF du Zn à partir du sédiment, elles sont faibles dans S3, fortes en S5 et intermédiaires en S1, S2, S4 et S6 (Fig. 92).

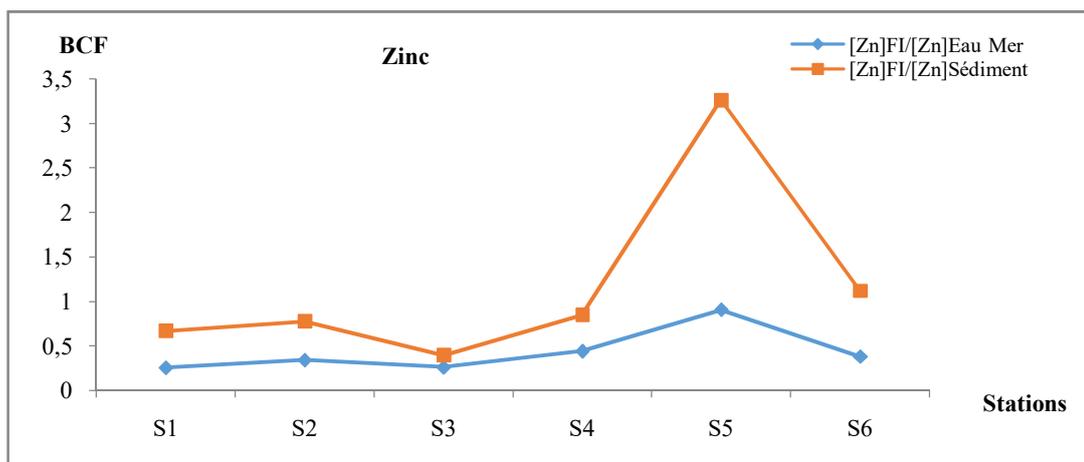


Figure 92 : Variations spatiales du BCF du zinc dans les feuilles intermédiaires de *P. oceanica*

Cuivre : Le BCF du Cu dans les FI est plus faible que celui rencontré dans les FJ ; toutefois, le transfert de Cu à partir du sédiment est légèrement plus élevé qu'à partir de l'eau (respectivement dans l'intervalle 0,1- 0,25 et 0,3-0,9). Deux pics de 0,7 et 0,9 sont notés dans S1 et S2 respectivement (Fig. 93).

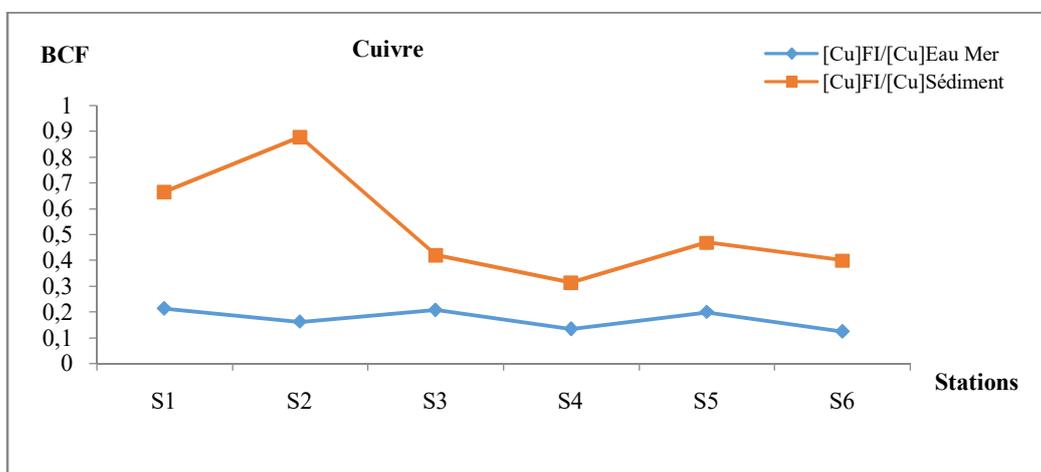


Figure 93 : Variations spatiales du BCF du cuivre dans les feuilles intermédiaires de *P. oceanica*

✚ **Chrome** : Le transfert du Cr vers les FI s'effectue beaucoup plus à partir de la colonne d'eau ; les BCF notés ne dépassent pas 1 pour le Cr transféré à partir du sédiment mais elles dépassent le plus souvent 5 lors du transfert de Cr à partir de l'eau. Nous notons, en effet, un pic (proche de 8) dans S5, des valeurs comprises entre 5 et 7 dans S1, S2, S3, S4 et la plus faible valeur (proche de 3) dans S6 (Fig.94).

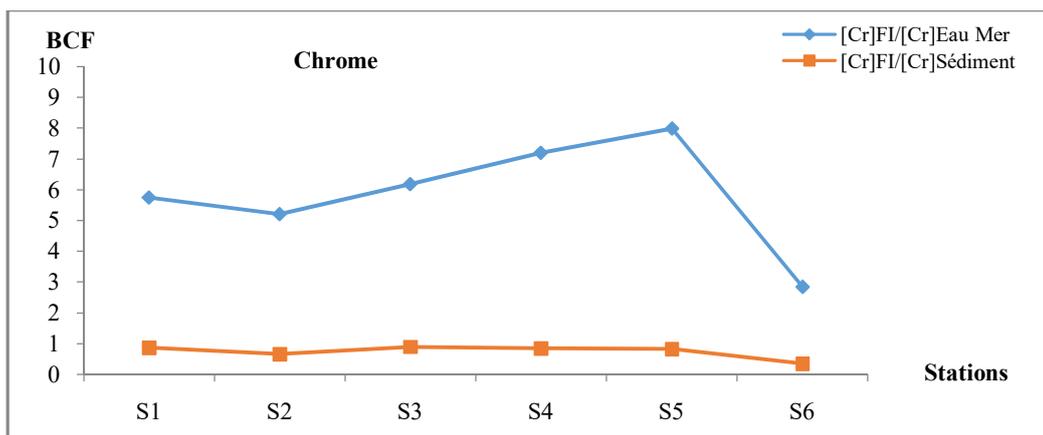


Figure 94 : Variations spatiales du BCF du chrome dans les feuilles intermédiaires de *P. oceanica*

✚ **Cuivre** : Les valeurs du BCF du Ni dans les F.I sont plus basses quand le transfert de cet élément s'effectue à partir du sédiment (intervalle 0,5-2,5) en comparaison avec celui obtenu à partir de l'eau (3,5-9,10). Les pics sont enregistrés dans la station S5 (Fig. 95).

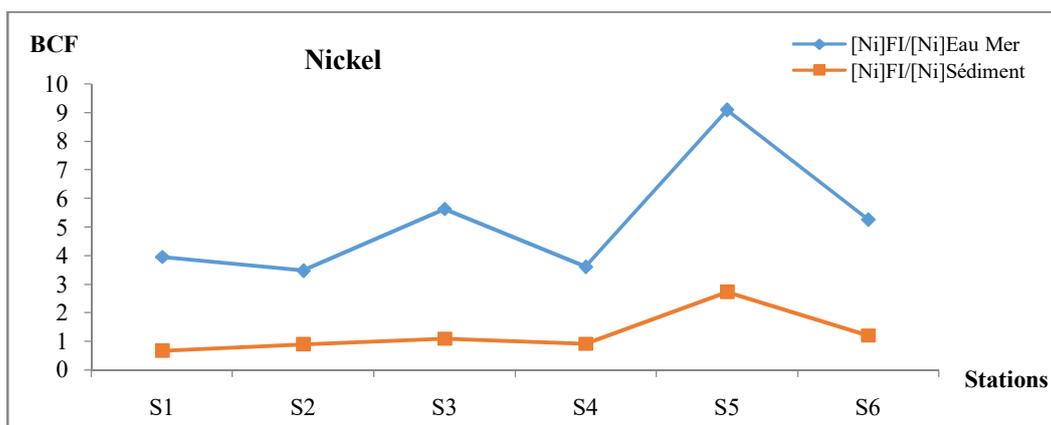


Figure 95 : Variations spatiales du BCF du nickel dans les feuilles intermédiaires de *P. oceanica*

III.5.5 BCF des feuilles adultes

✚ **Zinc** : Le transfert du Zn dans les feuilles adultes de posidonie à partir du sédiment est plus important que celui de cet élément à partir de l'eau. Les valeurs du BCF du Zn à partir de l'eau sont proches de 0,5 et montrent de très faibles variations d'une station à l'autre. En ce qui concerne les valeurs du BCF du Zn à partir du sédiment elles varient de 1 à 2 sauf dans S5 où un pic est noté (proche de 4) (Fig. 96)

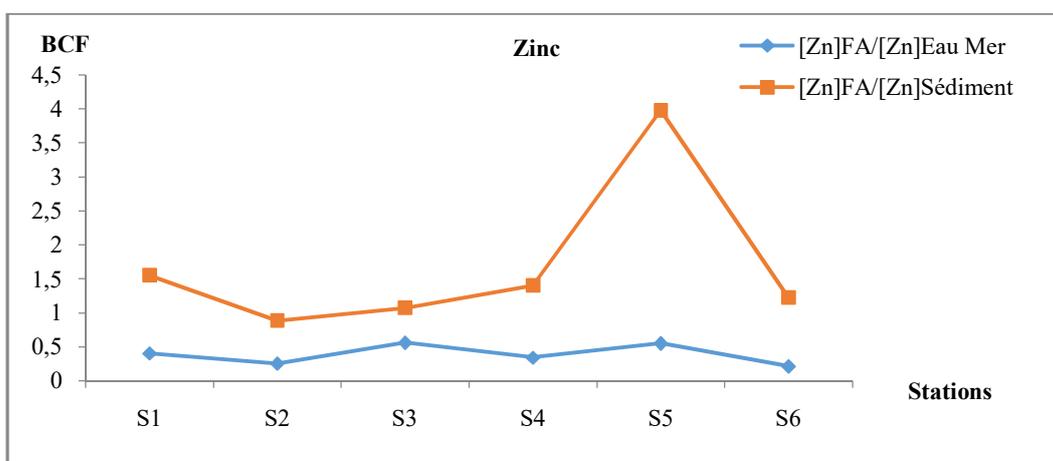


Figure 96: Variations spatiales du BCF du zinc dans les feuilles adultes de *P. oceanica*

✚ Le Cu comme le Zn montre un transfert plus important à partir du sédiment ; toutefois, les valeurs du BCF sont nettement plus basses car les pics relevés ne dépassent pas 0,7 pour le sédiment et 0,3 pour l'eau. Les valeurs du BCF du Cu à partir de ces deux biotopes montrent des variations spatiales similaires (Fig. 97).

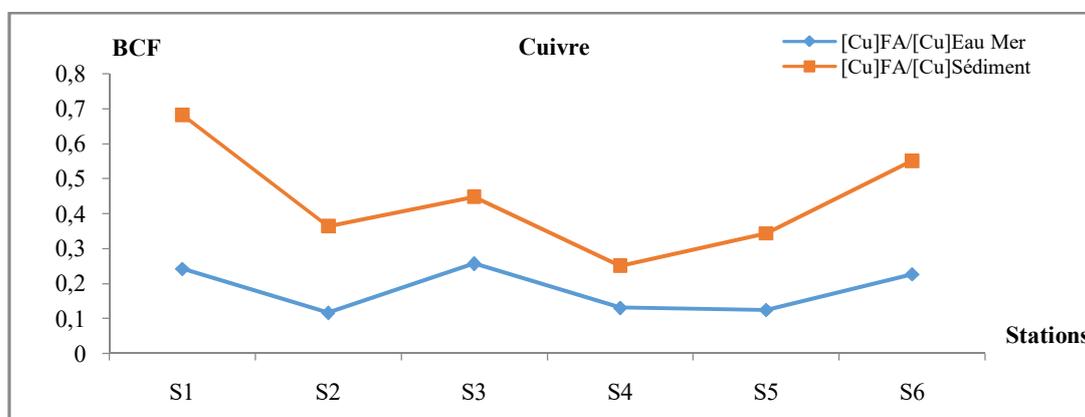


Figure 97: Variations spatiales du BCF du cuivre dans les feuilles adultes de *P. oceanica*

Les concentrations du Cr et du Ni dans les feuilles adultes de posidonie proviennent surtout de l'eau. Les valeurs du BCF du Cr à partir du sédiment sont proches de 1, mais en ce qui concerne celles obtenues à partir de l'eau elles varient de 5 à 9. Dans S1 nous notons la valeur maximale et dans S2 et S6 les valeurs minimales ; les valeurs intermédiaires sont notées dans S3, S4 et S5 (Fig. 98).

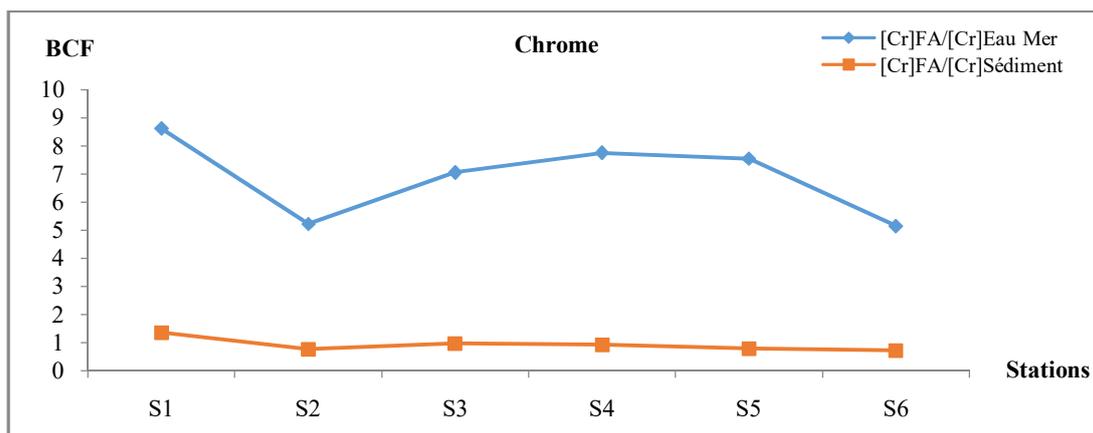


Figure 98 : Variations spatiales du BCF du chrome dans les feuilles adultes de *P. oceanica*

Dans les feuilles adultes de posidonie, le Ni est beaucoup plus transféré à partir de l'eau que du sédiment ; les valeurs du BCF sédiment varient de 1 à 3 mais en revanche celles du BCF eau elles sont comprises entre 7 et 10 (Fig. 99). A l'exception des pics notés dans S5 pour les 2 biotopes, les valeurs du BCF fluctuent entre 1 et 2 pour le sédiment et entre 8 et 9 pour l'eau.

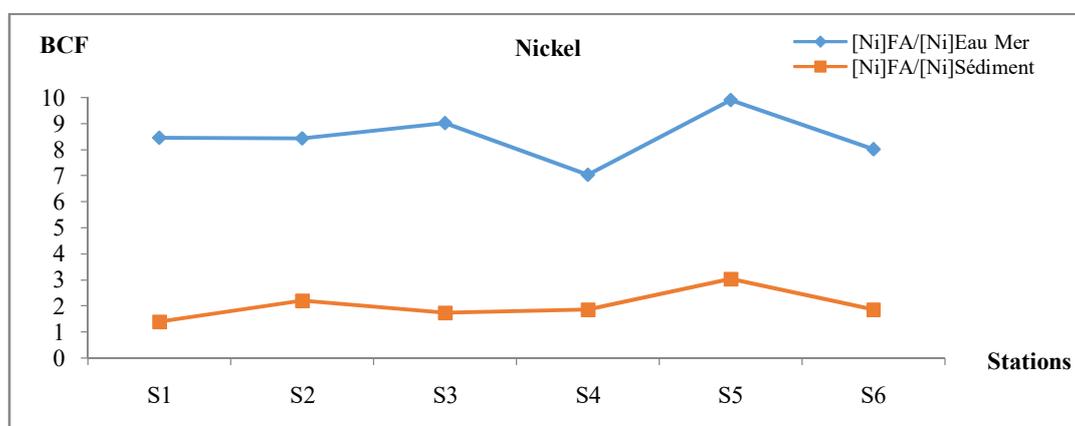


Figure 99 : Variations spatiales du BCF du nickel dans les feuilles adultes de *P. oceanica*

✚ Bilan du processus de bioconcentration des ETM

Le BCF est un paramètre utilisé pour décrire le transfert d'éléments en traces métalliques (ETM) du biotope (eau, sédiments, air, sol) aux organismes. Il est issu du rapport entre la concentration d'un élément en trace métallique dans un organisme en état d'équilibre et sa concentration dans le biotope (Usha et Vikram, 2012 ; Asante et al., 2014). Si le BCF est supérieur à 1, il y a une bioconcentration de l'élément trace et donc son transfert du biotope vers l'organisme (Traore et al., 2015).

Au niveau des compartiments de *P.oceanica*, le BCF est nettement supérieur à 1. Donc notre végétale concentre le Zn, Cu, Ni et Cr dans ces différents tissus à partir du biotope. Les racines présentent des valeurs variées du BCF selon l'élément métallique et les stations.

A faibles concentrations environnementales, les organismes tendent à concentrer les métaux, en particulier ceux qui leur sont essentiels, et le BCF observé sera alors important. Une augmentation de l'exposition aux métaux induit des mécanismes de régulation physiologique (par exemple métallothionéines) : une partie du métal assimilé est alors éliminée, et le BCF observé en sera d'autant plus faible. Les connaissances scientifiques sont actuellement insuffisantes pour prédire correctement la concentration dans les organismes à partir de celle dans l'eau, et réciproquement (INERIS, 2004).

Il ressort de cette étude que le cuivre et le zinc sont assimilés à partir du sédiment mais le chrome et le nickel de la colonne d'eau. Nous notons toutefois que les taux de transfert varient selon le compartiment de la plante et de l'élément trace.

Tableau 38 : Valeurs du BCF de chaque compartiment pour les ETM dosés.

Tissus	Zinc	Cuivre	Chrome	Nickel
Racine	1-2,5	1-3	5-10	5-8
Rhizome	1-3,5	1-3,5	6-10	5-9,5
Feuille juvénile	1-3,5	1-3	3-7	1-3
Feuille intermédiaire	1-3,5	> 1	3-8	4-9
Feuille adulte	1-4	> 1	5-9	7-10

Il ressort du tableau 38 que l'ensemble des tissus de la posidonie présente des taux de transferts de zinc variant de 1 à 4 ; le taux de transfert le plus élevé est le plus souvent rencontré dans S5 au niveau des feuilles adultes.

En ce qui concerne le cuivre, les valeurs du BCF varient de 1 à 3 dans les stations S4 à S6 dans les racines, rhizome et feuille juvénile et presque nul dans les autres stations. Le taux de transfert de cuivre est pratiquement nul dans les feuilles intermédiaire et adulte.

Le taux de transfert du chrome est élevé dans les racines, rhizomes et feuille adultes puis montre une légère baisse dans les feuilles intermédiaires et juvéniles. Quant au nickel, le taux de transfert le plus élevé est rencontré dans les feuilles adultes et dans une moindre mesure le rhizome les racines et les feuilles intermédiaires. C'est, en revanche, dans les feuilles juvéniles que le taux de transfert le plus bas est enregistré.

Conclusion générale



Conclusion générale

Les résultats de la présente étude ont apporté des éléments de réponses aux principales questions posées au début de cette recherche, à savoir :

- ✓ Existe-t-il une variabilité spatio-temporelle des ETM dosés dans le Golfe d'Annaba ?
- ✓ Quels sont les facteurs qui interviennent ?
- ✓ Quel est l'état actuel de la pollution par les éléments traces dans le golfe d'Annaba ?
- ✓ Est-ce que *Posidonia oceanica* est une espèce bioindicatrice appropriée pour surveiller la pollution par les éléments traces dans le golfe d'Annaba ?
- ✓ Comment les tissus de *P. oceanica* bio-accumulent et comment ils réagissent aux changements de charge polluante dans leur habitat ?

Les variations de la température des eaux font ressortir deux grandes périodes thermiques ; une période froide (automne, hiver) et une période chaude (printemps, été). Toutefois, et en raison de la faible profondeur de cette étroite ceinture littorale, ces fluctuations sont en relation directe avec les conditions climatiques locales. Les températures enregistrées dans le Golfe d'Annaba semblent être favorables au développement de *Posidonia oceanica* ; car cette dernière supporterait des températures variant de 10 à 28°C.

La forte oxygénation notée en période hivernale s'expliquerait par la baisse des températures et la forte agitation mécanique provoquée par les vents. En période estivale, le taux d'oxygène dissous baisse à cause de l'augmentation de la température, de la respiration des organismes aquatiques et du calme hydrodynamique.

Le pH de l'eau du golfe est alcalin, Les fluctuations de ce paramètre seraient en relation avec les rejets domestiques, les poussées phytoplanctoniques où le brassage des eaux par les vents.

La salinité dans le Golfe semble être en accord avec les moyennes observées en mer Méditerranée et avec celles mesurées habituellement sur les côtes algériennes. La salinité rencontrée dans le Golfe serait satisfaisante pour le développement normal de *Posidonia oceanica*. Cette dernière craint la dessalure et dépérit immédiatement en dessous de 33‰.

Les teneurs en MES sont liées aux précipitations et l'augmentation d'apports continentaux (en hiver), et à la remise en suspension les particules sédimentaires accumulées dans le sédiment par l'agitation mécanique de la colonne d'eau par les scooteurs et les barques à moteur ainsi que les baigneurs (en été). La forte teneur en MES notée dans les stations S2 et S3 serait à l'origine de l'élongation des feuilles de la posidonie qui arrivent à la surface de l'eau pour rechercher la lumière (car la plante est photophile).

La chlorophylle a montré les teneurs les plus élevées en été et surtout dans les stations situées dans la partie Ouest du Golfe (S1, S2, S3 et S4). Ceci aurait pour origine l'eutrophisation de cette zone causée par d'importants apports en éléments nutritifs et la forte charge phytoplanctonique.

Les teneurs élevées en ammonium notées en automne dans l'ensemble des stations s'expliqueraient par la forte dégradation de l'azote organique présent dans les eaux du Golfe et dans une moindre mesure par la faiblesse du flux d'absorption par les végétaux aquatiques. En ce qui concerne les faibles teneurs en ammonium enregistrées au printemps, elles seraient dues à la consommation de cet élément par le phytoplancton qui montre, à travers la forte biomasse en chlorophylle a observée à cette même période, une efflorescence importante.

La présence de fortes teneurs en nitrates en hiver serait la résultante d'un enrichissement dû à une nitrification très active en cette période ou les eaux bénéficient d'une meilleure oxygénation.

L'évolution des teneurs en nitrites dans les eaux du Golfe semble être liée à celle du nitrate ; nous notons, en effet, qu'aux fortes teneurs en nitrates relevées en hiver correspondent des teneurs en oxygène dissous élevées et des teneurs basses en nitrites.

Dans les eaux du Golfe, les orthophosphates montrent des concentrations élevées en hiver dans les stations situées dans la partie Ouest et au printemps dans celles de la partie Est. L'orthophosphate dans le Golfe pourrait avoir une origine endogène liée à la minéralisation de la matière organique issue des algues et des macrophytes aquatiques morts ou une origine exogène illustrée par les rejets domestiques.

Les proportions de fractions fines entrant dans la composition du sédiment du Golfe serait en relation d'une part avec les apports terrigènes et l'hydrodynamisme. La sédimentation de grains assez fins relativement importante dans les stations S2 et S3 serait en relation avec la faible fréquence de perturbation.

La présence de fortes proportions en MOT dans les stations S3 et S5 semble avoir pour origine un apport continu de matière organique (eaux usées, travaux de terrassement). Cette alcalinité du sédiment superficiel du golfe relevée en périodes estivale et printanière serait en relation avec une bonne activité biologique attribuée à une forte activité photosynthétique de macrophytes et de phytoplancton.

Dans les eaux du Golfe, les ETM montrent les teneurs les plus élevées en hiver et dans les stations S3 et S5. La station S3 renferme plus de Zn et de Ni et la station S5 renferme plus de Cu et de Cr. L'ordre d'abondance des ETM étudiés dans les six stations échantillonnées est identique $Zn > Cu > Ni > Cr$.

L'ordre d'enrichissement du sédiment de chaque station montre qu'il existe des différences et que chaque sédiment présente son propre ordre de classement des ETM dosés. Dans les stations S1, S2, S3 et S4, le Zn est en première position suivi du Ni dans les stations S1 et S3 et du Cr dans les stations S2 et S4. En troisième position on trouve le Cr au niveau des stations S1 et S3 et le Ni dans les stations S2 et S4. Le Cu occupe la quatrième position dans les six stations. Toutefois, le calcul de l'indice de géoaccumulation montre l'absence de contamination métallique du sédiment du fait que les valeurs obtenues sont en dessous de 1.

Les ETM dosés dans la plante montre le même ordre d'abondance dans les racines et les rhizomes ($Zn > Ni > Cr > Cu$) ; cet ordre change pour devenir $Zn > Cr > Ni > Cu$ dans les feuilles juvéniles, $Ni > Zn > Cr > Cu$ dans les feuilles intermédiaires et $Zn > Ni > Cr > Cu$ dans les feuilles adultes.

Dans le Golfe d'Annaba, l'accumulation des quatre ETM dans les tissus de *P. oceanica* se fait selon l'ordre $FA > Rh > Ra > Fi > FJ$ pour le zinc, $FI > FA > Rh > Ra > FJ$ pour le nickel, $Rh > Ra > FJ > FA > FI$ pour le cuivre, $Rh > Ra > FA > FI > FJ$ pour le chrome. Le zinc s'accumule dans les feuilles adultes, le rhizome et les racines. En ce qui concerne le chrome et le cuivre, ils montrent des préférences pour le rhizome et les racines. Les feuilles juvéniles ne

représentent pas un tissu préférentiel pour le zinc, nickel et chrome, car ces derniers montrent les teneurs les plus basses dans ce compartiment de *P. oceanica*.

Il ressort de cette étude que le cuivre et le zinc mesuré dans *P. oceanica* proviennent du sédiment contrairement au chrome et au nickel qui proviennent de la colonne d'eau (à travers les feuilles). Nous notons toutefois que les taux de transfert sont fonction du compartiment et de l'élément trace. Les valeurs du facteur de bioconcentration montrent que l'ensemble des tissus de la posidonie présente des taux de transferts de zinc variant de 1 à 4 ; le taux de transfert le plus élevé est le plus souvent rencontré dans la station S5 au niveau des feuilles adultes. Les valeurs du BCF du cuivre varient de 1 à 3 dans les stations S4 à S6 dans les racines, rhizome et feuilles juvéniles et deviennent nulles dans les autres stations. Le taux de transfert de cuivre est pratiquement nul dans les feuilles intermédiaire et adulte.

Le taux de transfert du chrome est élevé dans les racines, rhizomes et feuille adultes puis montre une légère baisse dans les feuilles intermédiaires et juvéniles. Quant au nickel, le taux de transfert le plus élevé est rencontré dans les feuilles adultes et dans une moindre mesure le rhizome les racines et les feuilles intermédiaires. C'est, en revanche, dans les feuilles juvéniles que le taux de transfert le plus bas est enregistré.

Il ressort de cette étude que les fluctuations spatiotemporelles, de l'ensemble des paramètres mesurés dans le Golfe d'Annaba « paramètres physico chimiques, granulométrie du sédiment et MOT, ETM dans les eaux, sédiments et plantes » dépendent des :

- paramètres environnementaux liés au climat (température de l'air, vents, précipitations...et crues...hydrodynamisme...)
- paramètres physico chimiques de l'eau : Température, salinité, pH, oxygène dissous, MES-chlorophylle a, éléments nutritifs (nitrate, nitrite, ammonium, orthophosphate).
- facteurs liés aux activités anthropiques : Rejets domestique, agricole et industriel ; activités maritimes (pêche, commerce, plaisance, sports nautiques) ; projets de construction en bordure de mer.

Nous notons, par ailleurs, que les teneurs des ETM rencontrées actuellement, dans les divers compartiments de cet écosystème côtier, ne sont pas trop élevées mais si, toutefois,

certaines dispositions ne sont pas prises à très court terme (traitement effectif des eaux...) la situation risque d'être préoccupante dans un futur très proche.

La station S6 apparaît comme une station de référence compte tenu des faibles concentrations des ETM obtenues dans le cadre de cette étude.

La posidonie présente différentes voies d'accumulation des ETM dans ses tissus ainsi que des capacités à accumuler les métaux. Ses tissus serviraient comme des compartiments de stockage et des filtres biologiques qui favorisent la réduction des substances toxiques.

L'étude de la réponse biologique de cette plante marine aux polluants chimiques, et en particulier aux éléments métalliques présents dans l'environnement marin, représente un nouvel outil qui n'est pas destiné à dupliquer ou remplacer la surveillance chimique, mais qui doit être intégré dans les programmes de surveillance de cet environnement. En complément aux analyses physicochimiques, l'indicateur biologique *P. oceanica* peut jouer le rôle de système d'alarme précoce d'une contamination dont les effets sont encore réversibles.

Au niveau de la zone côtière méditerranéenne, *P. oceanica* devrait jouer un rôle majeur dans le cycle des ETM du fait de son abondance, sa forte productivité et sa capacité à accumuler les ETM. Les ETM peuvent être introduits, dans des niveaux trophiques élevés de l'écosystème, à travers le broutage et la décomposition de ses feuilles et épiphytes.

Perspectives

Enfin dans le but de compléter cette étude du niveau de contamination métallique du Golfe d'Annaba, d'autres travaux peuvent être envisagés afin de permettre une approche analytique susceptible d'accroître la compréhension des phénomènes toxicologiques globaux.

Il serait judicieux de :

➤ Rechercher, chez les animaux brouteurs de posidonie, les ETM, leur teneur et leur site d'accumulation. Comme cette phanérogame se place à la base de la chaîne trophique en méditerranée elle représenterait, probablement, la principale source de métaux pour les animaux qui broutent ses feuilles. De ce fait des recherches sur les teneurs en ETM dans les

tissus de ces animaux brouteurs permettraient de trouver des informations utiles sur le transfert des éléments potentiellement toxiques des compartiments abiotiques (eau sédiment) vers des consommateurs situés plus haut dans la chaîne alimentaire. Cependant, bien que l'idée soit intéressante, d'autres études sont nécessaires pour mettre au point les méthodes de routine pour la biosurveillance du milieu marin.

➤ Les épiphytes devraient être pris en considération dans les études du cycle des ETM chez *P. oceanica* et les autres posidonies du fait qu'ils soient ubiquistes sur les feuilles des espèces de posidonie. Les résultats de recherche assez récentes ont montré que l'accumulation des ETM est significativement plus élevée dans les épiphytes pour la plupart des éléments du fait de leur grande capacité d'accumulation. De ce fait, les épiphytes sont supposés jouer un rôle dans l'accumulation et le transfert des ETM dans les herbiers de posidonie.

➤ Utiliser *Posidonia oceanica* comme « traceur » de la contamination métallique passée qui présente un grand intérêt dans le cadre des programmes de surveillance à long terme ; ceci peut se faire à travers l'utilisation de la technique de lépidochronologie ; cette dernière permet le traçage de la contamination d'un site donné sur dix années en arrière.

➤ Etude de la phénologie pour l'évaluation de l'impact de cette contamination sur l'herbier de posidonie ; cette technique concerne le suivi de l'herbier « recouvrement, densité des faisceaux annuels, croissance des rhizomes »

➤ L'élargissement de l'utilisation de cette espèce dans la bio surveillance de l'écosystème côtier algérien par la création d'un réseau de bio-surveillance à l'échelle nationale et internationale.

➤ Elargir la liste des ETM à doser (Cd, Pb, Hg, As, Fe...) pour une meilleure évaluation du niveau de contamination de l'écosystème côtier.

➤ La préservation et la conservation des herbiers de posidonie par l'obligation d'une étude d'impact qui devrait accompagner toute demande de mise en place d'aménagements sur le littoral.

Références Bibliographiques



Références Bibliographiques



- Abal, E.G., Dennison, W.C., 1996.** Seagrass depth range and water quality in southern Moreton bay, Queensland, Australia. *Marine and Freshwater Research* 47(6), 763-771.
- Abril, G., Nogueira, M., Etcheber, H., Cabeçadas, G., Lemaire, E., Brogueira, M.J., 2002.** Behaviour of organic carbon in nine contrasting European estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54, 241-262.
- Acunto, S., Piazzì, L., Balestri, E., Cinelli, F., 1996.** Segnalazioni di fioriture di *Posidonia oceanica* (L.) Delile lungo le coste toscane. *Biologia Mare Mediterraneo* 3 (1), 437-438.
- Achard, R., 2013.** Dynamique des contaminants inorganiques dans les sédiments de dragage; Rôle spécifique de la matière organique. Thèse de Doctorat en chimie de l'environnement. Université du Sud, Toulon Var, 184p.
- Added., 1981.** Etude géochimique et sédimentologie des sédiments marins du delta du Rhône. Thèse de doctorat troisième cycle en géologie appliquée (géochimie sédimentologie), Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 263p.
- Adriano, D., 2001.** Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability, and risks of heavy metals. Springer-Verlag, New York, 1-846.
- Ahmed M. Abdel-Halim., A boel-Khair E. M., Fahmy M. A., Shridah M. A., 2007.** Environmental assesment on the Aqaba gulf coastal waters; Egypt, *Journal of aquatic research.* 33 (1), 1-1.
- Alcoverro, T., Cebrián, E., Ballesteros, E., 2001.** The photosynthetic capacity of the seagrass *Posidonia oceanica*: influence of nitrogen and light. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 261, 107-120.

- Alam, M.G.M., Snow, E.T., Tanaka, A., 2003.** Arsenic and heavy metals contamination of vegetables grown in Santa village, Bangladesh. *The Science of the Total Environment* 308, 83-96.
- Amarouche N., Semroud R., Ounadi F., 2014.** Bioaccumulation du mercure, du zinc et du cuivre chez *Posidonia oceanica* : Comparaison avec un site de référence. 5^{ème} Symposium Méditerranéen sur la végétation Marines (Portoroz, Slovénie, 27-28 Octobre 2014). pp. 192-193.
- Amiard-Triquet C., Rainbow P.S., Romeo M., 2011.** Tolerance to Environmental Contaminants. CRC Press, Boca Raton. 464 pages.
- Amiard, J. et Amiard-Triquet, C. 2008.** Les biomarqueurs dans l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques. Paris, Lavoisier, 400 p.
- Aminot A., et Chaussepied M., 1983.** Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO. Brest, pp 395.
- Aminot, A., Kérouel, R., 2004.** Hydrobiologie des écosystèmes marins : paramètres et analyses, in : Aminot, A., Kérouel, R. (Eds.), Nutriments minéraux dissous (nitrite, nitrate, ammonium, phosphate, silicate). E-Ifremer., Brest, pp. 217-283.
- Anagnostou, C., Kaberi H., Karageorgie A., 1998.** Horizontal and vertical distribution of heavy metals in sediment from thermaikos golf. Rapport du 35^è Congrès (Dubrovnik); CIESM, 313 p.
- Angelidis, M.O., et Catsiki ,A., 2002.** Metal bioavailability and bioaccumulation in the marine environment: methodological questions, CIESM Workshop Monograph, Monaco: 128p
- Anonyme, 1953** « AFNOR », Essais des eaux. Mesure électrochimique du pH avec l'électrode de verre. NFT90-008 (Avril, 1953).
- Anonyme, 1976.** Extension du port d'Annaba. Étude générale des conditions naturelles dans le golfe. Synthèse finale du rapport du Laboratoire Central Hydrographique de France (LCHF) : 50p.
- Anonyme, 1996.** Etude d'extension du port de la pêche de Stora. Avant-projet sommaire. Rapport, juillet, 1996: 13 p.

- Anonyme, 1986.** ISO. Qualité de l'eau : Dosage du Cobalt, Nickel, Cuivre, Zinc, cadmium et Plomb- méthodes par spectrométrie d'absorption atomique. Suisse : ISO 8288, 1986.
- Anonyme, 2003.** ISO Qualité de l'eau : échantillonnage. partie3 : Lignes directrices pour la conservation et la manipulation des échantillons d'eau. Suisse: ISO 5657-3, 2003.
- Antoine ,Y.W.S., et Bowker, D. , 1996.** Hydrological and environmental characteristics of the River Taff, South Wales, U.K. *Limnologica* 26, 217-233.
- Ardizzone, G.D., Pelusi, P., 1984.** Yield and damage evaluation of bottom trawling on *Posidonia meadows*. In: Boudouresque CF, Jeudy de Grissas A, Olivier J (eds) International Workshop *Posidonia oceanica* beds. GIS Posidonie Publ, Marseille 1,63-72.
- Astier J.M., 1984.** Impact des aménagements littoraux de la rade de Toulon, liés aux techniques d'endigage, sur les herbiers à *Posidonia oceanica*. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), International Workshop on *Posidonia oceanica* beds, GIS Posidonie publ., Marseille, Fr, 1: 255-259.
- ATSDR, 1990** .Toxicological profiles for copper. Agency for toxic substances and disease registry, atlanta, GA: US department of Health and Human Services, Public Health Services
- Aubert, J.J., Bassompierre, G., Becks, K.H.,Best,C., Böhm, E., De Bouard, X., Brasse,F.W., Broll,C. , Brown,S., Carr,J., Clifft,R.W., Cobb,J.H., Coignet,G., Combley,F., Court,G.R., D'Agostini,G.D., Dau,W.D., Davies,J.K., Déclais, Y., Dobinson, R.W., Dosselli, U., Drees,J., Edwards,A.W. , Edwards,M., Favier, J., Ferrero,M.I., Flauger,W., Gabathuler,E., Gamet,R. , Gayler,J. , Gerhardt,V., Gössling,C., Haas,J., Hamacher,K., Hayman,P., Henckes,M., Korbel,V., Landgraf,U., Leenen,M., Maire,M.V., 1983.** The Ratio of the Nucleon Structure Function F_2^N for Iron and Deuterium. *Physics Letters* 123B, 275-278.

- Aubert, H. , Pinta M., 1971.** Les éléments traces dans les sols. Tav. Doc. ORSTOM,Paris, 11:1-97
- Augier, H., Chabert, D., Vicente, N., 1980.** Le port de Porquerolles (Iles d'Hyères, Méditerranée, France). II. Contamination par les métaux lourds. Travaux scientifiques du Parc national de Port-Cros 6, 253-285.
- Augier, H., Gilles, G., Ramonda, G., 1984.** L'herbier de *Posidonia oceanica* et la pollution par le mercure sur le littoral des Bouches-du-Rhône et du Var (France). In : International Workshop on *Posidonia oceanica* beds. Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A., Olivier, J., edit., GIS Posidonie publ., France, 1, 399-406.
- Augier, H., 1985.** L'herbier à *Posidonia oceanica*, son importance pour le littoral méditerranéen, sa valeur comme indicateur biologique de l'état de santé de la mer, son utilisation dans la surveillance du milieu, les bilans écologiques et les études d'impact. Vie marine 7, 85-113.
- Augier, H., 1987.** Bio-indicateurs et indicateurs biologico-biochimique en pollution marine. Revue internationale d'océanographie médicale 85-86 : 147-151.
- Augier, H., 2010.** Guide des fonds marins de Méditerranée - Ecologie, flore, faune, plongée. Paris, France, Delachaux et Niestlé. 456 pp.
- Ausset A. 2013.** Qu'est-ce qu'une niche écologique? Écologie et biodiversité. <http://suite101.fr/article/quest-quune-niche-ecologique-a10437>.
- Asante F., Agbeko E., Addae G. et Quainoo A.K., 2014.** Bioaccumulation of Heavy Metals in Water, Sediments and Tissues of Some Selected Fishes from the Red Volta, Nangodi in the Upper East Region of Ghana. British Journal of Applied Science and Technology, Vol.4, N°4, pp. 594-603
- Aycard, M., 2004.** Géochimie des sédiments du bassin de Cariaco (Venezuela) dans le contexte de la dernière transition glaciaire-interglaciaire. Processus de sédimentation et préservation de la matière organique. Thèse de doctorat de l'université Lille I. 194p.

Azizian, M.F., Nelson, P.O., Thayumanavan, P., Williamson, K.J., 2003. Environmental impact of highway construction and repair materials on surface and ground waters. Case study : crumb rubber asphalt concrete. Waste management 23(8), 719-728.

B

Bae, J.S., Freeman, H.S., 2007. Evaluation of copper-complexed direct dyes to the *Daphnia magna*. *Dyes and Pigments* . Aquatic toxicity 73, 126-132.

Balestri, E., Cinelli, F., Piazzini, L., 1998. Survival and growth of transplanted and natural seedlings of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in a damaged coastal area. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 228, 209-225.

Banas, D. 2001. Flux des matières en étang piscicoles extensifs : rétention, sédimentation, exportation. Thèse de doctorat de l'université de Metz, 237p.

Banaru, D. et Perez, T. 2010. Bio-indicateurs – Biomarqueurs, Notes de cours. Marseille, Université de Marseille, 15p.

Béthoux J. P., P. Morin, D. P. Rinz-pino, 2002. Temporal trends in nutrients ratios: chemical evidence of Mediterranean Ecosystem changes driven by human activity. *Deep-sea Research II*, 49: 2007 – 2016.

Blanchard, C., 2000. Caractérisation de la mobilité potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 241 pp.

Blanquet, S., Zeijdner E. , Beyssac E., Meunier J.P., Denis S., Havenaar R., Alric M., 2004. A dynamic artificial gastrointestinal system for studying the behavior of orally administered drug dosage forms under various physiological conditions. *Pharm. Res.* 21:585-591.

- Barak, P., Helmke, P.A., 1993.** The chemistry of zinc. *In* : Zinc in Soils and Plants, Developments in Plants and Soil Sciences. Robson, A., edit., Kluwer Academic Press pub., New- York, 1–13.
- Barman, S.C., Sahu, R.K., Bhargava, S.K., Chatterjee, C., 2000.** Distribution of heavy metals in wheat, mustard and weed grown in field irrigated with industrial effluents. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 64, 489–496.
- Baroli, M., Cossu, A., Cristini, A., De Falco, G., Gazale, V., Pergent, G., Pergent-Martini, C., 2001.** Concentrations of trace metals (Cd, Cu, Fe, Pb) in *Posidonia oceanica* seagrass of Lischia bay, Sardinia (Italy). *In* : Structure and processes in the Mediterranean Ecosystem. Proceed. Faranda, F.M., Guglielmo, L., Spezie, G. edit., Springer-Verlag pub., Convegno Diversità e cambiamento, Ischia 10-14 novembre 1988.
- Bay, S.M., Zeng, E.Y., Lorenson, T.D., Tran, K., Alexander, C., 2003.** Temporal and spatial distributions of contaminants in sediments of Santa Monica Bay, California. *Mar. Environ. Res.* 56, pp. 255-276.
- Beckers, J.M., Brasseur, P. et Nihoul, J.C.J. 1997.** Circulation of the western Mediterranean sea: from global to regional scales. *Deep Sea Research II*, 44, 3-4: 531-549.
- Begonia, G.B., Davis, C.D., Begonia, M.F.T., Gray, C.N., 1998.** Growth responses of Indian mustard and its phytoextraction of lead from a contaminated soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 61, 38–43.
- Bellair P. et Pomerol C., 1977.** *Eléments de géologie.* Armand Colin, Paris, 528 p.
- Ben Alaya H., 1972.** Répartition et conditions d'installation de *Posidonia oceanica* Delile et *Cymodocea nodosa* Ascherson dans le golfe de Tunis. *Bull. Inst. Océanogr. Pêche Salammbô*, 2(3): 331-416.
- Bernabe, G., 1991.** Bases biologiques et écologiques de l'aquaculture. Edition Lavoisier. Paris. 500p.

- Belabed B.E., Djabourabi A., et Bensouilah M., 2007.** Teneurs En Plomb, Cadmium, Mercure Et Zinc Relevées Dans La Chair De Moules Récoltées Dans Le Littoral D'Annaba 5èmes journées scientifiques de l'ANDRS 09, 10 et 11 avril 2007 a la Faculté De Médecine De Annaba.
- Belabed, B.E., Djabourabi, A., et Bensouilah, M., 2008.** Teneurs en Plomb, Cadmium, Mercure et Zinc relevées dans la chair de la moule, *Perna perna*, dans le littoral d'Annaba. Revue synthèse N° 18, 12-22.
- Belabed, B. E., 2010,** La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba "Sources de contamination des écosystèmes aquatiques". Thèse de doctorat en Science de la mer, option: Biologie et physiologie des organismes marins. Université Badji Mokhtar Annaba. 230p.
- Belabed, B.-E., Laffray X., Dhib A., Fertouna-Belakhal M., Turki S., Aleya L., 2013.** Factors contributing to heavy metal accumulation in sediments and in the intertidal mussel *Perna perna* in the Gulf of Annaba (Algeria). Mar. Pollut. Bull. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.06.004>.
- Belaud A., 1996.** Oxygénation de l'eau en aquaculture intensive. Cépadués-Ed, collection POLYTECH, 207p.
- Belsher, T. et Houlgatte, E. 2000.** Etude des sédiments superficiels marins des herbiers à phanérogames et des peuplements à *Caulerpa taxifolia* de Menton au cap d'Ail. IFREMER, 43 p.
- Bellan, G., 1993.** Les indicateurs biologiques du milieu marin – Remarques introductives. *In* : Qualité du milieu marin – Indicateurs biologiques et physico-chimiques. Rencontres scientifiques de la Côte Bleue. Boudouresque, C.F., Avon, M., Pergent-Martini, C., edit., GIS Posidonie pub., France, 3, 35-42.
- Bellan-Santini D., Lacaze J.C., Poizat C., 1994.** Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives. Collection Patrimoines Naturels. Secrétariat de la Faune et de la Flore/ M.N.H.N., 19 : 1-246.
- Bélangier D., 2009.** Utilisation de la faune macrobenthique comme bio-indicateur de la qualité de l'environnement marin côtier. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, 67p.

- Ben Alaya, H., 1972.** Répartition et conditions d'installation de *Posidonia oceanica* Delile et *Cymodocea nodosa* Ascherson dans le golfe de Tunis. Bull. Inst. Océanogr. Pêche Salammbô, 2(3): 331-416.
- Bennasser L.M., Fekhaoui M. et O. Mameli, 2000.** Assessment of the metallic contamination of the low Sebou sediments. Annali chimica, 90 : 637–644.
- Benguedda-Rahal W., 2012.** Contribution à l'étude de la bioaccumulation métallique dans les sédiments et différents maillons de la chaîne trophique du littoral extrême ouest Algérien. Thèse de Doctorat en écologie et environnement. Université de Tlemcen. 149p.
- Beyers, S.C., Mills, E.L. et Stewart, P.L., 1978.** A comparaison of methods of determining organic carbon in marine sediments with suggestions for a standart method, Hydrobiologia, 58 (1), 43- 47.
- Benzohra, M. 1993.** Les structures hydrodynamiques le long des côtes Algériennes. In: Workshop sur la circulation des eaux et pollution des côtes méditerranéennes du Maghreb, INOC, Izmir: 33-46.
- Bhuiya, M.R.H., Cornfield, A.H., 1972.** Effects of addition of 1000 ppm Cu, Ni, Pb and Zn on carbon dioxide release during incubation of soil alone and after treatment with straw. Environmental Pollution 3, 173–177.
- Bianchini, A., Playle, R.C., Wood, C.M., Walsh, P.J., 2005.** Mechanism of acute silver toxicity in marine invertebrates. Aquatic Toxicology 72, 67-82.
- Bizsel N., Uslu O., 2000.** Phosphate, nitrogen and iron enrichment in the polluted Izmir Bay, Aegean Sea. Marine environmental research, 49, 101-122.
- Body, P.E., Dolan, P.R., Mulcahy, D.E., 1991.** Environmental lead : a review. Critical Reviews in Environmental Control 20, 299-310.
- Boguer, D., Juracic, M. Barie, A., 1998.** Cr and Vi contant in sediment from Kastela day, A Adriatic sea, Croatia. Rapport du 35 congress Croatia (Dubrovnote), CIESM, 313p.
- Bothner, M.H., Casso, M.A., Rendigs, R.R., Lamothe, P.J., 2002.** The effect of the new Massachusetts Bay sewage outfall on the concentrations of metals and bacterial spores in nearby bottom and suspended sediments. Mar. Pollut. Bull. 44, 1063-1070.

- Boulvain, F., 2011.** Eléments de sédimentologie et de pétrologie sédimentaire [en ligne]. Disponible sur : <http://www2.ulg.ac.be/geolsed/sedim/sedimentologie.htm> (consulté le 08.12.2011).
- Boyle, E., S. Chapnick, X. Bai et A. Spivack, 1985 .** "Trace metal enrichments in the Mediterranean Sea." *Earth and Planetary Science Letters* 74: 405-419.
- Blandin, P., 1986.** Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'Ecologie* 17, 211-307.
- Boening, D.W., 2002.** Ecological effects, transport and fate of mercury : A general review. *Chemosphere* 40, 1335–1351.
- Bond, W., 2001.** Keystone species – Hunting the snark? *Science* 292, 63-64.
- Bonnet C., 2000.** Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Thèse en Toxicologie de l'Environnement. Université Paul Verlaine-Metz, 326 p.
- Boudouresque, C.F., Thommeret, J., Thommeret, Y., 1980.** Sur la découverte d'un bioconcrétionnement fossile intercallé dans l'herbier à *Posidonia oceanica* de la baie de Calvi (Corse). Journées d'Etudes sur la Systématique et la Biogéographie en Méditerranée, CIESM publication, 139-142.
- Boudouresque C.F., Meinesz A., 1982.** Découverte de l'herbier de posidonie. Cahier du Parc Naturel Régional de la Corse. 89p.
- Boudouresque, C.F. et Jeudy de Grissac, A., 1983.** L'herbier à *Posidonia oceanica* en Méditerranée : les interactions entre la plante et le sédiment. *Journal de Recherche Océanographique* 8(2-3), 99-122.
- Boudouresque C.F., Jeudy De Grissac A., Meinesz A., 1984.** Relations entre la sédimentation et l'allongement des rhizomes orthotropes de *Posidonia oceanica* dans la baie d'Elbu (Corse). In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Marseille, Fr, 1: 185-191.

- Boudouresque, C.F., 1993.** Qualité du milieu marin. *In* : Qualité du milieu marin – Indicateurs biologiques et physico-chimiques. Boudouresque, C.F., Avon, M., Pergent-Martini, C. edit., GIS Posidonie pub., France, 283-289.
- Boudouresque, C., Arrighi, F., Finelli, F., Lefevre, R., 1995.** Arrachage des faisceaux de *Posidonia oceanica* par les ancras : Un protocole d'étude. Rapp. Comm. Inter. Mer Médit., 34, p. 21.
- Boudouresque C. F., 2003.** The erosion of Mediterranean biodiversity. *In*: Rodriguez-Prieto C., Pardini G., edits, The Mediterranean Sea: an overview of its present state and plans for future protection. Servei de Publicacions de la Universitat de Girona, 53-112.
- Boudouresque, C.F., 2006.** Les herbiers à *Posidonia oceanica*. *In* : Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. Boudouresque, C.F., Bernard, G., Bonhomme, P., Charbonnel, E., Diviacco, G., Meinesz, A., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Ruitton, S., Tunesi, L., edit., RAMOGE pub., France, 10-24.
- Boudouresque, C.F. 2010.** Structure et fonctionnement des écosystèmes benthiques marins. 3. L'écosystème à *Posidonia oceanica*. (www.com.univ-mrs.fr/~boudouresque) conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. RAMOGE. pub. : 110-113.
- Bouquegneau J. M., 1980.** Chemical pollutants in the terrestrial environment. *In* : Gilles R(ed) Animals and environmental fitness, vol1. Invited lectures. Pergamon Press, Oxford New York, pp303 – 314.
- Bourcier, M., 1989.** Régression des herbiers à *Posidonia oceanica* (L.) Delile, à l'Est de Marseille, sous l'action conjuguée des activités humaines et des modifications climatiques. *In*: International workshop on *Posidonia oceanica* beds. Boudouresque, C.F., Meinesz, A., Fresi, E., Gravez, V. edit, GIS Posidonie pub., France, 2, 287-293.

- Burton GA., 1992.** Sediment toxicity assessment. Lewis Publishers, London, 211 p.
- Branch, H.C., 1973.** Corrosion resistant materials for U equipment . Materials Protection and Performance, vol., 12, n° 3.
- Bremond R. et C. Perrodon, 1979.** Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de l'environnement et cadre de vie. 2ème ed : 259 p.
- Brix, H., Lyngby, J.E., Schierup, H.H., 1983.** Eelgrass (*Zostera marina* L.) as an indicator organism of trace metals in the Limfjord, Denmark. Marine Environmental Research 8, 165-181.
- Bundschn, J., Farias, B., Martin, R., Storniolo, A., Bhattacharya, P., Gortes, J., Bonorino, G., Albouy, R., 2004.** Groundwater arsenic in the Chaco-Pampean Plain, Argentina : case study from Robles county, Santiago del Estero Province. Applied Geochemistry 19, 231-243.
- Burgess RM. et Scott KJ., 1992.** The Significance of in-Place Contaminated Marine Sediments on the Water Column: Processes and Effects. In Burton, GAJ (Eds). Sediment Toxicity Assessment, Lewis, Chelsea, MI, USA. 129-165.
- Brinkhuis, B. H., Penello, W. F. and Churchill, A. C., 1980.** Cadmium and manganese flux in sea grass *Zostera marina* II. Metal uptake by leaf and root-rhizome tissues. Marine Biology 58, 187-196.
- Brown, B.F., 1971** - Les matériaux et la corrosion en milieu marin » Matériaux et Techniques, janvier, p.22-27 .1971, février, p39-42.
- Bruno, A., 2007.** Les guides méthodologiques du RLM, Evaluation de la contamination chimique et radiologique du sédiment, IFREMER
- Bryan, G.W., 1971.** The effect of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. Proceedings of the Royal Society of London, Series B Biological Sciences 177, 389-410.
- Bryan, G.W., 1984.** Pollution due to heavy metals and their compounds. [Marine Ecology](#) 5, 1290-1431.

C

- Cabane F., 2007.** Documentation sur l'environnement et de l'aménagement du littoral : Lexique d'écologie, d'environnement et d'aménagement du littoral, Version 11, Ed. IFREMER environnement, France, 272p.
- Calabrese, A., Thurberg, F.P., Gould, E., 1977.** Effects of cadmium, mercury and silver on marine animals. *Marine Fisheries Review* 39, 5-11.
- Calamari, D., and H. Naeve, 1994.** Review of Pollution in the African Aquatic Environment. Committee for Inland Fisheries of Africa (CIFA) Technical Paper 25, Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome.
- Calmano, w., Forstner, U., Hong, J., 1994.** Mobilization and scavenging of heavy metals following resuspension of anoxic sediments from the Elbe River, American Chemical Society ; Washington D.C.ACS Symp. Ser.,550 ,pp.298-321
- Camelo, L.G.L., Miguez, S.R., Marban, L., 1997.** Heavy metals input with phosphate fertilizers used in Argentina. *The Science of the Total Environment* 204, 245-250.
- Caquet T., 2012.** Des invertébrés pour la bio-indication de la qualité des cours d'eau : bilan et perspectives. In Feixi, I., Bispo, A. et Grand, C., *Bio-indicateurs pour la caractérisation des sols, Journée technique nationale, 7e édition*, Paris, 16 octobre 2012,234p.
- Chaney, R.L., Ryan, J.A., Li, Y.-M., Brown, S.L., 1999.** Soil cadmium as a threat to human health. In : *Developments in Plant and Soil Sciences*. McLaughlin, M.J., Singh, B.R., edit., Kluwer Academic pub., Dordrecht, The Netherlands, 219–256.
- Campanella, L., Conti, M.E., Cubadda, F., Sucapane, C., 2001.** Trace metals in seagrass, algae and molluscs from an uncontaminated area in the Mediterranean. *Environmental Pollution* 111, 117-126.
- Capiomont, A., Piazzzi, L., Pergent, G., 2000.** Seasonal variations of total mercury in foliar tissues of *Posidonia oceanica*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 80, 1119-1123.

- Castro, L., Carmo, C., Peres, I., Pihan, J.C., 1996.** The clam *Ruditapes decussatus* L., as a pollution bioindicator : zinc and lead accumulation and depuration. *Ecologie* 27 (4), 263-268.
- Catsiki, V.A., Bei, F., 1992.** Determination of trace metals in benthic organisms from an unpolluted area : Cyclades Islands (Aegean Sea). *Fresenius Environment Bulletin* 1, 60-65.
- Catsiki, V.A., Panayotidis, P., 1993.** Copper, chromium and nickel in tissues of the mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* (Potamogetonaceae) from Greek coastal areas. *Chemosphere* 26, 963-978.
- Catsiki, V.A., Katsilieri, Ch., Gialamas, V., 1994.** Chromium distribution in benthic species from a gulf receiving tannery wastes (Gulf of Geras - Lesbos island, Greece). *The Science of the Total Environment* 145, 173-185.
- Caye, G., 1980.** La morphogénèse et le cycle végétatif de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Thèse Doctorat. Université. Aix-Marseille II, France, 1-121.
- Caye, G., Meinesz, A., 1984.** Observations sur la floraison et la fructification de *Posidonia oceanica* dans la baie de Villefranche et en Corse du Sud. In : International Workshop on *Posidonia oceanica* beds. Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A., Olivier, J. edit., GIS Posidonie pub., France, 1, 193-201.
- Celebi, B., Cemal Gucu, A., Ok, M., Sakinan, S., Akoglu, E., 2006.** Hydrographic indications to understand the absence of *Posidonia oceanica* in the Levant sea (Eastern Mediterranean). *Biologia Marina Mediterranea* 13 (4), 34-38.
- Chang, C. et Sibley, T.H., 1993.** Accumulation and transfer of copper by *Oocystis pusilla*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 50, 689-695.
- Chaoui L., 1993.** Etude de la reproduction de *Perna perna* (L) (*Mytilidae*) dans le golf de Annaba ; aspects écologique, histologique et biochimique. Thèse de Magistère. Université Annaba, p. 97.
- Charbonnel , E., Bonhomme, P., Bernard, G., Cadiou, G., Boudouresque, C.F., 2002.** Projet d'aménagement du port de la Madrague de Giens. Cartographie et état de vitalité des herbiers et du récif-barrière de Posidonie. Conseil Général du Val & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., France, 1-62.

- Chouba, L, Ajjabi Chebil, L. et Herry, S. 2010.** Étude saisonnière de la contamination métallique des macroalgues de la lagune nord de Tunis. *Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies*, vol. 37, p. 123-131.
- CIESIN, 2004.** Centre for international Earth information Network. Global- urban mapping project. <http://sedac.ciesin.Clumbia.edu/gpw.consulté> 2013.
- Cinelli, F., Pardi, G., Papi, I., 1995.** Plant biology. In : *La Posidonia oceanica*. Cinelli, F., Fresi, E., Lorenzi, C., Mucedola, A. edit.. Revista Marittima pub., Italie, 17-27.
- Chiffoleau, J.F., 1994.** Le chrome en milieu marin. *Rapports scientifiques de l'Ifremer* 8, 1-10.
- Chiffoleau J.F., Bonneau C., 1994.** Chromium content in French coastal mussels and oysters. *Marine Pollution Bulletin*, 28(7), 458-460. [http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X\(94\)90134-1](http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X(94)90134-1)
- Chiffoleau, 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. Programme scientifique Seine-Aval, IFREMER edit., 8, 1-39.
- Claisse, D., Cossa, D., Bretaudeau-Sanjuan, J., Touchard, G., Bombed, B., 2001.** Methylmercury in molluscs along the french coast. *Marine Pollution Bulletin* 42 (4), 329-332.
- Clemens, S., 2001.** Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. *Planta* 212, 475-486.
- Cloquet, C., Carignan, J., Libourel, G., Sterckeman, T., Perdrix, E., 2006.** Tracing source pollution in soils using cadmium and lead isotopes. *Environ. Sci. Technol.* 40, p. 2525–2530.
- Commission OSPAR, 2006.** Liste OSPAR de produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires [En ligne]. URL : <http://www.ospar.org/fr/html/welcome.html> (mise à jour effectuée en 2006) consulté 13/12/2012.

- Campanella L., Conti M.E., Cubadda F., Sucapane C. 2001.** Trace metals in seagrass, algae and molluscs from an uncontaminated area in the Mediterranean. *Environmental Pollution* 111, 117-126.
- Chmielewska E., Medved J., 2001.** Bioaccumulation of heavy metals by green algae *Cladophora gramerata* in a refinery sewage lagoon. *Croatica Chem.*, 74(1): 135-145.
- Chapman D., 1992.** Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition UNESCO/WHO/UNEP ISBN 0 419 21590. Chapter 4 - The use of particulate material. 48p.
- Carignan, V. and Villard, M.2002.** Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring Assessment*, vol. 78, no 1, p. 45-61.
- Combouze, P. 2004.** Plans d'eau du limousin : eutrophisation 2003. Aqua-gestion limousin aquaculture, 4p.
- Conan, P., Millot, C., 1995.** Variability of the Northern Current off Marseilles, western Mediterranean Sea, from February to June 1992. *Oceanol. Acta* 18(2), 193–205.
- Conde Poyales, F., 1989.** Ficogeografía del mar de Alboran en el contexto del Mediterraneo occidental. *Anales du Jardin Botanica de Madrid*, 46 (1), 21- 26.
- Conti, M.E., Bocca, B., Iacobucci, M., Grazia Finoia, M., Mecozzi M., Pino A., Alimonti, A., 2010.** Baseline Trace Metals in Seagrass, Algae, and Mollusks in a Southern Tyrrhenian Ecosystem (Linosa Island, Sicily). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 58(1) 79-95.
- Costantini, S., Giordano, R., Ciaralli, L., Beccaloni, E., 1991.** Mercury, cadmium and lead evaluation in *Posidonia oceanica* and *Codium tomentosum*. *Marine Pollution Bulletin* 22, 362- 363.
- Cornfield, A.M., 1977.** Effects of addition of 12 metals on carbon dioxide release during incubation of an acid sandy soil. *Geoderma* 19, 199–203.

- Cossa D., 1987.** Les éléments traces dans l'eau de mer: leurs niveaux de concentration et leurs mesures. Nantes (France), Rapport Ifremer DERO 87-04-MR: 11
- Cossa, D., Lassus, P., 1989.** Le cadmium en milieu marin – Biogéochimie et Ecotoxicologie. Rapports Scientifiques et techniques de l'Ifremer 16, 1-111.
- Cossa, D., Thibaud, Y., Roméo, M., Gnassia-Barelli, M., 1990.** Le Mercure en Milieu Marin : Biogéochimie et Ecotoxicologie. Rapports Scientifiques Techniques IFREMER 19, 1-130.
- Cossa, D., Elbaz-Poulichet, F., Gnassia Barelli, M., Roméo, M., 1993.** Le plomb en milieu marin – Biogéochimie et Ecotoxicologie. Rapports scientifiques IFREMER 3, 1-76.
- Cossa, D., Ficht, A., 1999.** La dynamique du mercure. Programme scientifique Seine-Aval. Editions IFREMER 11, 1-25.
- Crouzet, A., 1981.** Mise en évidence de variations cycliques dans les écailles de *Posidonia oceanica* (*Potamogetonaceae*). Travaux Scientifiques du Parc National de Port-Cros 7, 129-135.
- Crouzet, A., Boudouresque, C.F., Meinesz, A., Pergent, G., 1983.** Evidence of the annual character of cyclic changes of *Posidonia oceanica* scale thickness (erect rhizomes). Rapports et Procès-Verbaux des Réunions de la Commission Internationale sur l'Exploration Scientifique de la mer Méditerranée 28(3), 113-114.

D

- Dakki, M. 2003.** Rapport : diagnostic pour l'aménagement des zones humides du nord est du Maroc : 2. sebkha Bou Areg (lagune de Nador) Institut Scientifique, Rabat
- Dameron, C., et Howe,P.D., 1998.** Copper Environmental Health criteria n°200. Geneve, World Health Organization.
- Davis, J.A., 1984.** Complexation of trace metals by adsorbed natural organic matter. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48, 679-691.
- De Casabianca Chassany, M.L., Semroud, R., Samson Kechacha, F.L., 1991.** Etude spatio-temporelle des sels nutritifs et des principales variables

hydrologiques dans une lagune méditerranéenne : Le lac Mellah (Algérie).
Mésogée, 51- 15.

- Delepee, R., Gaillard, S., Pouliquen, H. and Le Bris, H. 2002.** The freshwater moss *Fontinalis antipyretica* bioaccumulates oxolinic acid. *Revue de médecine vétérinaire*, vol. 153, no 10, p.679-680.
- De Leon, A.R., Guerrero, J. et Jornet, A., 1985.** Monitoring of heavy metals in superficial sediment and some marine organisms from the western Mediterranean coast. *Journées Etud. Pollut. CIESM*, 7 (1984), pp. 321-326.
- De Lisle, P.F., Roberts, Jr. 1988.** The effect of salinity on cadmium toxicity to the estuarine mysid *Mysidopsis Bahía*: Role of chemical speciation. *Aquatic Toxicology* 12,357-370.
- De Marco, S.G., Botté, S.E., Marcovecchio, J.E., 2006.** Mercury distribution in abiotic and biological compartments within several estuarine systems from Argentina : 1980-2005 period. *Chemosphere* 65, 213-223.
- Den Hartog, C., 1970.** The seagrasses of the world. *Verh. Kon. Ned. Akad. Wetens. Afd. Naturk. Ser. 2*, 59 (1), 1-275.
- Den Hartog C., 1971.** The Seagrasses of the World. *Verhandelingen der Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen, Afd. Natuurkunde. Tweede Reeks, Deel 59, N°1*, North Holland Publ., Netherl. 275p.
- Despreaux, M. 1990.** Le phosphore et l'azote dans les sédiments du fleuve Charente, variabilité potentielle. Thèse de Doctorat, Université de Lyon I, 199p.
- Derbal F., 2007.** l'ichtyofaune des côtes de l'est algérien: écologie de quatre téléostéens (*Diplodus cervinus cervinus*, *D. puntazzo*, *Sciaena umbra*, *Epinephelus costae*) et contribution à la biologie du sar tambour *Diplodus cervinus cervinus* (Lowe, 1838). Thèse de Doctorat. Université Badji Mokhtar Annaba. 213p.
- Devallois V., 2009.** Transferts et mobilité des éléments traces métalliques dans la colonne sédimentaire des hydrosystèmes continentaux. Thèse de Doctorat en science de l'environnement. Académie D'aix-Marseille Université De Provence. 304p.

- De Vos, C.H.R., Schat, H., De Waal, M.A.M., Vooijs, R., Ernst, W.H.O., 1991.** Increased resistance to copper-induced damage of the root cell plasmalemma in copper tolerant *Silene cucubalus*. *Plant Physiology* 82, 523–528.
- Di Leo A., C. Annicchiarico, N. Cardellicchio, L. Spada and S. Giandomenico, 2013.** Trace metal distributions in *Posidonia oceanica* and sediments from Taranto Gulf (Ionian Sea, Southern Italy). *Medit. Mar. Sci.*, 14/1, 2013, 204-213.
- Dickie, L.M. et Trites, R.W., 1983.** The Gulf of St. Lawrence, dans *Estuaries and enclosed seas*, B.H. Ketchum, éd. Elsevier Publishers Ltd., Amsterdam.
- Djabri, L. 1992.** Mécanismes de la pollution et vulnérabilité des eaux de la Seybouse. Origines géologiques, industrielles, agricoles et urbaines. Thèse de Doctorat d'Etat, Université Badji- Mokhtar, Algérie.
- Djabri, L., Mania, D., Messadi, A., Hani, R., Djaffer, S., Dffer, S., Benharket, S., Djabri, A., Aidaoui, K. et Boukhmis, A. 1998.** Pollution des eaux de l'oued Seybouse et des nappes de Guelma, Bouchegouf et Annaba (Est algérien) par les nutriments. *Bull. Intern. Eau & Environ.*, N° 20, septembre 1998: 16-25.
- Durrieu de Madron X., Guieu C., Sempéré R. et al., 2011.** Marine ecosystems' responses to climatic and anthropogenic forcings in the Mediterranean, *Prog. Oceanog.*, 91(2):97-166.
- Dzombak, D.A., et Morel, F.M.M., 1990.** Surface Complexation Modeling - Hydrous Ferric Oxide. John Wiley et Sons (A Wiley-Interscience Publication), 393 pp.

E

- EEA, 1999.** State and Pressures of the Marine and Coastal Mediterranean Environment. Environmental Assessment Series, vol. 5, Office for Official Publications/EE, L-2985 Luxembourg, p. 137.

- EEA, 2006.** Priority issues in the Mediterranean environment. European Environment Agency. p.90.
- Elbetieha, A., Al-Hamood, M.H., 1997.** Long-term exposure of male and female mice to trivalent and Cr (VI) compounds : effect on fertility. *Toxicology* 116, 19-47.
- Elkalay, K., Frangoulis, C., Skliris, N., Goffart, A, Gobert, S., Lepoint, G., Hecq, J.H., 2003.** A model of seasonal dynamics of biomass and production of the seagrass *Posidonia oceanica* in the Bay of Calvi (Northwestern Mediterranean). *Ecological Modelling* 167, 1-18.
- El Morhit M., 2009.** Hydrochimie, Eléments traces métalliques et indices écotoxicologiques sur les différentes composantes d'un écosystème estuarien (Bas Lokkos). Thèse de Doctorat en Science de l'environnement, spécialité : Toxicologie. Université Mohammed V – Agdal. Faculté Des Sciences de Rabat. 260p.
- Elisabetta, M., et Gioacchino, S., 2004.** Copper-induced changes of non-protein thiols and antioxidant enzymes in the marine microalga *Phaeodactylum tricornutum*. *Plant Science* 167, 289–296.
- Erk, M., Ruus, A., Ingebrigtsen, K., Hylland, K., 2005.** Cadmium accumulation and Cd-binding proteins in marine invertebrates – A radiotracer study. *Chemosphere* 61, 1651-1664.

F

- FAO., 1977.** Manual of analysis for heavy metals in aquatic environment research, Part I: method for detection, measurement and monitoring of water pollution. FAO Fisheries Technical Paper N 137, United Nation.
- Ferguson, J.F., Gavis, J., 1972.** A review of the arsenic cycle in natural waters. *Water Research* 6, 1259-1274.
- Fernandes, F.S., Henriques, 1991.** Biochemical, physiological and structural effect of excess copper in plants. *The Botanical Review* 57, 246–273.

- Ferrat, L., Gnassia-Barelli, M., Pergent-Martini, C., Roméo, M., 2003a.** Mercury and nonprotein thiol compounds in the seagrass *Posidonia oceanica*. Comparative Biochemistry and Physiology C 134, 147-155.
- Ferrat, L., Pergent-Martini, C., Roméo, M., 2003b.** Assessment of the use of biomarkers in aquatic plants for the evaluation of environmental quality : application to seagrasses. Aquatic Toxicology 65, 187-204.
- Fontevieille D., 1987–** La circulation du carbone organique dans les écosystèmes lotiques : cas du phénomène d'autoépuration. Thèse de doctorat d'Univ. Lyon I. 135 pp.
- Förstner, U, et Wittmann, G.T.W., 1979.** Metal pollution in the aquatic environment. Springer Berlin.
- Förstner U., Aslf W., Calmano W., Kersten M. et Salomons W., 1986.** Mobility of heavy metals in degraded harbour sediments. In Sediments and Water interactions, Sly-Peter-Ged. Springer-Verlag New York, United States, pp. 371-380.
- Fourqurean, J.W., Moore, T.O., Fry, B., Hollibaugh, J.T., 1997.** Spatial and temporal variation in C:N:P ratios, delta N-15 and delta C-13 of eelgrass *Zostera marina* as indicators of ecosystem processes, Tomales Bay, California, USA. Marine Ecology Progress Series 157, 147- 157.
- Filella, M. 2009.** Freshwaters : which NOM matters ? Environmental Chemistry Letters (1), 21-35.
- Fisher, N.S., et Hook, S.E., 1997.** Silver accumulation and toxicity in marine and freshwater zooplankton. In : Argentum : Proceedings of the 5th International Conference on the Transport, Fate and Effects of Silver in the Environment. Andren, A.W., Bober, T.W., edit., University of Wisconsin, Sea Grant pub., 265-274.
- Fitzgerald, W.F., Clarkson, T.W., 1991.** Mercury and monomethylmercury : present and future concerns. Environmental Health Perspectives 96, 159–166.
- Fourqurean, J.W., Moore, T.O., Fry, B., Hollibaugh, J.T., 1997.** Spatial and temporal variation in C:N:P ratios, delta N-15 and delta C-13 of eelgrass *Zostera marina* as indicators of ecosystem processes, Tomales Bay, California, USA. Marine Ecology Progress Series 157, 147- 157.

- Fujiki, M., Tajima, S., 1992.** The pollution of Minamata Bay by mercury. *Water Science and Technology* 25, 133– 140.
- Frehi, H., 1995.** Etude de la structure et du fonctionnement du système phytoplanctonique dans un écosystème marin côtier. Eutrophisation de la baie d'Annaba. Thèse de Magister, Université Badji-Mokhtar, Algérie.
- Frehi, H., Ayada, M., Kara, M.H. et Coute, A. 2004.** Hydrobiologie de la baie d'Annaba (Algérie nord est): Caractères physico-chimiques et biomasse chlorophyllienne. *Rapp. Comm. int. Mer Méditer.*, 37. 359 p.
- Frehi, H., Couté A., Mascarell, G., Perrette Gallet, C., Ayada, M., Kara, M.H., 2007.** Dinoflagellés toxiques et/ou responsables de blooms dans la baie d'Annaba (Algérie). *C.R. Biologies*, 330,615-628.
- Fredj, G., Bellan- Santini D., Meinardi M., 1992.** Etat des connaissances sur la faune marine Méditerranéenne. *Bull. Inst.Océanogr., Monaco, Num., Spécial 9:* 133-145.
- Friedrich, A.R., Filice,F.P., 1976.** Uptake and accumulation of the nickel ion by *Mytilus edulis*. *Bulletin of Environmental contamination and toxicology*; vol 16, n° 6, p 750-755

G

- Gaetke, L. M., Chow, C. K., 2003.** Copper toxicity, oxidative stress, and antioxidant nutrients. *Toxicology* 189, 147–163.
- Gagnon, C., Vaillancourt, G. et Pazdernik, L. 1999.** L'accumulation et l'élimination de cadmium par deux mousses aquatiques, *Fontinalis dalecarlica* et *Platyphypnidium ripariodes* : Influence de la concentration de Cd, du temps d'exposition, de la dureté de l'eau et de l'espèce de mousses. *Journal of water science*, vol. 12, no 1, p. 219-237.
- Gaïd, A. 1986.** L'eutrophisation des lacs et barrages. *Revue eaux et sols d'Algérie*, Vol. 2-92: 72-82.
- Gambi, M.C., Guidetti, P., 1998.** Morphological observations on seedlings of *Posidonia oceanica* (L.) Delile germinated *in situ*. *Biologia Marina Mediterranea* 5 (1), 549-552.

- Gamulin-Brida, H., Pozar, A., Simunovic, A., Span, A., 1973.** Les conséquences biologiques de la pollution des eaux marines sur les biocénoses benthiques. Groupement des biocénoses benthiques de la mer Adriatique du point de vue pureté des eaux. Collaboration Internationale Océanographique en Méditerranée 5, 137-159.
- Gamulin-Brida, H., 1974.** Biocénoses benthiques de la mer Adriatique. Acta Adriatica 15(9), 1-102.
- Garcia, G.M. et Holt, J.G., 2001.** The road map to the manual. In Bergey's manual of *systematic bacteriology* D.R., Boone & R.w.Castenholz (eds) . 2nd edn. New York, USA, Springer-Verlag, pp.119.
- Garrivier, F., 1995.** Mise au point en écotoxicologie : détection des perturbations fonctionnelles des sédiments en présence de composés chimiques. Thèse en Biochimie et Biologie Appliquées. Université de Savoie, Chambéry, **Fra.** .186p.
- Gharsallah Z. ; 2002.** Evaluation de la pollution du littoral d'Annaba : qualité micro biologique de l'eau et teneur en métaux lourds du sédiment superficiel. Thèse de Magister. Université de Annaba, 82 p.
- Gattuso J., Smith S., 2011.** Coastal zone. Encycl. Earth.
- Gueddah, D., 2003.** Evaluation de la pollution industrielle et urbaine dans la région de Skikda : impact sur l'écosystème marin côtier. Mémoire de Magistère en Sciences de la Mer de l'Université d'Annaba, 120 p.
- Gouiez H., 2006.** Apports en sels nutritifs et en matière organique oxydable au littoral d'Annaba par oued Seybouse et l'estuaire Mafrag. Thèse de Magister. Université Badji Mokhtar Annaba. p. 38.
- Guendouzi ,Y., 2011 .** Contribution à l'étude de l'impact de la pollution chimique sur l'herbier à Posidonie dans la baie d'Alger. Ecole nationale supérieure des sciences de la mer et aménagement du littoral. Ingénieur d'état 2011. 83p
- GESAMP, 1997.** Towards safe and effective use of chemicals in coastal aquaculture. GESAMP Report and Studies 65, 1-40.

- Giraud, G., 1977.** Recensement des floraisons de *Posidonia oceanica* (Linné) Delile en Méditerranée. Rapports et Procès-Verbaux des Réunions de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la mer Méditerranée 24(4), 126-130.
- Giraud, G., 1979.** Sur une méthode de mesure et de comptage des structures foliaires de *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile. Bulletin du Museum d'Histoires naturelles de Marseille 39, 33-39.
- Glémarec, M., Hily, C., Hussenot, E., Le Gall, C., Le Moal, Y., 1980.** Recherches sur les indicateurs biologiques en milieu sédimentaire marin. In : Ecologie appliquée – Indicateurs biologiques et techniques d'études. Journées d'étude de l'association française des ingénieurs écologues, Grenoble, 13-14 Nov 1980, 118-140.
- Gnassia-Barelli, M., Roméo, M., Delepine, R., Puel, D., 1991.** Trace metal concentrations in benthic algae from French mediterranean and atlantic coasts. In : Marine phytobenthos studies and their applications. International Journal of Marine Biology and Oceanography, Istituto Sperimentale Talassografico "A Ceruti" pub., 17, 245-251.
- Gobert, S., Lejeune, P., Lepoint, G., Bouquegneau, J.M., 2005.** C, N, P concentrations and requirements of flowering *Posidonia oceanica* shoots. Hydrobiologia 533, 253-259.
- Goldberg, E.D., 1975.** The Mussel Watch : A first step in global marine pollution monitoring. Marine Pollution Bulletin, 6:1-111.
- Goldberg, E.D., Bowen, V.T., Farrington, J.W., Harvey, G., Martin, J.H., Parker, P.L., Risebrough, R.W., Robertson, W., Schneider, E., Gamble, E., 1978.** The mussel watch. Environmental conservation 5 (2), 101-125.
- Goldberg, E.D., Koide, M., Hodge, V., Flegal, A.R., Martin, J.H., 1983.** US Mussel Watch : 1977-1978 results on trace metals and radionuclides. Estuarine, Coastal and Shelf Science 16, 69-93.
- Goldsborough, L. G. and G. G. C. Robinson 1996.** Pattern in wetlands, Chapter 4. In: Algal Ecology in Freshwater Benthic Ecosystems. R.J. Stevenson, M.L. Bothwell, R.L. Lowe, eds., Academic Press, pp. 77-117.

- Gonzalez, J.L., Chiffolleau, J.F., Miramand, P., Thouvenin, B., Guyot, T., 1999.** Le cadmium: comportement d'un contaminant métallique en estuaire. Programme Seine-Aval, fascicule n°10, 31 p. Editions IFREMER, Plouzané (France). ISBN 2-84433-027-4.
- Goyal, N., Jain, S.C., Banerjee, U.C., 2003.** Comparative studies on the microbial adsorption of heavy metals. *Advances in Environmental Research* 7, 311-319.
- Goyer, R. A., et Clarkson, T. W., 2001.** Toxic effects of metals. *In* : Casarett and Doull's Toxicology : The basic science of poisons. Klaasen, C.D., edit., and Mc Graw-Hill. Medical Division, pub., New York, 811–867.
- Greenwood, MR., 1985.** Methylmercury poisoning in Iraq - an epidemiological study of the 1971–1972 out break. *Journal of Applied Toxicology* 5, 148–59.
- Grimes, S., 2010.** Peuplements benthiques des substrats meubles de la côte Algérienne : Taxonomie, structure et statut écologique. Thèse de doctorat es sciences. Université d'Oran. 362p.
- Güven, K., Özbay, C., Ünlü , E., Satar, A., 1999.** Acute lethal toxicity and accumulation of copper in *Gammarus pulex* (L.) (Amphipoda). *Turkish Journal of Biology* 23, 510–521.

H

- Hamdan, 2005.** Réponses des macrophytes de six cours d'eau méditerranéens à des perturbations naturelles et d'origine anthropique (sud-est de la France). Thèse de doctorat, Université Aix-Marseille III, Provence, France. 232p.
- Harrag, A., 2012.** Bioindication.: Concept et biosurveillance. Note de cours. Université Ferhat Abbas. 7p. [Http //fr.calamero.com/red/00118058687a447e5d0152](http://fr.calamero.com/red/00118058687a447e5d0152) (page consulté le 8 novembre 2013).
- Havense, K.E., 1991.** Fish induced sediment resuspension: effect on the phytoplankton biomass and community structure in shallow hypereutrophic lake. *J.plankton Res.*, 13, 1163-1176
- Hem, J. D., 1972.** Chemistry and occurrence of cadmium and zinc in surface water and groundwater. *Water Resources Research* 8, 661–679.

- Hemalatha, S., Platel, K., Srinivasan, K., 2006.** Zinc and iron contents and their bioaccessibility in cereals and pulses consumed in India. *Food Chemistry* 102, 1328-1336.
- Hintelmann, H., Wilken, R.D., 1995.** Levels of total mercury and methylmercury compounds in sediments of the polluted Elbe River : influence of seasonally and spatially varying environmental factors. *The Science of the Total Environment* 166, 1-10.
- Holleman, A.F., Wiberg, E., 1985.** *Lehrbuch der Anorganischen Chemie*. Berlin-New York 568-570.
- Hollinger, M.A., 1996.** Toxicological aspects of topical silver pharmaceuticals. *Critical Reviews in Toxicology* 26, 255-260.
- Hong, H. et Kester, D.R., 1985.** Chemical forms of iron in the Connecticut River estuary. *Estuarine Coastal Shelf Science* 21,449-459.
- Horowitz, A. J., Elrick, K. A., 1988.** Interpretation of bed sediment trace metal data: methods for dealing with the grain size effect. *In:* (eds. Lichtenberg, J., Winter, J. Weber, C., Fradkin, L.), *Chemical and Biological Characterization of Municipal Sludges, Sediments, Dredge Spoils, and Drilling Muds*, American Society for Testing and Materials, 114 – 128.
- Hocini, N. et Mami, M. 1991.** Application des traceurs radioactifs à l'étude de l'ensablement du nouveau port de Skikda. Rapport préliminaire: méthodes et résultats sédimentologiques. C.D.T.N. 84 p.
- Hsu, P. C., et Guo, Y. L., 2002.** Antioxidant nutrients and lead toxicity. *Toxicology* 180, 33–44.
- Humborg C., Ittekkot V., Cociasu A. & Bodungen B., 1997.** Effect of Danube river dam on black sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, London, 386: 385-388.
- Huu, H. H., Rudy S. and An Van Damme, 2010.** Distribution and contamination status of heavy metals in estuarine sediments near Cau Ong harbor, Ha Long Bay, Vietnam. *Geology Belgica* 13(1-2): 37 - 47

I

- I.A.R.C. 2004.** Some Drinking-water Disinfectants and Contaminants, Including Arsenic : IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, vol. 84. International Agency for Research on Cancer, Lyon, France.
- IAEA. 2004.** Trace elements and methylmercury in marine sediment. International Atomic Energy Agency, 02p.
- Ibanez Carles et Narcis Prat, 2003.** The environmental impact of the spanish national hydrological plan on the lower Ebro River and Delta. Water Ressources Development 19 (3): 485-500.
- IFREMER, 2001.** L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 - Janvier 2001 p. 59
- Ikem, A., Egiebor, N.O., 2005.** Assessment of trace elements in canned fishes (mackerel, tuna, salmon, sardines and herrings) marketed in Georgia and Alabama (United States of America). Journal of Food Composition and Analysis 18, 771-787.
- INGV , 2008 :** Istituto Nazionale di Geofisica e Vulcanologia. www.ingv.it/ (Année de consultation 2008)
- INERIS, 2003.** Plomb et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. *INERIS*, 1-90.
- INERIS, 2004.** Devenir et comportement des métaux dans l'eau : Biodisponibilité et modèle BLM. Rapport technique p85.
- INERIS, 2005a.** Chrome et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. *INERIS*, 1-80.
- INERIS, 2005b.** Cuivre et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. *INERIS*, 1-66.
- INERIS, 2005c.** Zinc et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. *INERIS*, 1-69.
- INERIS, 2006.** Nickel et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. *INERIS*, 1-71.

- Izaguirre JA. , Catarello DP., Wozniak JM., Skeel RD., 2001.** Langevin stabilization of molecular dynamics. *The Journal of chemical physics* 114 (5), 2090-2098.
- Islam M.D. S., et Tanaka M., 2004.** Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin* 48, 624-649.
- Israr, M., Sahi, S., Datta, R., Sarkar, D., 2006.** Bioaccumulation and physiological effects of mercury in *Sesbania drummondii*. *Chemosphere* 65, 591-598.

J

- Jefferies, D. J., Freestone, P., 1984.** Chemical analysis of some coarse fish from a Suffolk River carried out as part of the preparation for the first release of captive-bred otters. *The Journal of the Otter Trust* 1(8), 17–22.
- Jin, T. Y., Lu, J., Nordberg, M., 1998.** Toxicokinetics and biochemistry of cadmium with special emphasis on the role of metallothionein. *Neurotoxicology* 19, 529–535.
- Johnson R.G., 1997.** Climate control requires a dam the Strait of Gibraltar. *OES transaction, American Geophysical Union*, 78: 277-28.
- Johnson, F.M., 1998.** The genetic effects of environmental lead. *Mutation Research* 410, 123–140.
- Joiris, C. R., Holsbeek, L., Laroussi Moatemri, N., 1999.** Total and methylmercury in sardines *Sardinella aurita* and *Sardina pilchardus* from Tunisia. *Marine Pollution Bulletin* 38,188-192.
- Jurado, J.M., Martín, M.J., Pablos, F., Moreda-Piñeiro, A., Bermejo Barrera, P., 2007.** Direct determination of copper, lead and cadmium in aniseed spirits by electrothermal atomic absorption spectrometry. *Food Chemistry* 101, 1296-1304.

K

- Kabata-Pendias, A., 2000.** Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Boca Raton, Florida, 1-413.
- Kaim, W., et Schwederski, B., 1994.** Bioinorganic Chemistry : Inorganic Elements in the Chemistry of Life. John Wiley and Sons, Chichester, 1-401.
- Kaimoussi A., Mouzdahir A., Bakkas S., Chafik A., 1998.** Contribution à l'étude de la pollution métallique de l'estuaire d'Oum ErRbia à Azemmour (Maroc). Bulletin de l'Institut Scientifique Rabat 21, 95-102.
- Kaiser, J. 2001.** Bioindicators and biomarkers of environmental pollutions and risk assessment. Hartford, Science Publishers, 304 p.
- Kantin, R., Pergent, G., 2007.** Rapport final Groupement de Recherches « Gestion des écosystèmes littoraux méditerranéens ». IFREMER, Université de Corse, STARESO, GIS Posidonie, 1-189.
- Kattabi, H., 2002.** Intérêts de l'étude des paramètres hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordure ménagère d'Etueffont (Belfort, France). Thèse de Doctorat 3^{em}Cycle. Université d'Artois .France. pp167.
- Katz, S.A., et Salem, H., 1994.** The biological and environmental chemistry of chromium. VCH pub., New York, 65-119.
- Kerckhove, O. 2012.** Espèces ou association d'espèces de poissons en tant que bio-indicateur de l'état de santé des récifs coralliens. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, 96 p.
- Kerdoussi A., 2010.** Moule *Perna perna* peuplant le golfe d'Annaba : croissance, reproduction et qualité bactériologique. Mémoire de Magistère en Sciences de la Mer. Université Badji Mokhtar Annaba. 202p.
- Khati Hadj moussa, W., 2009.** Etude de la qualité des eaux du golfe d'Annaba par l'utilisation d'un mollusque sentinelle, la moule *Perna perna* : essai in vivo et in situ. Application a la biosurveillance de l'environnement marin. Thèse de doctorat. Université Badji Mokhtar Annaba. 87p.

- Khélifi-Touhami, M., Ounissi, M. Saker, I., Haridi, A., Djorfi, S., Abdenour, C., 2006.** The hydrology of the Mafreg estuary (Algeria) : Transport of inorganic nitrogen and phosphorus to the adjacent coast. *Journal of food, agriculture and environment*. 4, 340-346.
- Kim, M., 2004.** Determination of lead and cadmium in wines by graphite furnace atomic absorption spectrometry. *Food Additives and Contaminants* 21, 154–157.
- Kinjo, Y, Akiba, S, Yamaguchi, N, Mizuno, S, Watanabe, S, Wakamiya J, Futatsuka, M., Kato, H., 1996.** Cancer mortality in Minamata disease patients exposed to methylmercury through fish diet. *Journal of Epidemiology and Community Health* 6,134–138.
- Kjellström, T., 1986.** Itai-itai disease. *In : Cadmium and Health : A Toxicological and Epidemiological Appraisal*. Friberg, L., Elinder, C.G., Kjellström, T., Nordberg, G.F., edit., CRC Press, Boca Raton pub., Florida, 257-290.
- Klumpp, A., Domingos, M., Klumpp, G., 1996.** Assessment of the vegetation risk by fluoride emissions from fertilizer industries at Cubatão, Brazil. *The Science of the Total Environment* 192, 219-228.
- Kowalski, Z., 2002.** Technologie zwia zkow chromu. Krakow w edit., Poland : Cracow. University of Technology. Kowalski, Z., Kulczycka, J., Wzorek, Z., 2007. Life cycle assessment of different variants of sodium chromate production in Poland. *Journal of Cleaner Production* 15, 28-37.
- Kowalski, Z., Kulczycka, J., Wzorek, Z., 2007.** Life cycle assessment of different variants of sodium chromate production in Poland. *Journal of Cleaner Production* 15, 28-37.
- Krishna Murti, C. R., Olade, M. A., Page, A. L., 1987.** Group Report : Cadmium. *In : Lead, cadmium, mercury and arsenic in the environment*. Hutchinson, T.C., Meema, K.A., edit, John Wiley and Sons Ltd pub., 35–41.
- Krishna Murti, G.S.R., McArthur, D.F.E., Wang, M.K., Kozak, L.M., Huang, P.M., 2005.** Biogeochemistry of soil cadmium and the impact on terrestrial food chain contamination. *In : Biogeochemistry of Trace Elements in the Rhizosphere*. Huang, P.M., Gobran, G., edit., Elsevier, pub., Amsterdam, 197–257.

- Korte, N.E., Skopp, J., Fuller, W.H., Niebla, E.E., Alesil, B.A., 1976.** Trace element movement in soils: influence of soil physical and chemical properties. *Soils Sciences*. 122 (6):350-359.
- Kucuksezgin, F., Kontas, A., Altay, O., Uluturhan, E., Darilmaz, E., 2006.** Assessment of marine pollution in Izmir Bay : Nutrient, heavy metal and total hydrocarbon concentrations. *Environment International* 32, 41-51.
- Kuo, J., Mc Comb, A. J., 1989.** Seagrass taxonomy, structure and development in “biology of seagrasses” AWD Larkum, AJ Mc Comb and SA Shepherd Editors Elsevier. 2: 6 – 73.
- Kuo, J., Den Hartog, C., 2001.** Seagrass taxonomy and identification key. *In* : Global seagrass research methods. Short, Coles, Short edit., Elsevier, pub., Amsterdam, 31-58.

L

- Labroue, L., Cabplancq, J et Dauta, A. 1995.** Cycle des nutriments : l'azote et phosphore. *In* : Limnologie générale. Pourriot Ret Meybec M(ED), Masson, Paris, 727-764.
- Lacaze, J.C., 1996.** La dégradation de l'environnement côtier, conséquences écologiques. Edition Masson. Paris. p 129.
- Lafabrie C., 2007.** Utilisation de *Posidonia oceanica* (L.) Delile comme bioindicateur de la contamination métallique. Thèse de Doctorat en Biologie. Université de Corse Pasqual Paoli. 141p.
- Lafabrie, C., Pergent-Martini, C., Pergent, G., 2008a.** Metal contamination of *Posidonia oceanica* meadows along the Corsican coastline (Mediterranean). *Environmental Pollution* 151, 262-268.
- Lafabrie, C., C. Pergent-Martini and G. Pergent, 2008b.** First results on the study of metal contamination along the Corsican coastline using *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin* 57(1-5), 155-159.

- Lafaurie, M., Miamamand, P., Guary, J.C., Fowler, S.W., 1980.** La variation des concentrations de Cu, Fe, Zn, Mn, Cd, et V dans les principaux organes de *Mullus barbatus* Linné au cours du cycle sexuel : Résultats préliminaires. 5^{ème} journées Etud. Pollutions, Cagliari, CIESM . 373- 376.
- Lagadic, L., Caquet, T., Amiard, J.C., Ramade, F., 1998.** Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. Lavoisier. 1-320.
- Lane, T.W., Saito, M.A., George, G.N., Pickering, I.J., Prince, R.C., Morel, F.M.M., 2005.** A cadmium enzyme for a marine diatom. Nature 435, 42.
- Langer, U., Gunther, T., 2001.** Effects of alkaline dust deposits from phosphate fertilizer production on microbial biomass and enzyme activities in grass-land soil. Environmental Pollution 112, 321-327.
- Laperche D., 2014.** Des crustacés standardisés comme indicateurs de la qualité des rivières. Environment et Technique, n° 333.
- Lauret, M., Oheix, J., Derolez, V. et Laugier, T., 2011.** Guide de reconnaissance et de suivi des macrophytes des lagunes du Languedoc-Roussillon. In Languedoc-Roussillon, Réseau de suivi lagunaire. IFREMER, Cépralmar, Agence de l'eau RM & C, Région Languedoc-Roussillon. 148p.
- Lawton, J.H., 1994.** What do species do in ecosystems. *Oikos* 71, 367-374.
- LCHF, 1976.** Extension du port d'Annaba. Etude générale des conditions naturelles dans le Golfe (synthèse finale du LCHF), 50 p.
- Lehoczky, E., Szabo, L., Horvath, S., Marth, P., Szabados, I., 1998.** Cadmium uptake by lettuce in different soils. Communications in Soil Science and Plant Analysis 29, 1903–1912.
- Lejddel N., 2009.** Distribution des matières nutritives minérales et organiques dans les panaches littoraux (golfe d'Annaba) de l'estuaire de Mafrag. Mémoire de Magistère. Université Badji Mokhtar- Annaba.
- L.E.M. (Laboratoire d'Etudes Maritimes), 1998.** Etude d'impact sur l'environnement du dragage de l'ancien port de Skikda. Entreprise Portuaire de Skikda. 36 p.
- Lemaire, E., Abril, G., De Wit, R., Etcheber, H., 2002.** Distribution of phytoplankton pigments in nine European estuaries and implications for an estuarine typology. Biogeochemistry 59, 5-23.

- Lindqvist, O., Rhode, H., 1985.** Atmospheric mercury – a review. *Tellus* 37B, 136-159.
- Lindqvist, O., 1991.** Mercury in the Swedish environment : recent research on causes, consequences, and corrective methods. *Water, Air and Soil Pollution* 55, 1–261.
- Lisk DJ., 1972.** Trace metals in soils, plants and animals. *Gy_Jurq*, 24: 267-325.
- Lock, K., Van Eeckhout, H., De Schamphelaere, K.A.C., Criel, P., Janssen, C.R., 2007.** Development of abiotic ligand model (BLM) predicting nickel toxicity to barley (*Hordeum vulgare*). *Chemosphere* 66, 1346-1352.
- Lesouef, A., Belamie, R., Montiel, A., 1979.** Un indicateur de pollution à mémoire. L'analyse des métaux dans les sédiments de rivière. *Journal Français d'Hydrologie* 10,165–172.
- Leveau M., 1985-** Devenir de la matière organique en zone littorale. Colloque franco-japonais d'océanographie. Marseille, 16-édition sept. 1985 : 5-12.
- Lewis M A, Dantin D D, Chancy C A, Abel K C, Lewis C G., 2007.** Florida seagrass habitat evaluation: a comparative survey for chemical quality. *Environ. Pollut.*, 146: 206-218.
- Libes, S.M, 1992.** An introduction to marine biogeochemistry, Wiley, New York.
- Lions, J., 2004.** Etude hydrogéochemique de la mobilité de polluants inorganiques dans des sédiments de curage mis en dépôt: expérimentations, étude in situ et modélisations. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 260 p.
- Lobersli E., Gjengedal E. et Steinnes E., 1991.** Impact of soil acidification on the mobility of metals in the soil-plant system. In *Heavy Metals in the Environment* (Vernet J.P. Eds. Elsevier. Amsterdam, Netherlands), 37-53.
- Lorenzen, C.J., 1967.** Détermination of chlorophyll and pheopigments spectrométrie equation. *Limnology and Oceanography* 12,343-346.
- Luoma, S. N., 1978.** Detection of trace contaminant effects in aquatic ecosystems. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34, 436-439.
- Luy, N., Gobert, S., Sartoretto, S., Biondo, R., Bouquegneau, J-M. and J. Richir, 2012.** Chemical contamination along the Mediterranean French coast using *Posidonia oceanica* (L.) Delile above-ground tissues: a multiple trace element study. *Ecol. Ind.* 18, 269-277.

Lyngby, J.E., Brix, H., 1982. Seasonal and environmental variations in cadmium, copper, lead and zinc concentrations in eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Limfjord, Denmark. *Aquatic Botany*, 14, 59-74

M

Maceda-Veiga A, Monroy M, de Sostoa A. 2011. Metal bioaccumulation in the Mediterranean barbel (*Barbus meridionalis*) in a Mediterranean River receiving effluents from urban and industrial wastewater treatment plants. *Ecotoxicol Environ Saf.* 2011;76:93–101.

Madhal, B.K., Suzuki, K.T., 2002. Arsenic round the world : a review. *Talanta* 58, 204-235.

Majori, L., Nedoclan, G., Modonutti, G.B., et Daris, F., 1978. Study of seasonal variations of some trace elements in the tissue of *Mytilus galloprovincialis* taken in the gulf of Trieste. *Revue Int. Oceanogr. méd.* 49: pp.37-40.

Mahara, Y., Kubota, T., Wakayama, R., 2006. Affects of molecular size of natural organic matters for cadmium mobility in soil environments. *Goldschmidt Conference Abstracts*, A 383.

Mainstone ,G., Glsion,J Et Prr,W. 1993. Phosphate in fresh water, *Standards for nature conservation. English Nature Research Reports* 73,91p 1993.

Maity, S., Chakravarty, S., Bhattacharjee, S., Roy, B.C., 2005. A study on arsenic adsorption on polymetallic sea nodule in aqueous medium. *Water Research* 39, 2579-2590.

Malea, P., Haritonidis, S., 1989. Uptake of Cu, Cd, Zn and Pb in *Posidonia oceanica* (Linnaeus) from Antikyra Gulf, Greece: Preliminary note. *Marine Environmental Research* 28, 495-498.

Malea, P., 1993. Bioaccumulation of aluminium in the seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers and *Posidonia oceanica* (L) Delile and in macroalgae of the gulf of Antikyra (Greece). *Botanica marina* 36(5), 423-431.

- Malea, P., Haritonidis, S., Kevrekidis, T., 1994.** Seasonal and local variations of metal concentrations in the seagrass *Posidonia oceanica* (L) Delile in the Antikyra Gulf, Greece. *The Science of the Total Environment*, 153, 225-235.
- Mantoura, R.F.C., Dickson, A., Riley, J.P., 1978.** The complexation of metals with humic materials in natural waters. *Estuarine Coastal and Marine Sciences* 6, 387-408.
- Mantoura, R.F.C., 1981.** Organo-metalic interactions in natural waters. *In: Duursma EK, D.R. (Ed.). Marine organic chemistry. Elsevier Amsterdam*, pp. 179-212.
- Markert, B.A., Breure, A.M. and Zechmeister, H.G., 2003.** Bioindicators and Biomonitoring. Principles, concepts and applications. Vienne, Elsevier, 997p.
- Marques, J.C., Salas, P., Patricio, J., Texeira, H. and Neito, J.M., 2009.** Ecological indicators for coastal and estuarine environmental assessment - A user guide. Southampton, WIT Press, 183 p.
- Marschner, H., 1995.** Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, Cambridge, 1-674.
- Martin, M., Stephenson, M.D., Smith, D.R., Guttierrez-Galindo, E.A., Munoz, G.F., 1988.** Use of silver as a tracer of domestic wastewater discharge. *Marine Pollution Bulletin* 19, 512-520.
- Maserti, B.E., Ferrara, R., Paterno, P., 1988.** *Posidonia* as an indicator of mercury contamination. *Marine Pollution Bulletin*, 19, 381-382.
- Mason, R. P., Fitzgerald, W. F., Morel, F. M., 1994.** The biogeochemical cycling of elemental mercury : anthropogenic influences. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 58, 3191–3198.
- Mason, R.P., Lawson, N.M., Lawrence, A.L., Leaner, J.L., Lee, J.G., Sheu, G.-R., 1999.** Mercury in the Chesapeake Bay. *Marine Chemistry*, 65, 77–96.
- Matta, J., Milad, M., Manger, R., Tosteson, T., 1999.** Heavy metals, lipid peroxidation, and cigateratoxicity in the liver of the Carribben barracuda (*Sphyraena barracuda*). *Biological Trace Element Research* 70, 69–79.

- Maurin, 1961.** Etude des fonds chalutables de la Méditerranée occidentale (écologie et pêche). Résultats des campagnes des navires océanographiques : Président-Théodore-Tissier, 191-195.
- Mayer J.F., Marking L.L, Bills T.D et Howe G.E., 1994.** Physicochemical factors affecting toxicity in freshwater: Hardness, pH, and temperature (chapter 1). In Bioavailability: Physical, chemical and biological interactions, Eds. JL Hamelink, PF Landrum, HL Bergman and WH Benson, Lewis Publishers, Boca Raton, 5-22.
- Mazzella L., Gambi M.C., Russo G.F., Wittman J.K., 1983.** Flowering in *Posidonia oceanica* (L.) Delile prairies around the Island of Ischia (Gulf of Naples). Rapp. P.V. Réunion. Commiss. Internation. Explor. Sci. Médit. 28 (3): 117-119.
- Mazzella, L., Ott, J.A. , 1984.** Seasonal changes in some features of *Posidonia oceanica* (L.) Delile leaves and epiphytes at different depths. In Boudouresques, A jeudy de Grissac & J. Olivier (eds) International Workshop on Posidonia beds 2. GIS Posidonia Publishing Marseilles, 119 – 127.
- Mc Ilveen, W.D., Negusanti, J.J., 1994.** Nickel in the terrestrial environment. The Science of the Total Environment 148, 109–138.
- Mc Laughlin, M.J., Singh, B.R., 1999.** Cadmium in soils and plants. In : Cadmium in Soils and Plants, Developments in Plant and Soil Sciences. McLaughlin, M.J., Singh, B.R., edit., Kluwer Academic pub., Dordrecht, The Netherlands, 1–7.
- Mc Lean, J., Beveridge, T.J., 2001.** Chromate reduction by a pseudomonad isolated from a site contaminated with chromated copper arsenate. Applied and Environmental Microbiology 67, 1076-1084.
- Mc Roy, C.P., Helfferich, C., 1980.** Applied aspects of seagrasses. In : Handbook of seagrass biology : an ecosystem perspective. Phillips, R.C., Mc Roy, C.P. edit., Garland STPM Press pub., New York, 297-343.
- Mearns, A.J., Swartz, R.C., Cummins, J.M., Dinnel, P.A., Plesha, P., Chapman, P.M., 1986.** Inter-laboratory comparison of a sediment toxicity test using the marine amphipod, *Rhepoxynius abronius*. Marine Environmental Research 19,13–37.

- Meharg, A.A., Naylor, J., Macnair, M.R., 1994.** Phosphorus nutrition of arsenate tolerant and non-tolerant phenotypes of velvetgrass. *Journal of Environmental Quality* 23, 234–8.
- Menendez-Navarro, A., 1996.** A world without sun. The health of workers of the Almaden mine : 1750–1900. *Chronica Nova Collection of Historical Studies* no. 43, University de Castilla- La Mancha, Granada (in Spanish).
- Meinesz, A., Laurent, R., 1978.** Cartographie et état de la limite inférieure de l'herbier de *Posidonia oceanica* dans les Alpes-Maritimes. *Campagne Poséidon 1976*. *Botanica Marina* 21(8), 513-526.
- Meinesz, A., Molenaar, H., Bellone, E., Loques, F., 1992.** Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*. I. Effects of rhizome length and transplantation season in orthotropic shoots. *Marine Ecology PSZNI* 13(2), 163-174.
- METAP, 1994.** Etude de protection contre la pollution. Rapport final, Banque Européenne d'investissement. Ministère du transport – Direction des ports, Algérie : 170p.
- Milliman J.D., 1997.** Blessed dams or damned dams? *Nature*, London, 386;325-327.
- Millot, 1987.** The circulation of the levantine intermediate water in the Algerien basin. *Geophysical Research* 92 (8), 8265 – 8276.
- Michel, P., 1993.** L'arsenic en milieu marin – Biogéochimie et Ecotoxicologie. Rapport Ifremer 4, 1-62.
- Michel, P., Averty, B., Andral, B., Chiffolleau, J.F., Galgani, F., 2001.** Tributyltin along the coasts of Corsica (Western Mediterranean): A persistent problem. [Marine Pollution Bulletin](#) 42 (11), 1128-1132.
- Miquel, G., 2001.** Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Rapport 261.
- Mirlean, N., Casartelli, R., Domingues, M.R.G., 2002.** Groundwater and soil pollution by fluoride in the vicinity of fertilizer factory (Rio Grande, RS). *Química Nova* 25, 191-195.

- Mirlean, N., Roisenberg, A., 2006.** The effect of emissions of fertilizer production on the environment contamination by cadmium and arsenic in southern Brazil. *Environmental Pollution* 143, 335-340.
- Mishra, S., Srivastava, S., Tripathi, R.D., Kumar, R., Seth, C.S., Gupta, D.K., 2006.** Lead detoxification by coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) involves induction of phytochelatins and antioxidant system in response to its accumulation. *Chemosphere* 65, 1027-1039.
- Morel, F. M. M., Reinfelder, J. R., Roberts, S. B., Chamberlain, C. P., Lee, J. G., Yee, D., 1994.** Zinc and carbon co-limitation of marine phytoplankton. *Nature* 369, 740–742.
- Molinier, R., Picard, J., 1952.** Recherches sur les herbiers de Phanérogames marines du littoral méditerranéen français. *Annales de l'Institut Océanographique* 27(3), 157-234.
- Morillo, J., Usero, J., Gracia, I., 2005.** Biomonitoring of trace metals in a mine-polluted estuarine system (Spain). *Chemosphere* 58, 1421-1430.
- Muñoz, P.N. V, Garbe-Schönberg, C.-D., Salamanca, M.A., 2004.** Tracing the anthropogenic lead sources in coastal sediments of SE-pacific (36 degrees Lat. S) using stable lead isotopes. *Mar. Pollut. Bull.* 48, 688-97.
- Muñoz-Olivas, R., et Cámara, C., 2001.** Speciation related to human health. *In* : Trace element speciation for environment, food and health. Ebdon, L., Pitts, L., Cornelis, R., Crews, H., Donard, O.F.X., Quevauviller, P., edit, The Royal Society of Chemistry, pub., 331-353.
- Müller, G., 1981.** Die Schwermetallbelastung der Sedimente des Neckars und seiner Nebenflüsse: eine Bestandsaufnahme. *Chem. Zeitung* 105, 157–164.

N

- NAS/NRC, 1989.** Recommended dietary allowances, National Academy of Science/National Research Council, Washington.
- Neff J. M., 2002.** Bioaccumulation in Marine Organisms: Effect of contaminants from oil well produced water, Elsevier Science Publishers, Amsterdam.

- Nicolau, R., Lucas, Y., Merdy, P., Raynaud, M., 2012.** Base flow and stormwater net fluxes of carbon and trace metals to the Mediterranean sea by an urbanized small river. *Water*.
- Nienhuis, P.H., 1986.** Background concentrations of heavy metals in nine tropical seagrass species in Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 17 (11), 508-511.
- Nijman, R., Swain, L.G. 1990.** Coquitlam Pitt River area. Burrard inlet water quality assessment and objectives. Technical appendix. Ministry of Environment, Resource Quality Section, Water Management Branch, Victoria, BC.
- Nolting, R.B., 1990.** Dissolved and particulate trace metals in sediment of the gulf of Lions. In: EROS (European Rivers Ocean System). Water pollution Research report 20. Project workshop in Blanes (Spain), edited by J.M. Martin and H. Barth, Commission of the E.C., 1990, pp. 314-340.
- Noppe, k. ,1996.** Contamination métallique des sédiments des cours d'eau du bassin Artois-Picardie et son impact sur la contamination des chairs et des foies de poissons, Mémoire, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, 42p.
- Nordberg GF, Nogawa K, Nordberg M, Friedmann JM. 2007.** Cadmium. In: Handbook on the Toxicology of Metals (Nordberg GF, Fowler BA, Nordberg M, Friberg L, eds). Amsterdam: Elsevier, 445–486.
- Nugegoda, D., Rainbow, P.S., 1989.** Salinity, osmolarity, and zinc uptake in *Palaemon elegans* (Crustacea: Decapoda). *Marine Ecology Progress Series* 55,149-157
- NRC, 2001.** Arsenic in Drinking Water. National Academy Press, Washington, D.C., 1-325.
- Nriagu, J.O., 1980.** Part 1: Ecological cycling. In: Cadmium in the Environment. Nriagu, J.O., edit., Wiley Interscience pub., New York, 2–12.
- Nriagu, J.O., Nieboer, E., 1988.** Chromium in the natural and human environment. In: Advances in Environmental Science and Technology. Nriagu, J.O., Nieboer, E., edit., John Wiley & Sons, pub., New York, 1-785.

O

- Obhodace ,J., Kutle, A., Valkovic' V ., 2006,**Concentrations of some elements in the coastal sea sediments: bays with marinas. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* p 75–85.
- O'Driscoll, M., 1999.** Chromite supply. A question of ownership. *Industrial Minerals* 3, 51-66.
- Ogawa, T., Kobayashi, E., Okubo, Y., Suwazono, Y., Kido, T., Nogawa, K., 2004.** Relationship among prevalence of patients with Itai-itai disease, prevalence of abnormal urinary findings, and cadmium concentrations in rice of individual hamlets in the Jinzu River basin, Toyama prefecture of Japan. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14, 243-252.
- Ollivier, P., Radakovitch, O., Hamelin, B., 2011.** Major and trace element partition and fluxes in the Rhône River. *Chem. Geol.* 285, 15-31.
- OMS-IPCS (1998).** Environmental Health Criteria n°200: copper, World Health Organisation, International Programme on chemical safety.<http://www.inchem.org/fullest.htm>.
- ONEMA, 2012.** Milieu aquatique: état initial et prévision d'impact dans les documents d'incidence. *In ONEMA, Collection Mise au point.* <http://www.onema.fr/IMG/pdf/milieux-aquatiqueintegral>.
- Ounissi, M., Frehi, H., Khelifi, M., Touhami, M., 1998.** Composition et abondance du zooplancton en situation d'eutrophisation dans un secteur côtier du golfe d'Annaba(Algérie). *Ann.Ins.Océanographie.* Paris, 74(1), 13-28p.
- Ounissi, M. et Frehi, H., 1999.** Variability of microphytoplankton and Tintinnida (ciliated protozoa) in an eutrophic sector of the Annaba Gulf (S.W. Mediterranean). *Cah. Biol. Mar.* 40 (2), 141–153.

- Ounissi, M. 2001.** Echanges du microphytoplancton entre la lagune Mellah et le littoral adjacent (Algérie) en été (22-25 août 1999) entre treize étales successives de marée. Inter- Islamic Science and Technology Network on Oceanography, International Workshop on Marine Biodiversity in Muslim Countries, Algiers, Algeria, 22-24 October 2001
- Ounissi, M., Khaled-Khodja, M., Khelifi-Touhami, M., Hallal, S. et Ayad, M. 2002.** Flux de matières minérales et organiques de l'oued Seybouse au littoral d'Annaba (Algérie) en hiver et au printemps 2002. Cinquièmes Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer, Aïn-Draham, 21-24 décembre 2002.
- Osame, M., Takizawa, Y., 2001.** Methylmercury poisoning in Minamata and Niigata, Japan. Takizawa, Y., Osame, M., Japan Public Health Association, Tokyo, Japan, p.154.
- Oursel, B., Garnier, C., Durrieu, G., Mounier, S., Omanović, D., Lucas, Y., 2013.** Dynamics and fates of trace metals chronically input in a Mediterranean coastal zone impacted by a large urban area. Mar. Pollut. Bull. 69, 137-49.
- Ostapczuk, P., Burow, M., May, K., Mohl, C., Froning, M., Sussenbach, B., Waidmann, E., Emons, H., 1997.** Mussels and algae as bioindicators for long-term tendencies of element pollution in marine ecosystems. Chemosphere 34 (9-10), 2049-2058.
- Ott, J.A., 1980.** Growth and production in *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Marine Ecology PZSNI 1(1), 47-64.
- Ouzounidou, G., Eleftheriou, E.P., Karataglis, S., 1992.** Ecophysiological and ultrastructural effects of copper in *Thlaspi ochroleucum* (Cruciferae). Canadian Journal of Botany 70, 947-957.

P

- Pacyna, E.G., Pacyna, J.M., Fudala, J., Strzelecka-Jastrzab, E., Hlawiczka, S., Panasiuk, D., 2006.** Mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic sources in Europe in 2000 and their scenarios until 2020. *The Science of the Total Environment* 370, 147-156.
- Paerl H.W., 2008.** Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater-marine continuum. *Adv. Exp. Med. Biol.* 619, 217–37.
- Paerl H.W., 2006.** Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: Interactive effects of human and climatic perturbations. *Ecol. Eng.* 26, 40–54.
- Palheta, D., Taylor, A., 1995.** Mercury in environmental and biological samples from a gold mining area in the Amazon region of Brazil. *The Science of the Total Environment* 168, 63-69.
- Papp, J.F., 2001.** Chromium, 2000 annual review, Mineral Industry Survey. U.S. Department of Interior, U.S. Geological Survey; 32-46.
- Pepper, I., Galanti, N., Sans, J., Lopez-Saez, J.F., 1987.** Reversible inhibition of root growth and cell proliferation by pentavalent arsenic in *Allium cepa*. *Environmental and Experimental Botany* 28(1), 9-18.
- Pérès, J.M., Picard, J., 1975.** Causes de la raréfaction et de la disparition des herbiers de *Posidonia oceanica* sur les côtes françaises de la Méditerranée. *Aquatic Botany* 1 (2), 133 – 139.
- Pergent, G., Boudouresque, C.F., Crouzet, A., 1983.** Variations cycliques dans les écailles des rhizomes orthotropes de *Posidonia oceanica*. *Travaux Scientifiques du Parc National de Port- Cros* 9, 107-148. Pergent, G., 1985. Floraison des herbiers à *Posidonia oceanica* dans la région d'Izmir (Turquie). *Posidonia Newsletter* 1(1), 15-21.
- Pergent, G., Pergent, C., 1985.** Etude préliminaire des herbiers à *Posidonia oceanica* (L.) Delile de la côte des Albères (Pyrénées - Orientales, France). *Ann. Inst. Océanogr., N.S.*, 61 (2), 67 -114.

- Pergent, G., 1987.** Recherche lépidochronologiques chez *Posidonia oceanica* (Patamogetonaceae). Fluctuations des paramètres anatomiques et morphologiques des écailles des rhizomes. Thèse Doctorat. Université. Aix- Marseille II: p.853.
- Pergent, G., Ben Maiz, N., Boudouesque, C.F., Meinesz, A., 1989a.** The flowering of *Posidonia oceanica* over the past fifty years: a lepidochronological study. In: International workshop on *Posidonia* beds. Boudouesque, C.F., Meinesz, A., Fresi, E., Gravez, V. edit., GIS Posidonie pub., France, 2, 69-76.
- Pergent, G., Boudouesque, C.F., Cruzet, A., Meinesz, A., 1989b.** Cyclic changes along *Posidonia oceanica* rhizomes (lepidochronology): present state and perspectives. Marine Ecology PSZNI 10(3), 221-230.
- Pergent, G., 1990a.** Lepidochronological analysis of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile : a standardized approach. Aquatic Botany 37, 39-54.
- Pergent, G., 1990b.** Evaluation of *Posidonia oceanica* primary production using lepidochronological analysis: preliminary results. Rapports et Procès-Verbaux des Réunions de la Commission Internationale sur l'Exploration Scientifique en Méditerranée 32(1) B17, 6.
- Pergent, G., Pergent-Martini, C., 1990.** Some applications of lepidochronological analysis in the seagrass *Posidonia oceanica*. Botanica Marina 33, 299-310.
- Pergent, G., 1991.** Les indicateurs écologiques de la qualité du milieu marin en Méditerranée. Oceanis 17(4), 341-350.
- Pergent, G., Zaouali, J., 1992.** Analyse phénologique et lépidochronologique de *Posidonia oceanica* dans une lagune hyperhaline du Sud tunisien. Rapports et Procès-Verbaux des Réunions de la Commission Internationale sur l'Exploration Scientifique en Méditerranée 33, 48.
- Pergent, G., Pergent-Martini, C., Rico-Raimondino, V., 1992.** Evaluation of past primary production of *Posidonia oceanica* using lepidochronological data. Rapports et Procès-Verbaux des Réunions de la Commission Internationale sur l'Exploration Scientifique en Méditerranée 33, 47.

- Pergent, G., 2006.** Le rôle des herbiers à *Posidonia oceanica*. In : Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. Boudouresque, C.F., Bernard, G., Bonhomme, P., Charbonnel, E., Diviacco, G., Meinesz, A., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Ruitton, S., Tunesi, L., edit., RAMOGE pub., 25-31.
- Pergent, G., Pergent-Martini, C., Boudouresque, C.F., 1995.** Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée : état des connaissances. *Mésogée* 54, 3-29.
- Pergent Martini, C., Pergent, G., 1994.** Lepidochronological analysis in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* : state of the art and future developments. *Oceanologica Acta* 17(6), 673-681.
- Pergent-Martini, C., 1998.** *Posidonia oceanica* : a biological indicator of past and present mercury contamination in the Mediterranean Sea. *Marine Environmental Research* 45 (2), 101- 111.
- Pergent-Martini, C., Pergent, G., 2000.** Marine phanerogams as a tool in the evaluation of marine trace-metal contamination : an example from the Mediterranean. *International Journal of Environment and Pollution* 13, 1-6.
- Pergent, G., Djellouli, A., Hamza, A.A., Ettayeb, K.S., El Mansouri, A.A., Talha, F.M., Hamza, M.A., Pergent-Martini, C., Platini, F., 2002.** Characterization of the benthic vegetation in the Farwà lagoon (Libya). *Journal of Coastal Conservation* 8, 119-126.
- Pergent-Martini, C., 2004.** Un outil d'évaluation de la qualité écologique du milieu littoral pour la DCE « l'herbier à *Posidonia oceanica* » : État d'avancement de la réflexion du « Groupe d'Athènes ». MEDD, Paris, 8 Décembre 2004.
- Pergent-Martini, C., Pergent, G., 2000.** Marine phanerogams as a tool in the evaluation of marine trace-metal contamination: an example from the Mediterranean. *International Journal of Environment and Pollution* 13, 1-6.

- Pergent-Martini, C., Leoni, V., Pasqualini, V., Ardizzone, G.D., Balestri, E., Bedini, R., Belluscio, A., Belsher, T., Borg, J., Boudouresque, C.F., Boumaza, S., Bouquegneau, J.M., Buia, M.C., Calvo, S., Cebrian, J., Charbonnel, E., Cinelli, F., Cossu, A., Di Maida, G., Dural, B., Francour, P., Gobert, S., Lepoint, G., Meinesz, A., Molenaar, H., Mansour, H.M., Panayotidis, P., Peirano, A., Pergent, G., Piazzzi, L., Pirrotta, M., Relini, G., Romero, J., Sanchez-Lizaso, J.L., Semroud, R., Shembri, P., Shili, A., Tomasello, A., Velimirov, B., 2005.** Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows : Use and application. *Ecological Indicators* 5, 213–230.
- Pernet-Coudrier, B. 2008.** Influence de la matière organique dissoute sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux : cas de la seine, un milieu sous forte pression. Thèse, Université Paris-Est.
- Phillips, D.J.H., 1994.** Macrophytes as biomonitors of trace metals. *Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries*, 85-103.
- Piazzzi, L., Pirrotta, M., Relini, G., Romeo, J., Sanchez-Lizaso, J.L., Semroud, R., Shembri, P., Shili, A., Tomasello, A., Velimirov, B., 2005.** Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: Use and application. *Ecological Indicators* 5, 213-230.
- Piazzzi, L., Acunto, S., Cinelli, F., 1999.** *In situ* survival and development of *Posidonia oceanica* (L.) Delile seedlings. *Aquatic Botany* 63, 103-112.
- Por, F.D., 1978.** Lessepsian migrations. The influx of Red Sea biota into the Mediterranean by way of the Suez canal. Por, F.D., edit., Springer Verlag pub., Berlin, 1-228.
- Porto, J.I.R., Araujo, S.O.C., Feldberg, E., 2005.** Mutagenic effects of mercury pollution as revealed by micronucleus test on three Amazonian fish species. *Environmental Research* 97 (3), 287-292.
- Power, E.A., Chapman, P.M., 1992.** Chapter 1. Assessing sediment quality. *In*: G.A. Burton, Jr. (ed.), *Contaminated Sediment Toxicity Assessment*. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, pp. 1-18.

Procaccini, G., Mazzella, L., 1996. Genetic structure of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Western Mediterranean: ecological implications. Marine Ecology Progress Series 140, 153-160.

R

Radakovitch, O., Roussiez, V., Ollivier, P., Ludwig, W., Grenz, C., Probst, J.-L., 2008. Input of particulate heavy metals from rivers and associated sedimentary deposits on the Gulf of Lion continental shelf. Estuar. Coast. Shelf S. 77, 285-295.

Ramousse, R., Le Berre, M., Le Guelte, L. 1996. Introduction aux statistiques. <http://www.cons-dev.org/elearning/stat/parametriques/5-3/5-3.html> consulter le 27/11/2010.

Rain, F., Fernex, F., 1982. Teneurs en métaux lourds dans les sédiments des baies de Nice et de Ville Franche-sur-mer (méditerranée, France). Origine de contamination. Rev. INT. Oceanogr. Medit Tomes L. XIII- L.XIV. pp. 85-96

Rainbow, P.S., 1995. Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. Marine Pollution Bulletin 31, 183-192.

Ralph, P. J., David, T., Kenneth, M., Stephanie, S., Macinnis-Ng, C.M.O., 2006. Human impacts on seagrasses: Eutrophication, sedimentation and contamination. *In: Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation.* A. W. D. Larkum, R.J. Orth and C. M. Duarte (Eds). Springer, Dordrecht, The Netherlands. pp. 567- 593.

Ramade, F., 1992. Précis d'écotoxicologie. Collection d'écologie, Volume 22. Masson. Paris. p.300

Ramade, F., 1993. Discours d'ouverture. *In : Qualité du milieu marin – Indicateurs biologiques et physico-chimiques.* 3èmes Rencontres scientifiques de la Côte Bleue. Boudouresque, C.F., Avon, M., Pergent-Martini, C., edit., GIS Posidonie, pub., 19-30.

- Ramaroson, J. 2008.** Calcination des sédiments de dragage contaminés. Études des propriétés physico-chimiques. Thèse, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.
- Raymond, M. 2008.** Évaluation des dommages écotoxicologiques à la suite d'un déversement d'hydrocarbures pétroliers en milieux marins côtiers : Utilisation des bio-indicateurs, Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, 80 p.
- Reddy, A.M., Kumar, S.G., Jyonthsnakumari, G., Thimmanaik, S., Sudhakar, C., 2005.** Lead induced changes in antioxidant metabolism of horsegram (*Macrotyloma uniflorum* (Lam.) Verdc.) and bengalgram (*Cicer arietinum* L.). *Chemosphere* 60, 97–104.
- Rengel, Z., 1999.** Heavy metals as essential nutrients. *In* : Heavy Metal Stress in Plants : from Molecules to Ecosystems. Prasad, M.N.V., Hagemeyer, J., edit., Springer, pub., Berlin, 231– 252.
- Renholdt, R., 1976.** Distribution of selected metals in tissue samples of carp, *Cyprinus carpio*. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, vol.15, n°3, p.374-377.
- Remili, S., Kerfouf, A., 2013.** Évaluation de la qualité physico-chimique et du niveau de contamination métallique (Cd, Pb, Zn) des rejets d'eaux usées d'Oran et de Mostaganem (littoral Ouest algérien), *Physio-Géo*. Volume 7 <http://physiogeo.revues.org/3258>; DOI: 10.4000/physio-geo.3258.
- Richir, J., 2012:** Coastal pollution of the Mediterranean and extension of its biomonitoring to trace elements of emerging concern. Dissertation written for the fulfilment of the degree of Doctor in Sciences at the University of Liège. University of Liège – Faculty of Sciences Department of Environmental Sciences and Management Laboratory of Oceanology. P 249.
- Rico-Raimondo, V., 1995.** Contribution à l'étude des stocks et flux d'éléments dans les herbiers à *Posidonia oceanica*. Thèse Doctorat. Université Aix-Marseille II. France. 248 p.

- Rivier, A., 2013.** Dynamique des matières en suspension minérales des eaux de surface de la Manche observée par satellite et Modélisée numériquement. Thèse de Doctorat. Université De Bretagne Occidentale sous le sceau de l'Université européenne de Bretagne. 228p.
- Robert, P., 1988.** Etude du régime thermique des principales biocénoses marines benthiques du Parc national de Port-Cros (Var, France). Diplôme de Recherche universitaire, Université Aix- Marseille II, France, 1-209.
- Rodier, J. 1984.** L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Edition Dunod Paris.
- Rodier J., 1996.** L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires et eaux de mer. 8eme édition. Paris. pp761
- Rodier, J., Bazin, C., Broutin, J. P., Champsaur, H., Rodi, L., 2005.** L'analyse de l'eau. Eaux naturelles. Eaux résiduaires. Eau de mer. 8^{ème} Ed. *DUNOD*. Paris, 1383 pp.
- Rodier J. 2009.** L'analyse de l'eau, 9^e édition. DUNOD (éditeur), Paris, France.1579 p.
- Roméo, M., 1991.** Toxicologie des métaux traces dans l'environnement marin. *Océanis* 17, 383-402.
- Rollin C. et Quiot F. (2006).** Eléments traces métalliques : Guide méthodologique, Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines. INERIS, Rapport INERIS-DRC-06-66246/DESP-R01a, p.119.
- Roméo, M., Gnassia-Barelli, M., 1995.** Metal distribution in different tissues and in subcellular fractions of the Mediterranean clam *Ruditapes decussatus* treated with cadmium, copper or zinc. *Comparative Biochemistry and Physiology* 111C (3), 457-463.
- Roméo, J., 1989.** Premières données sur la production primaire d'un herbier de *Posidonia oceanica* en Méditerranée occidentale (côtes catalanes). Rapp. P.V. Commiss. Internation. Explor. Sci. Médit., Monaco, 28 (3): 129-130.

- Roussiez, V., Ludwig, W., Probst, J.L. et Monaco A., 2005.** Background levels of heavy metals in superficial sediments of the Gulf of Lions (NW Mediterranean): An approach based on ¹³³Cs normalization and lead isotope measurements. *Environmental Pollution*, Volume 138, Issue I, pp. 167-172.
- Rozan, T.F., Hunter, K.S., 2001.** Effects of discharge on silver loading and transport in the Quinnipiac River, Connecticut. *The Science of the Total Environment* 279, 195-205.
- Rouane-Hacene, O., 2013.** Biosurveillance de la qualité des eaux côtières du littoral occidental algérien, par le suivi des indices biologiques, de la biodisponibilité et la bioaccumulation des métaux lourds (Zn, Cu, Pb et Cd) chez la moule *Mytilus galloprovincialis* et l'oursin *Paracentrotus lividus*. Thèse de Doctorat. Université d'Oran. 249p.
- Ruiz, J.M., Romero, J., 2001.** Effects of *in situ* experimental shading on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology Progress Series* 215, 107-120.
- Ruiz, J.M., et Romero, J., 2003.** Effects of disturbances caused by coastal constructions on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin* 46, 1523- 1533.
- Rutherford, P.M., Dudas, M.J., Samek, R.A., 1994.** Environmental impact of phosphogypsum. *The Science of the Total Environment* 149, 1-38.
- Rybak, A., Messyasz, B. and Leska, B. 2012.** Freshwater *Ulva* (Chlorophyta) as a bioaccumulator of selected heavy metals (Cd, Ni and Pb) and alkaline earth metals (Ca and Mg). *Chemosphere*, vol. 89, p. 1066–1076.

S

- Sabhi, Y. ; Chaoui, M. ; Dahhou, M. ; Bakkas, S ; et Ramdani, M. ; (2000).** Identification of the northern Moroccan hot spots and contamination baseline of coastal sediments by heavy metals. *Bull. Inst. Sci., Rabat*, 1999-2000, n°22, pp.59-69.

- Saeki, K., Nakajima, M., Loughlin, T.R., Calkins, D.C., Baba, N., Kiyota, M., Tatsukawa, R., 2001.** Accumulation of silver in the liver of three species of pinnipeds. *Environmental Pollution* 112, 19-25.
- Saito, M.A., et Moffett, J.W., 2002.** Temporal and spatial variability of cobalt in the Atlantic Ocean. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 66 (11), 1943-1953.
- Sanders, J.G., Riedel, G.F., Osman, R.W., 1994.** Arsenic cycling and its impact in estuarine and coastal marine ecosystems. *In : Arsenic in the Environment. Part 1. Cycling and Characterization.* Nriagu, J.O., edit., Wiley, pub., New York, 289–308.
- Sanchiz, C., Benedito, V., Pastor, V., Garcia-Carrascosa, A.M., 1990.** Bioaccumulation of heavy metals in *Posidonia oceanica* (L.) Delile and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers. at an uncontaminated station in the east coast of Spain. *Rapport Communauté Internationale Mer Méditerranée* 32, 13.
- Sanchiz, C., Garcia-Carrascosa, A. M., and Pastor, A., 2000:** Heavy metal contents in soft-bottom marine macrophytes and sediments along the Mediterranean coast of Spain, *Mar. Ecol.-P. S. Z. N. I*, 21, 1– 16.
- Sankararamkrishnan, N., Dixit, A., Iyengar, L., Sanghi, R., 2006.** Removal of hexavalent chromium using a novel cross linked xanthated chitosan. *Bioresource Technology* 87, 2377-2382.
- Sañudo-Wilhelmy, S.A., Flegal, A.R., 1992.** Anthropogenic silver in the Southern California Bight : a new tracer of sewage in coastal waters. *Environmental Sciences and Technology* 26, 2147-2151.
- Satarug, S., Haswell-Elkins, M.R., Moore, M.R., 2000.** Safe levels of cadmium intake to prevent renal toxicity in human subject. *The British Journal of Nutrition* 84, 791–802.
- Schlatter, C., 1994.** Environmental pollution and human health. *The Science of the Total Environment* 143, 93-101.
- Scordia, P.Y., 2008:** Caractérisation et valorisation de sédiments fluviaux pollués et traités dans les matériaux routiers. Thèse de Doctorat en Génie civil. Ecole centrale de Lille- France. p 202.

- Schlacher-Hoenlinger, M.A., Schlacher, T.A., 1998.** Differential accumulation patterns of heavy metals among the dominant macrophytes of a mediterranean seagrass meadow. *Chemosphere* 37(8), 1511-1519.
- Sholkovitz, E.R., 1978.** The flocculation of dissolved Fe, Mn, Al, Cu, Ni, Co and Cd during estuarine mixing. *Earth and planetary sciences letters*, 41: 77-86.
- Schroeder, W.H., Munthe, J., Lindquist, O., 1989.** Cycling of mercury between water, air and soil compartments in the environment. *Water, Air and Soil Pollution* 48, 337-347.
- Schüürmann, G., Markert, B., 1998.** *Ecotoxicology, Ecological Fundamentals, Chemical Exposure, and Biological Effects.* John Wiley, New York, 1-900.
- Slawson, R.M., Lohmeier-Vogel, E.M., Lee, H., Trevors, J.T., 1994.** Silver resistance in *Pseudomonas stutzeri*. *BioMetals* 7, 30-40.
- Semroud, R., 1983.** Contribution à l'étude écologique des milieux saumâtres méditerranés (El Kala, Algérie). Thèse de troisième cycle USTHB-Alger. 137 p.
- Selman M., and S. Greenhalgh. 2009.** *Eutrophication: Sources and Drivers of Nutrient Pollution.* Washington, DC: World Resources Institute.
- Serpaud, B., Shukry, R., Casteigneau, M., 1994.** Adsorption des métaux lourds par les sédiments superficiels d'un cours d'eau. *Revue des sciences de l'eau* 7(4), 343-365.
- Seyni, S. 2006 -** Contrôle environnemental de la production primaire du lac de Guiers au Nord du Sénégal Thèse de Doctorat de 3ème cycle de Biologie Végétale. Univ Cheik Anta Diop. 199p.
- Sharma, P., Dubey, R.S., 2005.** Lead toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 17, 35-52.
- Shulkin, V.M., Presley, B.J., Kavun, V.I., 2003.** Metal concentrations in mussel *Crenomytilus grayanus* and oyster *Crassostrea gigas* in relation to contamination of ambient sediments. *Environment International* 29, 493-502.
- Sholkovitz, E.R., Boyle, E.A., Price, N.B., 1978.** The removal of dissolved humic acids and iron during estuarine mixing. *Earth and Planetary Science Letters* 40, 130-136.

- Short, F.T., Wolf ,J., Jones, G.E., 1989.** Substaining eelgrass to manage estuary, In coastal. and Ocean Management/ ASCE. Proceedings of the sixth symposium, July 11-14, 1989, Charleston,SC, 3689-3706.
- Sigg, L., Stumm,W., Berha, P., 1992.** Chimie des milieux aquatiques. Paris, Masson.
- Slaveykova, V. I., K. J. Wilkinson, A. Ceresa and E. Pretsch (2003). "Role of Fulvic Acid on Lead Bioaccumulation by *Chlorella kesslerii*." Environmental Science and Technology 37(6),1114-1121
- Singh, R.P., Tripathi, R.D., Sinha, S.K., Maheshwari, R., Srivastava, H.S., 1997.** Response of higher plants to lead contaminated environment. Chemosphere 34, 2467–2493.
- Silberstein K., Chiffings A.W., McComb A.J., 1986.** The loss of seagrass in Cockburn Sound, Western Australia. III. The effect of epiphytes on productivity of *Posidonia australis* Hook f. Aquat. Bot. 24: 355-371.
- Sinha, S., Gupta, M., Chandra, P., 1996.** Bioaccumulation and biochemical effects of mercury in the plant *Bacopa monnieri* L. Environmental Toxicology and Water Quality 11, 105– 112.
- Skirrow, G., 1965.** The dissolved gases-carbon dioxide, dans Chemical oceanography, J.P Riley et G. Skirrow, éd. Academic Press.
- Slawson, R.M., Lohmeier-Vogel, E.M., Lee, H., Trevors, J.T., 1994.** Silver resistance in *Pseudomonas stutzeri*. BioMetals 7, 30-40.
- Sittig, M., 1976 .** Toxic metals: pollution control and worker protection »Noyes Data corporation, 350 pages.
- Sigg, L., Behra, P. et Stumm, W. 2001.** Chimie des milieux aquatiques: chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. Dunod, Paris, 567 pp.
- Smith, S., Peterson, P.J., Kwan, K.H.M., 1989.** Chromium accumulation, transport and toxicity in plants. Toxicology and Environmental Chemistry 24, 241-251.
- Souissi S., Daly Yahia-Kefi O. and M.N.Daly .Y., 2000.** Spatial characterization of nutrient dynamics in the Bay of Tunis using multivariate analyses consequences for phyto-and zooplankton distribution. Journal of plankton research, 11, 2039-2059.

- Spivack, A., Husted S. et Boyle E., 1983.** Copper, nickel and cadmium in the surface waters of the Mediterranean. Trace metals in sea water. B. E. A. Wong C.S., Bruland K.W., Burton J.D. & Goldberg E.D. (Eds). Plenum Press. New-York: 505-512.
- Sprague, J.B. 1985.** Factors that modify toxicity, dans Fundamentals of aquatic toxicology, G.M. Rand et S.R. Petrocelli, éd. Hemisphere Publishing, New York.
- Squibb, K.S., et Fowler, B.A., 1983.** Biological and Environmental Effects of Arsenic. Fowler, B.A., edit., Elsevier, pub., Amsterdam, 1- 233.
- Stanković, S, Mihajlo Jović M., Mihajlović M.L. , Joksimović D. and Bojan Tanaskovski, 2015.** Metal pollution determined by pollution indices for sea grass *P. oceanica* and surface sediments. Arch. Biol. Sci., Belgrade, 67 (1), 91-101.
- Stoppelli, N., Peirano, A., 1996.** Continuous flowering of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Bay of Monterosso al Mare (SP) (Northwestern Mediterranean Sea). *Bollettino dei Musei e degli Istituti dell'Università di Genova* 60-61, 31-40.
- Strusk, B.D., Froning, M., Pelzer, I., Sistemich, I., Ostapezuk, P., 1996.** Atmospheric dispersion and physiochemical behaviour of Cd and Pb in rainwater after emission by lead works. *The Science of the Total Environment* 182, 85-91.
- Sunda, W. G., et Huntsman, S. A., 1995.** Cobalt and Zinc interreplacement in marine phytoplankton : Biological and geochemical implications. *Limnology and Oceanography* 40, 1404-1417.
- Suszeysky, E.M., Shann, J.R., 1995.** Phytotoxicity and accumulation of mercury in tobacco subjected to different exposure routes. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14, 61–67.
- Suzuki, T., Miyata, N., Horitsu, H., Kawai, K., Takamizawa, K., Tai, Y., Okazaki, M., 1992.** NAD(P)H-dependent chromium(VI) reductase of *Pseudomonas ambigua* G-1 : a Cr(V) intermediate is formed during the reduction of Cr(VI) to Cr(III). *The Journal of Bacteriology* 174, 5340-5345.
- Swain, L.G. et G.B. Holms. 1985.** Water quality assessment and objectives. Fraser-Delta area. Fraser River sub-basin from Kanaka Creek to the mouth. Technical appendix. Ministry of Environment, Water Management Branch, Victoria, BC.

Swain, L.G., et Holms, G.B., 1988. Water quality assessment and objectives: Fraser%Delta area. Boundary Bay and its tributaries. Technical appendix. Ministry of Environment, Resource Quality Section, Water Management Branch, Victoria, BC.

T

Traore A., Ake-Assi Y., Ahoussi Kouassi E., Soro N., 2015. Evaluation de la concentration des elements traces (pb, cu, zn, fe, cd et hg) dans les crevettes (*macrobrachium vollenhovenii*) des lagunes aghien et potou (sud-est de la côte d'ivoire). Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n°24, Décembre 2015, pp. 129-142.

Tarmoul, F., 2010. Contribution à l'étude de l'impact de la pollution chimique sur l'herbier a posidonie dans la baie de Bou Ismail. Mémoire d'ingénieur. ENSSMAL (ex. ISMAL), p. 78.

Taylor, M.D., 1997. Accumulation of Cd derived from fertilizers in New Zealand soils. The Science of the Total Environment 206, 123-126.

Tessier, E., Garnier, C., Mullot, J.-U., Lenoble, V., Arnaud, M., Raynaud, M., Mounier, S., 2011. Study of the spatial and historical distribution of sediment inorganic contamination in the Toulon bay (France). Mar. Pollut. Bull. 62, p. 2075–2086.

Thélin, I., Boudouresque, C.F., 1983. Longévité des feuilles de *Posidonia oceanica* dans un herbier de la baie de Port-Cros (Var, France). Rapports et Procès Verbaux des Réunions de la Commission Internationale sur l'Exploration Scientifique en Méditerranée 28(3), 115-116.

Tissot, B.P., Welte, D.H., 1984. Petroleum formation and occurrence (Springer-Verlag, pp.538.

Thibaut Thierry, 2001. Etude fonctionnelle, contrôle et modélisation de l'invasion d'une algue introduite en Méditerranée : *Caulerpa taxifolia*. Thèse de doctorat en Océanologie biologique et environnement marin Université Paris VI, 271p.

- Thomas S., 2000.** Les différents producteurs primaires d'un petit barrage tropical africain: dynamiques et interactions (Brobo, Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat d'Etat, Université Paris 6. 246 p.
- Thomson, R.E. 1981.** Oceanography of the British Columbia coast. Publication spéciale can. Sci. Halieutiques Aquat. No. 56. Ministère des Pêches et des Océans, Ottawa.
- Tomiyasu, T., Nagano, A., Yonehara, N., Sakamoto, H., Rifardi, Oki, K., Akagi, H., 2000.** Mercury contamination in the Yatsushiro Sea, south-western Japan : spatial variations in sediment. *The Science of the Total Environment* 257, 121–132.
- Tunesi, L., Boudouresque, C.F., 2006.** Les causes de la régression des herbiers à *Posidonia oceanica*. In : Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. Boudouresque, C.F., Bernard, G., Bonhomme, P., Charbonnel, E., Diviacco, G., Meinesz, A., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Ruitton, S., Tunesi, L., edit., RAMOGE pub., France, 32-47.
- Türkmen, A., Türkmen, M., Tepe, Y., Akyurt, İ, 2005.** Heavy metals in three commercially aluable fish species from İskenderun Bay, Northern East Mediterranean Sea, Turkey. *Food Chemistry* 91, 167-172.
- Turley, C. M., 1999:** The changing Mediterranean Sea — a sensitive ecosystem?, *Prog. Oceanogr.*, 44(1-3), 387-400.
- Turnlund, J. R., 1998.** Human whole-body copper metabolism. *American Journal of Clinical Nutrition* 67, p. 960-964.
- Turner, A., 2010.** Marine pollution from antifouling paint particles. *Mar. Pollut. Bull.* 60, p. 159- 71.
- Treignier, C. 2005.** Apports en matière organique marine et terrigène sur la marge équatoriale ouest africaine : rôle joué par le canyon sous-marin du Zaïre. Approche par les biomarqueurs lipidiques. Thèse, Université Pierre et Marie Curie.

U

- Ucun, H., Bayhan, Y.K., Kaya, Y., Cakıcı, A., Algur, O.F., 2002.** Biosorption of chromium (VI) from aqueous solution by cone biomass of *Pinus sylvestris*. Bioresource Technology 85, 155- 158.
- UNEP., 2006.** Marine and coastal ecosystem and human well-being: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment., 76 p.
- UNEP/MAP-Plan Bleu, 2009:** State of the Environment and Development in the Mediterranean, UNEP/MAP-Plan Bleu, Athens. 204p.
- US Environmental Protection Agency, 1997.** Mercury Study Report to Congress. EPA-425/R-97-003, Office of Pollution Prevention and Toxics Washington, DC.
- US Environmental Protection Agency, 1999.** 33/50 Program – The final Record. EPA-745-R- 99-004, Office of Pollution Prevention and Toxics, Agency (7408), 1-38.
- Usero, J., Morillo, J., Gracia, I., 2005.** Heavy metal concentrations in molluscs from the Atlantic coast of southern Spain. Chemosphere 59, 1175-1181.
- Usha D. et Vikram R. M. (2012).** Assessment of heavy metals concentrations in water and four fish species from the Uppanar River at Cuddalore (TAMIL NADU, INDIA). Continental J. Environmental Sciences, Vol.6, N°3, pp. 32- 41.

V

- Vahter, M., Åkesson, A., Lidén, C., Ceccatelli, S., Berglund, M., 2007.** Gender differences in the disposition and toxicity of metals. Environmental Research 104, 85-95.
- Vaissiere, R. et Fredj, G. 1963.** Contribution à l'étude de la faune benthique du plateau continental de l'Algérie. Bull. Inst. Océanogr. Monaco, Vol. 60. 1272, 83 p, 5 cartes.
- Vangeluwe, D. (2007).** Effets de la transplantation sur la biométrie et sur la dynamique des nutriments du carbone et de la chlorophylle de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Thèse de doctorat en océanographie. Université de Liège. Belgique. 196p.

- Verlaque M., Durand C., Huisman J. M., Boudouresque C. F., Le Parco Y., 2003.** On the identity and origin of the Mediterranean invasive *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta). *European Journal of Phycology* 38,325- 339.
- Verlaque, M ; Afonso-Carrillo, J ; Gil-Rodriguez, M.C ; Durand, C ; Boudouresque, C.F Et Le Parco, Y., 2004.** Blitzkrieg in a marine invasion: *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Bryopsidales, Chlorophyta) reaches the Canary Islands (NE Atlantic). *Biol. Inv.* 6: 269-281.
- Villares, R., Puente, X., Carballeira, A. 2001.** *Ulva* and *Enteromorpha* as indicators of heavy metal pollution. *Hydrobiologia* 462, 221–232.
- Voutsinou-Taliadouri, F., 1983.** Metal concentration in polluted and unpolluted Greek sediments: a comparative study. *Journées Etud. Pollut. CIESM*, 7 (1984), pp. 245-259.

W

- Wang, Y.T., et Shen, H., 1995.** Bacterial reduction of hexavalent chromium. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* 14, 159-163.
- Wang, G., Su, M.-Y., Chen, Y.-H., Lin, F.-F., Luo, D., Gao, S.-F., 2006.** Transfer characteristics of cadmium and lead from soil to the edible parts of six vegetable species in southeastern China. *Environmental pollution* 144, 127-135.
- Ward, T.J., 1987.** Temporal variation of metals in the seagrass *Posidonia australis* and its potential as a sentinel accumulator near a lead smelter. *Marine Biology* 95, 315-321.
- Ward, T.J., 1989.** The accumulation and effects of metals in seagrass habitats. *In : Biology of seagrasses*, Aquatic Plant Studies 2. Larkum, A.W.D., Mc Comb, A.J., Shepherd, S.A., edit., Elsevier pub., 797-820.

- Warnau, M., Ledent, G., Temara, A., Bouquegneau, J.M., Jangoux, M., Dubois, P., 1995.** Heavy metals in *Posidonia oceanica* and *Paracentrotus lividus* from seagrass beds of the northwestern Mediterranean. *The Science of the Total Environment* 171, 95-99.
- Warnau, M., Fowler, S.W., Teysié, J.L., 1996.** Biokinetics of selected heavy metals and radionuclides in two marine macrophytes : the seagrass *Posidonia oceanica* and the alga *Caulerpa taxifolia*. *Marine Environmental Research* 41, 343-362.
- Warren, L.A. and Haack, E.A., 2001.** Biogeochemical controls on metal behaviour in freshwater environments. *Earth-Sci. Rev.*, 54: 261-320.
- Water Quality Criteria, 1963 .** The resources agency of californiastate water quality control board, 550p.
- Webb, N.A., et Wood, C.M., 1998.** Physiological analysis of the stress response associated with acute silver nitrate exposure in freshwater rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 17 (4), 579-588.
- Weis, P., Weis, J.S., Proctor, T., 1993.** Copper, chromium and arsenic in estuarine sediments adjacent to wood treated with chromated-copper-arsenate (CCA). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 36, 71–79.
- Wellman, C.H., Osterloff, P.L., Mohuddin, U., 2003.** Fragments of the earliest land plants. *Nature* 425, 282-285.
- Wen, L.S., Santschi, P.H., Tang, D., 1997.** Interactions between radioactively labeled colloids and natural particles: Evidence for colloidal pumping. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 61, 2867- 2878.
- Wetzel, R.G. 1983.** *Limnology*. 2^{ème} éd. CBS College Publishing, Philadelphia.
- Whitehouse, B.G., 1984.** The effects of temperature and salinity on the aqueous solubility of polynuclear aromatic hydrocarbons. *Marine Chemistry* 14,319-332.
- WHO, 1991.** *Inorganic Mercury : Environmental Health Criteria*, vol. 118. International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva.
- WHO, 1995.** *Inorganic Lead : Environmental Health Criteria*, vol. 165. International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva.

- W.H.O, 2003.** Rapport sur la santé dans le monde : 2003 : façonner l'avenir. prévention et contrôle. ISBN 92 4 256243 2. Pp213.
- Winge, D. R., Mehra, R. K., 1990.** Host defences against copper toxicity. International Review of Experimental Pathology 31, 47–83.
- Wood, J.M., Kennedy, F.S., Rosen, C.G., 1968.** Synthesis of methyl-mercury compounds by extracts of a methanogenic bacterium. Nature 220,173–174.
- Wood, C.M., Hogdtrand, C., Galvez, F., 1996.** The physiology of waterborne silver toxicity in freshwater rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Aquatic Toxicology 35, 93-109.
- Wood, C.M., Playle, R.C., Hogstrand, C., 1999.** Physiology and modelling of mechanisms of silver uptake and toxicity in fish. Environmental Toxicology and Chemistry 18, 71-83.

Y

- Yamamuchi, H., et Fowler, B.A., 1994.** Toxicity and metabolism of inorganic and methylated arsenicals. *In* : Arsenic in the Environment Part II. Human Health and Ecosystem Effects. Nriagu, J.O., edit., Wiley, pub., New York, 35-53.
- Yamaraz, O.; Mordogan, H ; et Alpdaz, A ; 1990.** Etude des métaux lourds (Zn, Cu, Pb, Cd, Cr) dans les sédiments de la pêcherie d'Homa-Izmir. Rapp. P.-V. Réunion. CIESM, 32 (1), 57p
- Young, L.B. et Harvey, H.H. 1992.** The relative importance of manganese and iron oxides and organic matter in the sorption of trace metals by surficial lake sediments. Geochimica et Cosmochimica Acta, 56,1175-1186.
- Yu, G., Saha, U.K., Kozak, L.M., Huang, P.M., 2006.** Kinetics of cadmium adsorption on aluminum precipitation products formed under the influence of tannate. Geochimica et Cosmochimica Acta 70, 5134-5145.

Z

- Zaidi, S., Usmani, S., Singh, B.R., Musarrat, J., 2006.** Significance of *Bacillus subtilis* strain SJ-101 as a bioinoculant for concurrent plant growth promotion and nickel accumulation in *Brassica juncea*. *Chemosphere* 64, 991-997.
- Zakharova, T., Tatano, F., Menshikov, V., 2002.** Health cancer risk assessment for arsenic exposure in potentially contaminated areas by fertilizers plants : a possible regulatory approach applied to a case study in Moscow region, Russia. *Regulatory, Toxicology and Pharmacology* 36, 22-33.
- Zakrzewski, S., 1991.** Principles of Environmental Toxicology. American Chemical Society, Washington D.C., 1-270.
- Zalokar, M., 1942.** Les associations « sous-marines » de la côte adriatique au-dessous de Velebit. *Bulletin de la Société Botanique de Genève* 33, 171-195.
- Zhang, H. et R. Wollast, 1990.** Distributions of dissolved cobalt and nickel in the Rhone and in the gulf of Lions. *Water Pollution Research Report* 20. EROS 2000. M. J.-M. B. H. (Eds).
- Zhang, J., et Li, X., 1987.** Chromium pollution of soil and water in Jinzhou. *Journal of Chinese Preventive Medicine* 21, 262-264.
- Ziouch, O.R., 2007.** Hydrologie et biogéochimie du complexe estuarien du Mafrag et de ses panaches littoraux. Mémoire de Magister, Université Badji Mokhtar-Annaba, 54p.
- Zorana, K.G., Danijela, B., Ivana, U., 2008.** Trace metals (Cd, Pb, Cu, Zn and Ni) in sediment of the submarine pit Dragon ear (Soline Bay, Rogoznica, Croatia). *Environ Geol.* p. 1549.