

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE
ET POPULAIRE

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT
SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE CONSTANTINE1



الجمهورية الجزائرية
الديمقراطية الشعبية
وزارة التعليم العالي و البحث
العلمي

Numéro de série :
07/4035882

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département de Biologie et Ecologie Végétale
Année universitaire 2013/2014

Mémoire de fin d'étude en vue de l'obtention

Du Diplôme de Master II

Filière : Écologie

Option : Protection et Conservation des Ecosystèmes

Thème :

**Contribution à l'évaluation des teneurs en manganèse et en fer
dans les sédiments des eaux de surface : cas des oueds
des sous bassins
Rhumel-Seguen et Rhumel-Smendou**

Présenté par :

Lattafi Oussama

Soutenu le 28/06/2014

Devant la commission :

Président : Mehennaoui F.Z

Promoteur : Sahli L

Examineur : Zaimech

M.C.B Université Constantine1

Dr. Université Constantine1

M.A.A Université Constantine1

Remerciement

*Ma profonde gratitude et mes respects s'adressent d'abord, à **Mlle Sahli Leïl** docteur au département d'Ecologie de la Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie (UC-1) d'avoir accepté de m'encadrer, pour l'aide précieuse qu'il m'a apportée, pour ses conseils qui m'ont éclairés. Un exemple d'espoir pour la jeunesse Algérienne.*

*Un spécial remerciement pour **Mm, Azzoug Radia et Mm Soltani Amel** de m'offrir leurs temps et patiente afin de réaliser mon travail de recherche.*

*Mes sincères remerciements vont également à **Mm. Mhennaoui F.Zohra***

Maitre de conférence à la Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie (UC-1), qui m'a honorée de présider le jury de ce mémoire. Qu'elle trouve ici l'expression de ma reconnaissance.

*Mes vifs remerciements s'adressent également à **Mm,Zaimech Maitre assistant** à la Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie (UC-1), pour avoir accepté d'évaluer ce travail.*

*Je réserve une grande gratitude à **mes chers parents** qui m'ont beaucoup soutenue, épaulée tout au long de mes années d'études, sans eux ce mémoire n'aurait pu voir le jour. Je leur témoigne mon affection et mes remerciements les plus sincères.*

*Et à mes amis **Gana Mohamed et Hachich Loubna, et Kerrouch Brahim** pour leur présence et leurs soutiens. Je vous remercie*

Liste des Tableaux

Tableau 1 Synthèse des concentrations en Mn dans les différents compartiments des Ecosystèmes aquatiques.....	6
Tableau 2 Synthèse des concentrations en Fe dans les différents compartiments des écosystèmes aquatiques.....	7
Tableau 3 Principales industries qui se trouvent dans les sous bassins Rhumel Seguen et Rhumel-Smendou (ABH, 2004).....	20
Tableau 4 Données statistiques de la physico-chimie des sédiments.....	25
Tableau 5 Données statistiques des teneurs du Fer et Manganèse dans les sédiments... 	31

Liste des abréviations :

BE : Période des basses eaux

CaCO₃ : Carbonates

CE : Conductivité électrique

ETM : Eléments Traces Métalliques

Fe : Fer

HE : Période des hautes eaux

ISO : Organisation Internationale de Normalisation

Kd : Coefficient de partage

Mn : Manganèse

MO : Matière Organique

PF : Perte au feu

PH : Potentiel Hydrogène

SB : Sous Bassin

ST : Station

Liste des figures

Figure 1	Les différentes formes du fer en milieu aquatique (Kolehmainen, 1971).....	8
Figure 2	Localisation du bassin Kébir Rhumel.....	17
Figure 3	Localisation des sous bassins Rhumel-Seguen et Rhumel-Smendou.....	18
Figure 4	Localisation des dix stations de prélèvement.....	21
Figure 5	Variation spatio-temporelle du pH des sédiments.....	26
Figure 6	Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique des sédiments (µS/cm).....	27
Figure 7	Variation spatio-temporelle de calcaire total des sédiments (%).....	28
Figure 8	Variation spatio-temporelle de la perte au feu des sédiments (%).....	29
Figure 9	Variation Spatio-temporelle du Phosphore (mg/kg).....	30
Figure 10	Distribution spatio-temporelle du Manganèse dans les sédiments.....	31
Figure 11	Distribution spatio-temporelle du Fer dans les sédiments.....	32

Table des matières

Introduction.....	1
 Chapitre I Synthèse bibliographique	
1- Généralités.....	3
1.1- Identité et propriétés physico chimiques du fer et manganèse.....	3
1.1.1- <i>Le Fer (Fe)</i>	3
1.1.2- <i>Le Manganèse (Mn)</i>	3
1.2- Origine du fer et manganèse dans les écosystèmes aquatiques.....	4
<i>Origine</i>	<i>naturelle</i>
<i>Origine anthropique</i>	
2- Concentration du fer et manganèse dans les écosystèmes aquatiques.....	5
3- Mobilité et disponibilité du fer et du manganèse dans les écosystèmes aquatiques.....	7
3.1- Mobilité et disponibilité du fer dans les écosystèmes aquatiques.....	7
3.1.1- <i>Mobilité dans l'eau</i>	7
3.1.2- <i>Mobilité dans les sédiments</i>	8
3.1.3- <i>Disponibilité pour les végétaux et les animaux</i>	8
3.2- Mobilité et disponibilité du manganèse dans les écosystèmes aquatiques.....	9
3.2.1- <i>Mobilité dans l'eau</i>	9
3.2.2- <i>Mobilité dans les sédiments</i>	10
3.2.3- <i>Disponibilité pour les végétaux et animaux</i>	11
4- Bioaccumulation et écotoxicité du fer et du manganèse.....	12
4.1- Mécanismes de bioaccumulation du fer et manganèse chez les organismes aquatiques..	12
4.2- Ecotoxicité du fer et du manganèse.....	13
 Chapitre II Matériel et méthodes	
1- Matériels et méthodes.....	17
1.1- Présentation de la zone d'étude	17

1.1.1- Situation géographique du Kebir-Rhumel.....	17
1.1.2- Réseau hydrographique	18
1.2- Industries et agglomérations	19
2- Choix et localisation des stations de prélèvement.....	20
3- Méthodologie de prélèvement	23
3.1- Caractérisation physico-chimique des sédiments.....	23
3.1.1- Le pH	23
3.1.2- la conductivité électrique.....	24
3.1.3- le CaCO ₃	24
3.1.4- La Matière organique	24
3.2- Extraction des ETM (Fe et Mn)	24
4- Traitement des résultats.....	24

Chapitre III Résultats et discussions

1- Caractérisation physicochimique des sédiments.....	25
1.1- Le pH	25
1.2- La conductivité électrique (CE)	26
1.3- Le Calcaire totale (CT %)	27
1.4- La perte au feu (PF)	28
1.5- Le Phosphore	29
2- Les teneurs des sédiments en manganèse et en fer	30
2.1- Les teneurs en manganèse	31
2.2- Les teneurs en Fer	32
<i>Conclusion et perspective.....</i>	34

Références bibliographiques

Les eaux de surface sont des écosystèmes complexes et dynamiques. Ils jouent un rôle très important dans la conservation de la biodiversité (faune et flore). Malgré leur importance, ces écosystèmes sont perturbés par l'activité humaine (rejets industriels, activités agricoles, l'urbanisation, construction des routes, les eaux usées, déboisement, etc...). Ces activités qui dégradent la qualité de l'eau, provoquent la régression d'espèces, la perturbation du cycle écologique, l'épuisement des eaux souterraines et menacent par conséquent toute la biosphère. Les sédiments des eaux de surface sont avant tout le lieu de vie et de ponte de nombreux organismes. Cependant, ils constituent une source de contamination à long terme des eaux de surface et de la chaîne alimentaire en accumulant les polluants adsorbés sur les particules sédimentées. Ces derniers peuvent être relâchés dans la colonne d'eau sous l'action de la faune, des crues ou de l'activité de dragage et y exercer leur toxicité. Ils peuvent alors affecter les organismes vivant dans le compartiment sédimentaire (dits benthiques) ou juste au-dessus (épibenthiques) et, à travers eux, contaminer les maillons supérieurs de la chaîne alimentaire. Certains contaminants ont en effet la propriété de s'accumuler dans le corps des organismes vivant et dans les sédiments. En les ingérant, les animaux de rang supérieur assimilent à leur tour les polluants qui se concentrent le long de la chaîne trophique (bioamplification).

Le bassin versant Kebir Rhumel au Nord-Est Algérien se compose de 7 sous-bassins hydrographiques, répartis sur une superficie totale de 8815 km². Sur l'ensemble du bassin 100 agglomérations de plus de 2000 habitants ont été dénombrées, regroupant au total 1,43 M d'habitants (Mebarki, 2000). Dans un objectif d'évaluation de la qualité physico-chimique et du niveau de contamination par les éléments traces métalliques (Cd, Pb, Mn, Cu, Cr, Co, Ni) des eaux et des sédiments, plusieurs études ont été effectuées sur les cours d'eau du bassin versant Kebir Rhumel (Sahli, 2002 ; Afri-Mehennaoui et al. 2004 ; Afri-Mehennaoui, 2006 ; Afri-Mehennaoui, 2009 ; Sahli et al. 2011 ; Sahli et al. 2012).

Dans le cadre de cette étude, nous nous sommes intéressés aux oueds de deux sous bassins : le Rhumel-Seguen du domaine supérieur caractérisé par une activité agricole intense et le Rhumel-Smendou du domaine moyen à tendance plutôt industrielle. Cette étude a principalement pour but d'appréhender les processus qui régissent les répartitions spatiales du fer et du manganèse dans les sédiments des oueds des sous bassins Rhumel-Seguen et Rhumel-Smendou. Le fer et le manganèse que l'on rencontre dans les sédiments des environnements aquatiques ne sont généralement pas considérés comme des polluants. Cependant, ils sont suffisamment abondants et réactifs pour influencer le devenir des contaminants métalliques, d'où l'intérêt de leurs quantifications.

Par ailleurs, la physico-chimie du milieu constitue un élément indispensable à la compréhension de la distribution et du comportement de ces éléments en milieu aquatique. Ainsi, outre le manganèse et le fer qui constituent le cœur de ce travail, d'autres analyses sont entreprises, il s'agit de la détermination du pH, de la conductivité électrique (CE), du calcaire total (CT), de la perte au feu (PF) et du phosphore (P).

Ces objectifs sont développés dans ce mémoire qui s'articule en trois chapitres :

- Chapitre 1 "**Synthèse bibliographique**", dans lequel est donné un aperçu général sur le manganèse et le fer, leurs origines, leurs abondances dans les différents compartiments d'un écosystème aquatique, leurs mobilités et disponibilités ainsi que leurs écotoxicité.
- Chapitre 2 "**Matériels et méthodes**", décrit la zone d'étude à savoir les sous bassins Rhumel-Seguen et Rhumel-Smendou avec un aperçu sur la localisation géographique des points de prélèvements. Aussi, nous décrivons les différentes techniques utilisées pour la l'analyse des sédiments.
- Chapitre 3 "**Résultats et discussions**", décrit les résultats obtenus lors de la caractérisation physico-chimique des sédiments (pH, CE, PF, CT et P). Seront présenté ensuite, les résultats de la distribution dans l'espace (stations et sous bassins) et dans le temps (période hautes eaux et basses eaux) des teneurs en manganèse et en fer dans les sédiments.
- Une "**Conclusion**" clôturera ce travail.

1- Le Fer et Manganèse dans les écosystèmes aquatiques :

1.1- Identité et propriétés physico chimiques du fer et manganèse:

Le fer (Fe) et le manganèse (Mn) sont des éléments métalliques présents dans de nombreux types de roche, ils sont souvent associés dans les minerais. Ces deux éléments sont également fréquents dans l'eau et sont indispensables, à tous les organismes vivants.

1.1.1- Le Fer (Fe) :

Le fer (du latin ferrum), élément métallique blanc argenté, de symbole Fe et de numéro atomique 26. Le fer appartient au groupe VIII (colonne 8) des éléments de transition et est situé dans la quatrième ligne du tableau périodique.

Sur terre, le fer est un des composants les plus répandus et représente 4% à 5% de l'écorce terrestre. Il apparaît sous des formes chimiques très variées, souvent combiné à des impuretés diverses qui rendent son extraction à partir des minerais de fer plus ou moins facile. Le fer (Fe) est sans contredit le plus important des métaux, soit par son abondance, dans la nature, soit par les usages qu'on en fait. On le rencontre à l'état natif, surtout à l'état de magnétite, d'oligiste, de limonite, de sidérite et de pyrite.

Le Fer (Fe) est un métal essentiel qui entre dans la composition de nombreux alliages dont les aciers inoxydables. Il est utilisé dans les machines et ustensiles ainsi que dans les infrastructures du monde moderne. Le Fer est classé au quatrième rang des éléments de la croûte terrestre par ordre d'abondance, sa présence dans les écosystèmes aquatiques peut avoir diverses origines : lessivage des terrains avec dissolution des roches et des minerais contenus dans le sous-sol, rejets industriels (pollutions minières, métallurgiques, sidérurgiques), corrosion des canalisations métalliques (en fonte ou en acier) ou existence de dépôts antérieurs (Imago-Mundi, 2012)

1.1.2- Le Manganèse (Mn) :

Le manganèse est un élément chimique, de symbole Mn et de numéro atomique 25. C'est un métal de transition gris-blanc qui ressemble au fer. C'est un métal dur et fragile, il fond sans difficulté, mais il est facilement oxydé. Le manganèse n'est ferromagnétique qu'après un traitement spécifique. Le métal et ses ions les plus communs sont paramagnétiques (Adam, 2005).

Le manganèse est un métal dur, voisin du fer, assez répandu dans la nature dans divers minerais. C'est un oligo-élément indispensable à la vie, présent dans les tissus végétaux et

animaux. Il est très utilisé dans l'industrie du verre, la fabrication d'alliages résistants, de colorants et dans l'industrie chimique (manganates et permanganates).

1.2-Origine du fer et manganèse dans les écosystèmes aquatiques :

- **Origine naturelle :**

Le fer et le manganèse sont naturellement présents dans l'écorce terrestre (roches cristallines et roches sédimentaires). Sous l'action de l'érosion, ces roches s'altèrent et libèrent leurs éléments constitutifs que l'eau entraîne et transporte sous forme de solutions ou de particules solides (silice, aluminosilicates, carbonates). Au cours de leur séjour dans le milieu naturel, certaines de ces particules évoluent et se transforment. Des minéraux argileux apparaissent qui vont à leur tour servir de support à des espèces minérales fraîchement précipitées (oxydes, carbonates...). Cet ensemble de particules héritées des roches mères et néoformées dans les milieux de transport et de dépôt constitue le mélange sédimentaire (Boust, 2005). C'est au sein des différents constituants de ce mélange complexe et évolutif que se répartissent le fer et le manganèse en réponse à leurs affinités chimiques. Les sédiments portent donc l'empreinte des roches-mères et leur ont donné naissance et celle des transformations qu'ils subissent au cours de leurs transport dans les rivières, les fleuves et ce jusqu'à leurs expulsions vers la mer (Boust, 2005). Les eaux transportent, elles aussi, du fer et du manganèse à l'état dissous mais leurs teneurs en ces éléments varient beaucoup en raison des conditions chimiques changeantes rencontrées dans les milieux aqueux et parce que le fer et le manganèse dissous sont facilement impliqués dans des processus chimiques (adsorption, précipitation), voire biologique (Boust, 2005).

- **Origine anthropique :**

Le fer et le manganèse d'origine anthropique dans les écosystèmes aquatiques proviennent principalement des rejets industriels et agricoles. Les stations d'épurations ont actuellement tendance à remplacer les sels d'aluminium par des sels de fer, comme agents de coprécipitation, en raison de soupçons qui pèsent sur le rôle de l'ion aluminium Al^{3+} dans le développement de la maladie d'Alzheimer (Boust, 2005).

En milieu urbain, les sources de pollution sont facilement identifiables ; ce sont essentiellement les effluents des usines d'épuration, les émissaires pluviaux ou encore les émissaires de débordement des réseaux d'égouts. La pollution diffuse urbaine, qui provient du

ruissellement de surface, se trouve en très grande partie canalisée et rejetée dans les cours d'eau de façon ponctuelle.

La taille des entreprises est également un critère à considérer comme exemple (le complexe d'El Hadjar à Annaba). Pour un même type d'industrie, il existe des relations entre l'importance de l'entreprise, qui peut être exprimée en termes de volume de production, de nombre d'employés, de chiffre d'affaires, etc., et la quantité de ses rejets. Même si on ne peut pas toujours établir de proportionnalité directe, cet indicateur est intéressant. Il est également utile de tenir compte du lieu de rejet des eaux usées : dans un réseau d'égouts qui aboutit à une station d'épuration municipale (rejet en réseau) ou encore dans l'environnement (rejet hors réseau). Le rejet dans l'environnement peut se faire sous deux formes, soit directement dans des eaux de surface, soit par l'entremise d'installations septiques. Cette dernière solution se rencontre seulement lorsque les volumes d'eaux usées sont très faibles; celles-ci s'infiltrent alors généralement dans le sol (Dartois et Daboval, 1999).

2- Concentration du fer et manganèse dans les écosystèmes aquatiques :

Le fer et le manganèse sont présents dans tous les compartiments de l'environnement comme tous les éléments traces métalliques existants notamment au niveau des écosystèmes aquatiques à l'état de traces. Néanmoins, des concentrations importantes peuvent être mesurées dans certains sites, tout particulièrement autour des massifs granitiques (Adam, 2005)

L'érosion de l'écorce terrestre est susceptible d'enrichir les cours d'eau en éléments traces métalliques. En tête des bassins, les roches sont altérées et désagrégées par l'action mécanique de l'érosion (agents météoriques) et par l'attaque des acides formés dans l'atmosphère (acide carbonique) ou issus de la décomposition de la matière organique (acides humiques). Les éléments traces métalliques fixés dans les roches sous forme d'oxydes ou de silicates sont peu altérables chimiquement contrairement à ceux qui sont présents sous forme de sulfures et carbonates qui sont attaqués chimiquement et sont très facilement dissous dans l'eau (INERIS, 2004).

Les tableaux 1 et 2 résument les concentrations naturelles ou anthropiques mesurées dans les sédiments des différents écosystèmes aquatiques dans plusieurs régions dans le monde, soit une teneur naturelle ou dû à une activité anthropique, et on peut remarquer que la

disponibilité du Fer est beaucoup plus élevée par rapport a celle du manganèse dans les milieux naturels.

Tableau 1 : Synthèse des concentrations en Mn dans les différents compartiments des écosystèmes aquatiques.

Localisation	Type de zone humide	Teneurs	References
Eau des zones Humides naturelles (mg/kg)			
Alabama, USA	Zone Naturelle	52-68	Mays and Edwards (2001)
République Tchèque	Etangs de pêche	204	Pokorny et al. (1999)
Florida, USA	Everglades, Fen subtropicales	97-297	Volk et al. (1975)
Louisiana, USA	Marais d'eau douce	262-338	Fejitel et al. (1988)
Gaza	Eau douce des zones humides	85-739	Shomar et al. (2005)
République Tchèque	Sédiments de la rivière Luznice	149-1339	Bastl and Drbal (1995)
Sédiments dans les eaux de surface polluées (mg/kg)			
Pologne	lacs qui reçoivent des eaux usées	39-178	Szymanowska et al. (1999)
Turquie	Rivière touchée par l'industrie	86-599	Gulergyuz et al. (2008)
USA	Sédiments fluviaux pollués	164-2503	Lee et al. (1983)
Chine	Sédiments fluviaux pollués	707-2930	Peng et al. (2008)
Les zones humides et les sédiments touchés par les mines (mg/kg)			
Pologne	Sédiments lacustre affectés par Cu	355-530	Cymerman et Kempers (2004)
Alabama, USA	USA FWS CW exhaure	15-600	Mays et Edwards (2001)
Ontario, Canada	Près de Cu fonderie	537	Taylor et Crowder (1983)
France	Marais touchés par eaux mines	745-1522	Madejon et al. (2006)
Matières en suspension (µg/L)			
Sénégal	Fleuve sénégal, béni nadjji	5	Demba et al (2013)
France	Chateldon (eau minérale)	1,2-1,9	Environnement (1999)
Flore aquatique (µg/g)			
Plancton	--	12.7-25.6	Morin(1982)
végétaux aquatiques	--	50	Morin(1982)
Faune aquatique (µg/g)			
Moule	--	14-92	Morin(1982)
Poisson	--	2,7-9	Morin(1982)

Tableau 2 : synthèse des concentrations en Fe dans les différents compartiments des écosystèmes aquatiques.

Localisation	Type de zone humide	Teneurs	References
Eau des zones Humides naturelles (mg/kg)			
Alabama, USA	Zone Naturelle	171-556	Mays and Edwards (2001)
République Tchèque	Etangs de pêche	300-20.300	Zuiderwaard (1996)
Florida, USA	Everglades, Fen subtropicales	5500-9940	Volk et al. (1975)
Louisiana, USA	Marais d'eau douce	12.192-17.986	Fejitel et al. (1988)
Gaza	eau douce des zones humides	6000-75.000	Shomar et al. (2005)
République Tchèque	étang eutrophe	8600-97.500	Pokorny et al. (1999)
Algérie	Club des pins zone naturelle	545.5	Alomary et Belhadj (2007)
Sédiments dans les eaux de surface polluées (mg/kg)			
Pologne	3 lacs reçoivent des eaux usées	30-99	Szymanowska & al.(1999)
Mexique	Lagune reçoit différents effluents	2247-11953	Carranza et al. (2008)
USA	Sédiments fluviaux pollués	7020-291.310	Lee et al. (1983)
Tanzanie	rivière reçoit différents eaux usées	1900-31.000	Ojo et Mashauri (1996)
Les zones humides et les sédiments touchés par les mines (mg/kg)			
Pologne	Sédiments lacustre affectés par Cu	115-21.500	Cymerman et al. (2004)
Royaume Uni	Étang reçoit drainage riche en Fe	107.000	Ye et al. (1998)
Ontario, Canada	Près de Cu fonderie	24.258	Taylor et Crowder (1983)
Espagne	Marais touchés par eaux mines	38.856-40.844	Madejon et al. (2006)
Matières en suspension (µg/L)			
France	Saint Galmier	46	Journal ISSN (1999)
France	Rappagio, Sorgente Sottana	31,6	Journal ISSN (1999)
Flore aquatiques (µg/g)			
Plancton	--	3050-3800	Morin (1982)
végétaux aquatiques	--	100	Morin (1982)
Animaux aquatiques (µg/g)			
Moule	--	256-1342	N.Morin(1982)
Poisson	--	60-550	N.Morin(1982)

3- Mobilité et disponibilité du Fer et Manganèse dans les écosystèmes aquatiques :

3.1-Mobilité et disponibilité du fer dans les écosystèmes aquatiques :

3.1.1- Mobilité dans l'eau :

La concentration en fer stable est plus élevée et plus variable dans les eaux douces que dans l'eau de mer, respectivement en moyenne 50 et 10 $\mu\text{g.l}^{-1}$. En condition oxydante, la forme la plus abondante est $\text{Fe}(\text{OH})_3$ solide (Bowen, 1966). Le devenir du fer est lié aux capacités oxydantes (précipitation des espèces insolubles du $\text{Fe}(\text{III})$, Jenkins (1969)) ou réductrices (solubilisation du Fe sous forme $\text{Fe}(\text{II})$). Dans les eaux de surface, le fer (principalement sous forme de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ solide), est peu biodisponible et souvent présent (jusqu'à 99 %) sous forme de particules de diamètre $> 0,22 \mu\text{m}$ (Pentreath, 1973 ; Burton, 1975), ou associé aux matières

en suspension principalement de nature minérale (Marshall et LeRoy, 1973), (figure 1). Le fer soluble dans les eaux douces est associé pour aux composés organiques (Kolehmainen, 1971). Dans les écosystèmes d'eau douce, le ^{59}Fe a le même comportement que le fer stable, et se trouve essentiellement sous forme insoluble. Cependant la biodisponibilité du ^{59}Fe peut être différente de celle du fer stable en raison des différences de formes chimiques du terme source dues aux origines industrielles, et de la présence d'acides humiques et/ou de la salinité dans les estuaires (Wolfe et Jennings, 1972).

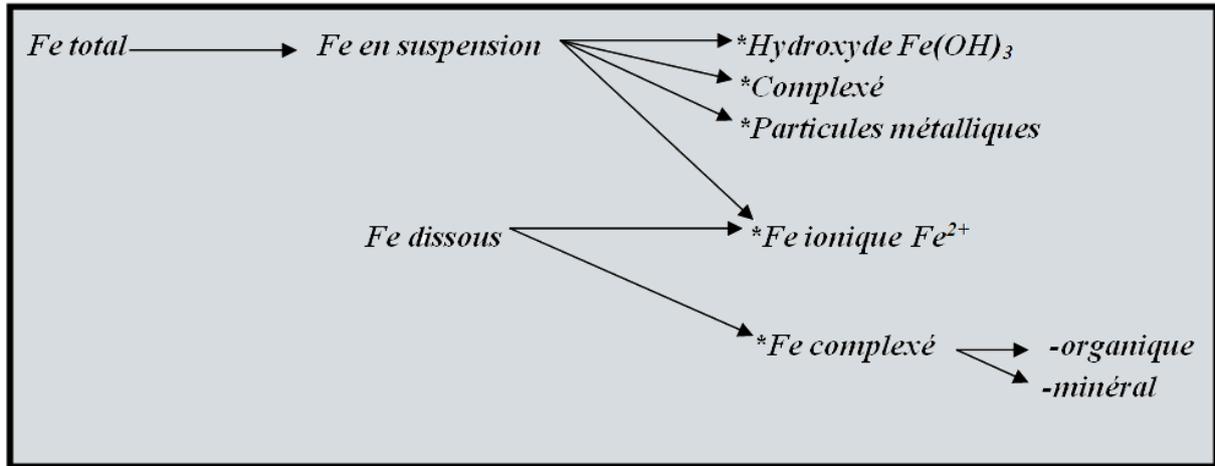


Figure 01 : Les différentes formes du fer en milieu aquatique (Kolehmainen, 1971).

3.1.2- Mobilité dans les sédiments :

Les sédiments possèdent une forte capacité tampon entre pH 5 et 6,5. Il a aussi été constaté que les différents niveaux de relargage peuvent être expliqués par la solubilité de leurs espèces cationiques et hydroxylées mais semble aussi dépendre, en conditions alcalines, du relargage de complexes matière organique-métal mise en évidence par les corrélations entre le relargage de Carbone Organique Dissous et celui de certains métaux comme le Fe (Wascon, 2012).

Du fait de l'existence de grands réservoirs de phases solides comme $\text{Fe}(\text{OH})_3$, Fe_2O_3 et FeS_2 , les conditions d'oxydo-réduction à l'interface eau-sédiment sont souvent bien tamponnées, de sorte que c'est le contenu des sédiments en oxydes et hydroxydes de fer qui gouverne sa solubilité. Cependant, à l'opposé de cet effet tampon, l'activité bactérienne (de même que la bioturbation) influence le relargage du fer par les sédiments (Holdren et Bricker, 1977).

3.1.3- Disponibilité pour les végétaux et les animaux :

Chez les plantes d'eau douce, la concentration habituelle en fer stable est de $100 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Thompson, 1972). Pour les animaux aquatiques, selon Bowen (1966), on peut adopter les valeurs suivantes de concentration du fer stable : $20 \mu\text{g.g}^{-1}$ (poids sec) chez les crustacés, $250 \mu\text{g.g}^{-1}$ (poids sec) pour les tissus mous de la plupart des mollusques, $200 \mu\text{g.g}^{-1}$ (poids sec) pour le corps entier des poissons, et $30 \mu\text{g.g}^{-1}$ (poids sec) pour leurs muscles.

Chez les crustacés, l'accumulation du fer peut s'effectuer sous forme de granules dans des cellules spécifiques (Bryan, 1976) et de ce fait le facteur de transfert est assez variable, autour de 4×10^2 . Pour les crustacés filtreurs on peut s'attendre à un facteur de transfert supérieur d'un ordre de grandeur non précis. Pour les crevettes et écrevisses, la majorité du fer (87 %) est stockée dans la carapace (Bertine et Goldberg, 1976).

Chez les mollusques, le fer provient davantage de la nourriture que de l'eau et se trouve réparti de façon homogène dans les tissus mous (Bryan, 1976). Le facteur de concentration du ^{59}Fe atteint 40 % de celui du fer stable, et sa période biologique atteint 10 à 20 jours selon les organes. Immédiatement après une contamination, les viscères contiennent environ 77 % de ^{59}Fe et le muscle seulement 3 %. Après 7 jours, 30 % environ du ^{59}Fe se trouvent encore présent dans les tissus mous (Seymour et Nelson, 1971).

Pour les poissons, 25 à 60 % du fer total sont susceptibles d'être présents dans l'hémoglobine (Polikarpov, 1966 ; Van Dijk et al., 1975). Le foie, le sang et la bile contiennent de 50 à 100 fois plus de fer que les muscles ou les os (Bussey et al., 1976). Dans certaines espèces, le foie peut contenir jusqu'à 81 % du fer total. On estime que la répartition standard est : 60 % dans le foie, 12 % dans le squelette et 12 % dans les muscles (Pentreath, 1973). Les facteurs de transfert *in situ* du ^{59}Fe sont les mêmes que ceux du fer stable alors que les expérimentations conduisent parfois à des valeurs plus faibles. Le ^{59}Fe ne s'accumule dans les organes que s'il se trouve sous forme soluble, ce qui dépend de sa biodisponibilité liée au contexte d'oxydo-réduction du milieu.

3.2- Mobilité et disponibilité du manganèse dans les écosystèmes aquatiques :

3.2.1-Mobilité dans l'eau :

Le transport et la partition du manganèse dans l'eau sont contrôlés par sa spéciation, déterminée essentiellement par le pH et le potentiel redox. L'activité microbienne intervient également dans les processus d'oxydation (ATSDR, 2000 ; WHO, 2005).

Pour les eaux de surface aux pH proches de 7, l'ion Mn^{2+} est l'espèce dissoute dominante, tandis que les complexes inorganiques les plus importants sont $Mn(HCO_3)^+$ et $Mn(SO_4)$ (Chiswell ;1986). Outre ces complexes de sphère interne, dans lesquels les liaisons métal-ligand sont fortes, le Mn(II) peut former des complexes de sphère externe, peu stables. Pour les fortes concentrations de carbonates et/ou de manganèse et à partir de pH 7,5, le $MnCO_3$ est également susceptible de précipiter, du fait de sa faible solubilité (Chiswell, 2000). Les autres formes insolubles proviennent essentiellement de l'adsorption du manganèse sur les hydroxydes de fer, les argiles, le MnO_2 ou de la matière organique particulaire, ce dernier type de complexation étant mineur (Chiswell et Mohktar, 1986 ; WHO, 2005). L'affinité du manganèse pour la phase solide diminue avec le pH. En conditions normales, les formes dissoutes du manganèse présentent généralement des concentrations inférieures à $200 \mu g.l^{-1}$.

L'existence de complexes stables de Mn(III) a été récemment démontrée du fait des interactions des sidérophores avec le manganite, ainsi qu'avec l'oxydation de Mn (II) soluble (Duckworth, 2005).

La forme insoluble la plus stable est le dioxyde de manganèse, présent au-delà de pH=8 (Chiswell et Mohktar, 1986). La réaction d'oxydation du manganèse conduisant à la précipitation de MnO_2 , de cinétique lente (quelques jours), est accélérée par une augmentation du pH, la présence du dioxyde de manganèse lui même ou celle de micro-organismes (Chiswell et Mohktar, 1986 ; Hatje et al. 2003 ; WHO, 2005), cette dernière modifiant de plusieurs ordres de grandeur le processus (Tebo et al. 2005).

Finalement, la mobilité du manganèse est faible en raison de l'importance des processus de sorption et de précipitation.

3.2.2- Mobilité dans les sédiments :

Une corrélation positive a été établie entre concentrations en manganèse et les charges en matières en suspension pour de nombreuses rivières au Royaume Uni (WHO, 2005). En fait, la tendance du manganèse à s'adsorber est fortement variable, en fonction notamment de la

capacité d'échange cationique et de la teneur en matière organique de la phase solide (WHO, 2005). Trois facteurs contrôlent principalement le cycle du manganèse dans les sédiments : la teneur en oxygène de l'eau surnageant, l'oxygénation des sédiments superficiels et les apports benthiques en carbone organique (WHO, 2005).

La forme du manganèse à l'interface eau-sédiment est en effet liée à une frontière redox qui, située dans le sédiment, génère en conditions oxiques la précipitation d'oxydes, alors que située dans la colonne d'eau, elle permet la dissolution des oxydes et l'apparition de Mn(II) soluble. Le Mn(II) soluble, libéré en conditions anoxiques, diffuse ensuite dans l'eau selon un fort gradient décroissant vers la surface (Chadwick et al. 2012). Le lien entre oxydation du manganèse et matière organique provient de ce que le métal constitue un accepteur d'électron lors de l'oxydation biologique de la matière organique qui, de ce fait, peut contrôler la forme chimique et physique du métal (Chadwick et al. 2012). Cela contribue notamment à expliquer la sensibilité de l'adsorption aux conditions saisonnières, le K_d (coefficient de partage) mesuré étant plus élevé en été, du fait d'une activité biologique accrue et de teneurs supérieures en carbone organique (Ciffroy et al. 2001, 2003). Ce phénomène joue sur la phase rapide de l'adsorption, la phase à plus long terme n'étant pas modifiée. Cette seconde phase, lente, correspondrait à une fixation faiblement réversible, voir irréversible, du manganèse sur des sites spécifiques (Ciffroy et al. 2003 ; Hatje et al. 2003). Cela a été prouvé par une désorption inversement proportionnelle au temps de contact initial entre le manganèse et la phase solide (Ciffroy et al. 2001 ; Hatje et al. 2003). La désorption est également fonction de la charge en MES et de la salinité (Hatje et al. 2003). Par ailleurs, un processus de ré-adsorption du manganèse désorbé a également été observé. Le jeu complexe de ces processus fait qu'une période de 7 jours n'est pas suffisante à l'établissement d'un équilibre pour les échanges de manganèse entre eau et sédiment (Hatje et al. 2003).

L'existence d'une fraction hydrophobique des formes dissoutes et particulaires du manganèse a été mise en évidence, qui posséderait la propriété de pénétrer l'enveloppe lipidique des cellules (Turner et Mawji, 2005). Cette fraction entrerait ainsi dans la part de manganèse biodisponible, au même titre que sa fraction ionique. La fraction hydrophobique du manganèse semble facilement déplacée par compétition avec d'autres métaux, comme Al, Cu et Pb (Turner et Mawji, 2005).

La concentration moyenne du manganèse dans les sédiments de fond est estimée à $300 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (poids sec), et peut atteindre jusqu'à $6700 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (WHO, 2005). Ce compartiment constitue un réservoir important de manganèse puisque 95 % de l'élément total lui sont associés, tandis que les matières en suspension n'en représentent que 3 %. L'affinité du manganèse pour le sédiment est très variable en fonction des conditions chimiques. Notamment, sa remobilisation est favorisée par la salinité, puisque 70 % du manganèse lié au sédiment seraient échangeables en conditions de forte salinité. Ainsi, un K_d (coefficient de partage) mesuré pour une salinité de 22 ‰ est apparu inférieur d'un ordre de grandeur au K_d à salinité nulle (Ciffroy et al. 2003). L'adsorption est également conditionnée par la granulométrie du sédiment : elle est inversement corrélée au diamètre des particules solides (Borovec, 2000). Cet auteur a également montré que le manganèse fixé l'est préférentiellement sur les carbonates (35 % dans la fraction inférieure à $63 \mu\text{m}$, 51 % dans la fraction inférieure à $4 \mu\text{m}$), puis sur les oxydes et hydroxydes de manganèse (25 % dans la fraction inférieure à $63 \mu\text{m}$, 21 % dans la fraction inférieure à $4 \mu\text{m}$). Les processus d'adsorption du manganèse sont également liés à l'association du métal aux oxydes et hydroxydes de fer (17 % en dessous de $63 \mu\text{m}$, 7 % en dessous de $4 \mu\text{m}$), ainsi qu'aux liaisons avec la matière organique (12 % en dessous de $63 \mu\text{m}$, 6 % en dessous de $4 \mu\text{m}$). Le processus d'échange ionique ne représente quant à lui que 6 à 8 % du manganèse fixé, quelle que soit la fraction. Enfin, l'adsorption dépend du pH ; au delà de pH 7, elle atteint rapidement 90 % alors qu'elle est inférieure à 25 % au dessous de ce pH (Hatje et al. 2003).

De nombreuses données de K_d sont disponibles, mesurées *in situ* ou expérimentalement en conditions variées, d'où une grande variabilité des résultats. Ainsi, Turner et Mawji (2005) font état d'un K_d variant de 21,4 à $3420 \text{l}\cdot\text{kg}^{-1}$ entre deux rivières de Grande Bretagne. Ciffroy et al (2001, 2003) Mentionnent des K_d évoluant selon la saison et la salinité du milieu entre 104 et $106 \text{l}\cdot\text{kg}^{-1}$. Une analyse de la distribution statistique de ce paramètre a conduit Ciffroy et al. (2005) à conclure qu'il suit une loi log-normale de 5^{ème} percentile 0,02 et de 95^{ème} percentile 70, d'où une valeur médiane de l'ordre de $1,2 \times 10^6 \text{l}\cdot\text{kg}^{-1}$.

3.2.3- Disponibilité pour les végétaux et animaux :

La concentration naturelle moyenne du manganèse chez les végétaux aquatiques est de l'ordre de $50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (poids sec). L'accumulation de cet élément a été très peu étudiée chez les macrophytes et les plantes. En revanche, les mousses ont fait l'objet d'études plus poussées, en raison de leur utilisation comme bio-indicateurs de contamination. Parmi les

radionucléides rejetés dans les effluents liquides lors du fonctionnement normal des centrales nucléaires, le ^{54}Mn est celui qui présente les facteurs de concentration les plus élevés chez les mousses. Les niveaux d'accumulation ne sont pas significativement différents pour trois espèces de mousses étudiées (*Fontinalis*, *Cinclidotus* et *Platyhypnidium*). L'obscurité et l'émersion diminuent l'adsorption du manganèse, tandis qu'un accroissement de température la favorise. Le facteur de concentration (exprimé par rapport au poids frais) varie de 15 000 à 25 000 (Beaugelin-Seiller, 1994).

Chez les animaux aquatiques, la concentration naturelle moyenne du manganèse est de l'ordre de $10 \mu\text{g.g}^{-1}$ (crustacés, mollusques, poissons). La forme biodisponible du manganèse est le Mn(II), qui pénètre majoritairement dans les organismes aquatiques par les branchies (Rouleau et al. 1995 ; Garnier-Laplace et al. 2000 ; WHO, 2005). Après un court séjour dans le sang, le manganèse est distribué dans les organes. L'accumulation du manganèse par les animaux augmente avec la température mais décroît avec le pH et la salinité (WHO, 2005).

Chez les crustacés, les tissus mous ne contiennent que 20 % du manganèse total. L'hépatopancréas constitue un organe cible à partir duquel le manganèse accumulé est redistribué dans le sang et éliminé *via* l'urine (Adam et al. 2001(a), 2001(b)). Dans le cas des mollusques, la coquille et le byssus représentent plus de 90 % de la contamination totale. Certains auteurs (Markich et al. 2001) mentionnent chez ces animaux la présence de granules extra-cellulaires pouvant contenir jusqu'à 90 % du manganèse total présent dans les tissus mous, qu'ils expliquent par la forte affinité des phosphates, constituant majeur des granules, pour les éléments traces métalliques. La variabilité inter-individuelle observée pour les concentrations en manganèse chez mollusques est liée à leur concentration en calcium. En fait, le calcium et le manganèse, co-localisés de façon prédominante dans les granules, seraient métabolisés de la même manière par les bivalves. Le taux d'accumulation du manganèse dans les granules serait linéairement inversement proportionnel à sa solubilité.

Chez les poissons, le manganèse est retrouvé essentiellement dans les tissus osseux et cartilagineux et, dans le cas d'un transfert direct, dans la peau (Rouleau et al. 1995 ; Garnier-Laplace et al. 2000). Muscle, squelette et peau constituent un compartiment réservoir quand le système digestif et les reins représentent le pool excréteur du manganèse (Garnier-Laplace et al. 2000). Après une contamination par voie trophique, les reins, le foie et le tube digestif contribuent également fortement à la contamination totale (Baudin et al. 2000). Quelle que

soit la voie de transfert, le muscle ne représente que 10 à 15 % du manganèse total (Chevreuil et al. 1995 ; Adam, 1997).

La bioaccumulation du ^{54}Mn est gouvernée par les processus de régulation de l'élément total par homéostasie, ce qui peut expliquer l'importante variabilité des facteurs de concentration dans la littérature. Ainsi, selon cette hypothèse de corégulation, le ^{54}Mn est d'autant moins accumulé que la concentration de manganèse stable est élevée dans le vecteur de contamination. Le transfert du ^{54}Mn par la voie alimentaire est généralement faible, hormis pour les espèces phytoplanctonophages. La co-régulation du ^{54}Mn avec son isotope stable permet d'écarter la possibilité d'une bioamplification de cet élément le long des chaînes trophiques. Toutefois, le manganèse peut être significativement concentré aux niveaux trophiques inférieurs, qui présentent les facteurs de concentration les plus élevés (ATSDR, 2000). Chez les mollusques, des facteurs de concentration de l'ordre de $1 \times 3 \cdot 10^4$ à $1 \times 7 \cdot 10^4 \text{ l.kg}^{-1}$ de poids frais ont été reportés (Markich et al. 2001). Pour le transfert direct de l'eau au poisson, Ciffroy et al (2005) ont adopté une distribution log-uniforme variant de 10^{-2} à 1, ce qui donne une valeur médiane de 10^2 l.kg^{-1} . Les facteurs de concentration reportés par ailleurs pour l'organisme entier sont assez homogènes : 12 à 22,6 l.kg^{-1} (Rouleau et al. 1995), 8 l.kg^{-1} (Garnier-Laplace et al. 2000), 13 l.kg^{-1} (Adam et al. 1997).

4- Bioaccumulation et écotoxicité du fer et du manganèse :

La bioaccumulation est le processus par lequel un organisme vivant absorbe une substance à une vitesse plus grande que celle avec laquelle il l'excrète ou la métabolise. Elle désigne donc la somme des absorptions d'un élément par voie directe ou trophique par les espèces animales aquatiques ou terrestres (Bodin, 2005).

4.1- Mécanismes de bioaccumulation du fer et manganèse chez les organismes aquatiques :

Pendant tout processus physiologique d'échange avec le milieu environnant, les molécules exogènes pénètrent à travers les barrières biologiques séparant l'environnement interne de l'organisme du milieu externe. Quand la contamination se fait, ces barrières (cutanées et respiratoires pour la contamination directe, et intestinale pour la contamination trophique) montrent des propriétés biologiques liées à leur structure et aux conditions physico-chimiques de l'environnement (température, pH, électrolytes, etc.). La membrane plasmique est la structure primaire impliquée dans ces processus. Les éléments traces métalliques sont piégés par les organismes aquatiques par deux voies principales, à partir de l'eau (voie directe) et à

partir de la nourriture (voie trophique). La pénétration des métaux traces nécessite donc le franchissement de structures biologiques spécifiques comme le revêtement extérieur et surtout l'épithélium branchial pour les contaminants présents dans l'eau, et l'ensemble du tractus digestif pour les métaux associés aux particules ou contenus dans les proies ingérées.

Toutes ces voies sont possibles pour un même métal et leur importance relative est fonction de la forme chimique sous laquelle le métal est dans le milieu. C'est la coexistence de ces mécanismes et la dynamique de la spéciation qui rend si complexe la notion de biodisponibilité. Les caractéristiques de l'interface environnement-organisme ont une influence importante sur la forme métallique accumulée. Cette interface est une membrane lipidique, non polaire, imprégnée de molécules qui vont intervenir dans le transport de substances polaires essentielles à travers la membrane (Casas, 2005).

4.2- Ecotoxicité du fer et du manganèse :

La régulation du Fer dans le sang est contrôlée par deux protéines d'absorption et d'exportation. La carence ou l'excès en Fer peut être potentiellement toxique pour les cellules, c'est pourquoi son transport est rigoureusement contrôlé. Un faible niveau de fer chez l'homme cause l'anémie, l'un des problèmes de santé publique les plus répandus qui peut être imputable à des causes d'ordre nutritionnel, notamment la carence en fer, à des troubles inflammatoires ou infectieux et à des pertes de sang. Le mécanisme toxique principal du fer réside dans sa capacité à induire la formation de radicaux libres, avec pour conséquence, une peroxydation lipidique. Classiquement, l'intoxication au fer est décrite comme évoluant en cinq phases : troubles digestifs, amélioration clinique transitoire, toxicité systémique avec choc, acidose métabolique, coma, toxicité hépatique avec coagulopathie, séquelles digestives à type de sténose. Le traitement comporte, hormis le traitement symptomatique, la décontamination digestive avec irrigation intestinale et traitement chélateur par déféroxamine. Le charbon activé est inefficace. L'exposition chronique au fer est principalement d'origine professionnelle et se traduit par une pneumoconiose de surcharge consécutive à l'inhalation de poussières et d'oxydes de fer. La sidérose oculaire est une pathologie chronique grave pouvant aboutir à la perte de la vision de l'œil touché. Elle survient lorsqu'un corps étranger contenant du fer se retrouve dans l'œil ou à son contact (Gunnard, 2007).

Le manganèse joue le rôle de cofacteur enzymatique de certaines hydrolases et de certaines transférases (glycosyl- transférase, pyruvate-carboxylase, phosphoénolpyruvate- carboxylase, glutamine-synthétase) et des enzymes de la synthèse des acides nucléiques. Il est nécessaire à

la reproduction, à la croissance osseuse (en relation avec l'activité d'enzymes gouvernant la synthèse de la chondroïtine-sulfate). Il joue aussi un rôle important dans le fonctionnement cérébral. Par son action dans la néoglucogenèse, il semble posséder une propriété hypoglycémiant. Le manganèse à l'état bivalent stimule la transformation de la mono-iodo-tyrosine en di-iodo-tyrosine. Par ailleurs, il inhibe l'activation de l'adénylate-cyclase par l'hormone antidiurétique et interviendrait aussi dans la coagulation.

Une carence en Manganèse se traduit par des affections allergiques ORL, des palpitations, de la tachycardie, des atteintes articulaires, de l'irritabilité et de l'agitation. L'intoxication aiguë au Manganèse cause divers syndromes pulmonaires : fièvre des métaux, pneumonie au Manganèse ou intoxication aigu par ingestion. Selon les résultats d'une étude sur cet oligoélément menée par des chercheurs canadiens une concentration élevée de manganèse dans l'eau potable conduit à la réduction du quotient intellectuel (QI) des enfants. (Gunnard, 2007).

1- Matériels et méthodes :

1.1-Présentation de la zone d'étude :

1.1.1- Situation géographique du Kebir-Rhumel :

Avec une superficie de 8815 km² environ, le bassin versant Kebir Rhumel déborde largement les limites géographiques du Constantinois : il s'étend entre la mer Méditerranée au Nord et les marges septentrionales des hautes plaines des sebkhas (lacs salés) au Sud présentant ainsi des caractères physiques nettement contrastés, d'où son originalité. Il est juxtaposé à d'autres unités hydrologiques recouvrant également Tell et hautes plaines, il s'agit du bassin de la Seybouse à l'Est et le bassin de la Soumam à l'Ouest (Mebarki, 1984).

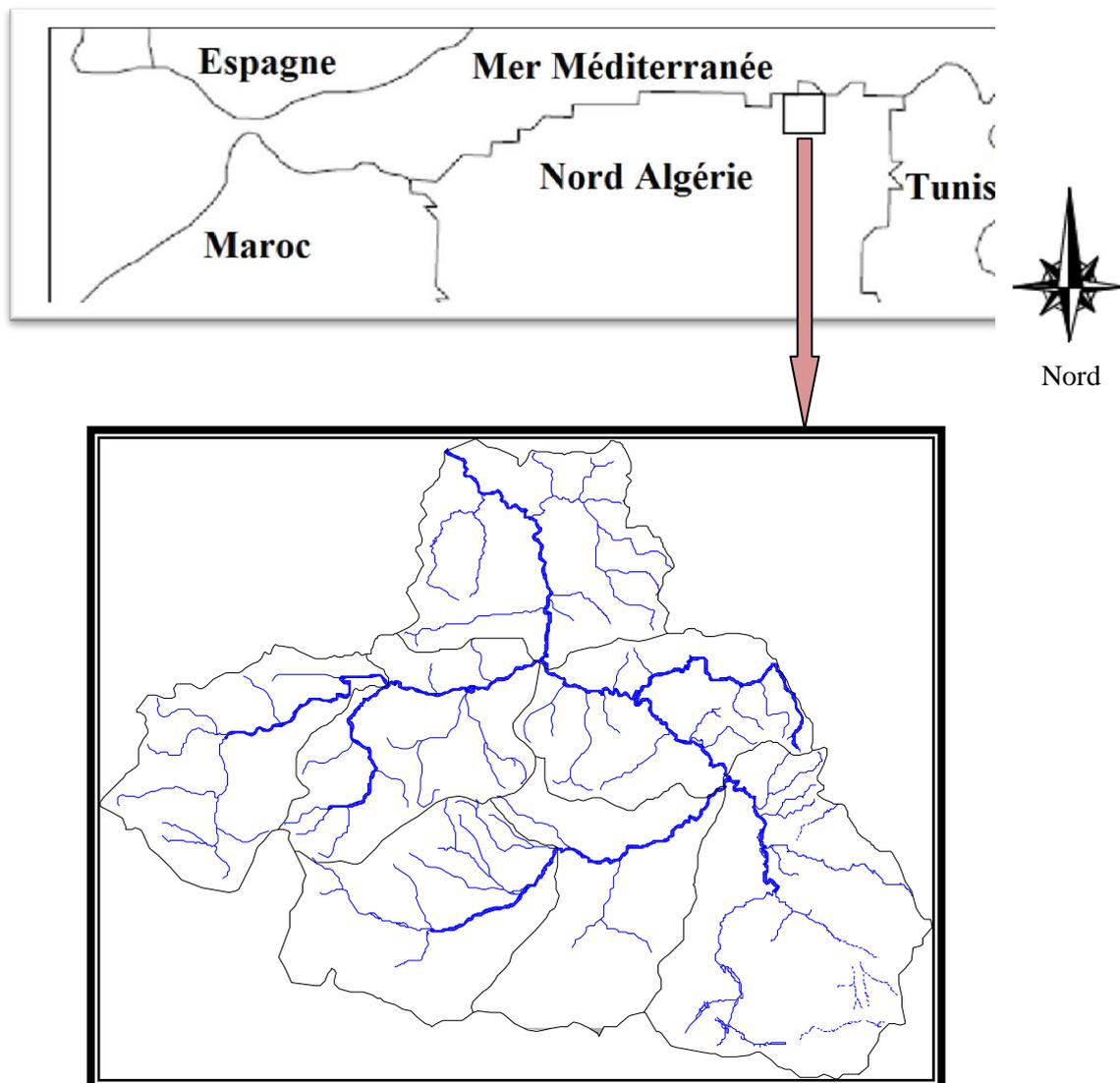


Figure 02 : Localisation du bassin Kébir Rhumel

Dans le cadre de cette étude, nous nous sommes intéressés à deux sous bassins qui se situent dans le domaine supérieur et moyen ; il s'agit des sous bassins Rhumel-Seguen (10-04) et Rhumel-Smendou (10-06) qui regroupent plusieurs oueds (Rhumel, Boumerzoug, Smendou).

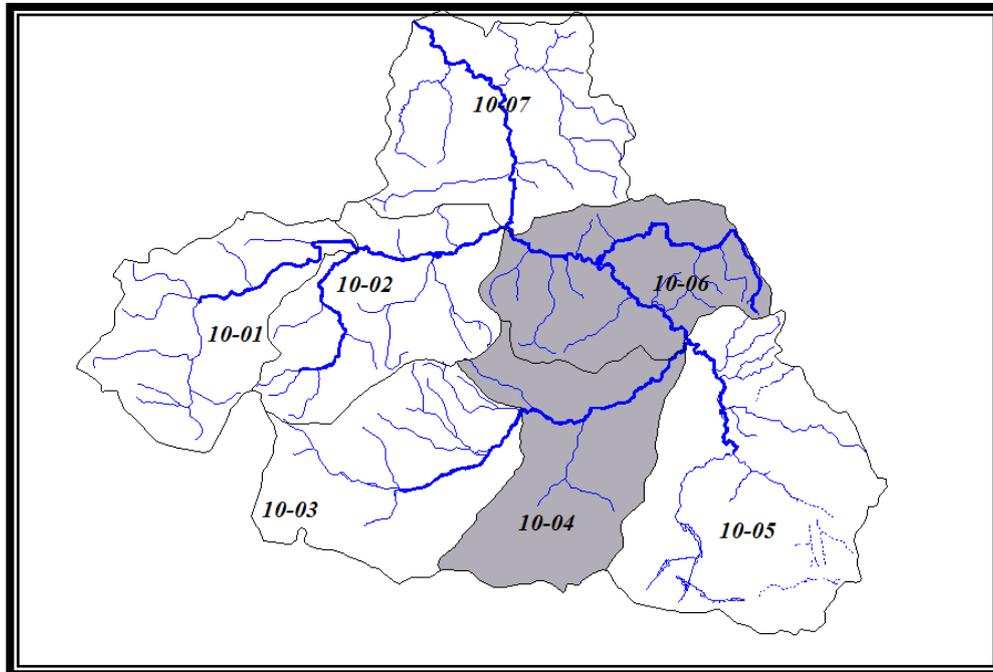


Figure 03 : Localisation des sous bassins Rhumel-Seguen et Rhumel-Smendou.

1.1.2- Réseau hydrographique :

Le bassin Kebir Rhumel présente un chevelu hydrographique très dense, totalisant un réseau de plus de 4200 km. Quarante oueds ont une longueur supérieure à 10 km. Ce bassin résulte principalement de la jonction de deux cours d'eau importants : l'oued Rhumel et l'oued Endja, drainant respectivement une superficie de 5315 km² et 2160 km² et dont la confluence donne naissance à l'oued Kebir (Mebarki, 1982).

D'après Mebarki cité par Sahli (2012) : l'oued Kebir résultant de la jonction des deux grands cours d'eau précédents (Rhumel et Endja), prend d'abord une direction Sud-Nord et franchit vigoureusement la chaîne numidique, bien exposée aux vents pluvieux en provenance de la Méditerranée. Puis en prenant une orientation Sud Est-Nord Ouest, il traverse les massifs très arrosés de la petite Kabylie d'El Milia, avant de s'écouler dans une large vallée vers la mer. Dans cette partie de son cours, l'oued El Kebir reçoit en rive droite, l'oued Bou Siaba et en rive gauche l'oued Irdjana

De cet ensemble, il est possible de délimiter trois grandes parties de bassin s'identifiant plus ou moins aux grands domaines morpho structuraux. (Sahli ,2012)

Le Bassin inférieur correspondant à l'oued El Kebir, à l'aval de la confluence Endja-Rhumel.

Le Bassin moyen formé par les oueds Endja et Rhumel inférieur (à l'aval de Constantine) jusqu'à leur confluence aux environs de Sidi Merouane,

Le Bassin supérieur qui correspond à l'oued Rhumel et l'oued Boumerzoug jusqu'à leur confluence à l'amont de Constantine, qui sont nos milieux d'étude.

Notons par ailleurs, que l'oued Rhumel alimente deux barrages, Hammam Grouz (45 hm³) situé dans la commune d'Oued El Athménia et Beni Haroun (795 hm³) dans la commune de Grarem Gouga, respectivement en amont et en aval de Constantine. La mise en eau de ce dernier a été effectuée au mois de Juillet 2003. Le bassin compte aussi un barrage de moindre importance, Berla (3,2 hm³) localisé dans la commune d'Ain-Smara. (Sahli, 2012)

1.2-Industries et agglomérations :

Sur l'ensemble du bassin, on dénombre 100 agglomérations de plus de 2000 habitants, regroupant au total 1,43 millions d'habitants. Quatre vingt onze pour cent (91 %) de ces centres sont dotés d'un réseau d'assainissement d'une longueur totale de 1 400 km. La ville de Constantine (462 187 habitants) détient, à elle seule, le tiers de l'effectif total aggloméré.

Lui succèdent El Khroub (65 344), Mila (54 557), Ain M'lila (50 744), Chelghoum Laid (41 417), Ain Fakroun (40701) et El Milia (39 620), (fig. 7, Mebarki, 2000).

Constantine concentre sur la ville et ses périphéries, un tissu industriel aussi dense que varié. Les effluents les plus importants et les plus nocifs se localisent dans un rayon de 20 km de la ville de Constantine. Il s'agit des rejets (en partie traités) des industries de construction mécanique de oued Hamimime et d'Ain Smara ainsi que ceux générés par les unités de textiles et les unités de produits laitiers de Constantine, par le complexe tabagique de la commune d'Ibn Badis, par le dépôt d'hydrocarbures d'El Khroub, par la cimenterie de Hamma Bouziane, par les unités de matériaux de construction et autres. Ils ont pour milieux récepteurs, l'oued Rhumel et son principal affluent Boumerzoug (Sahli ,2012).

Les principales unités industrielles implantées à travers les deux sous bassins Rhumel Seguen et Rhumel-Smendou sont répertoriés dans le tableau 3.

Sous Bassin Rhumel-Seguen			
Implantation	Wilaya	Nom de l'industrie	Nature de l'industrie
Ain Smara	25	Décharge publique	Déchets urbains
Ain Smara	25	CPG	Pelles, Grues
Ain Smara	25	CCA	Compacteurs, Compresseurs
Ain Smara	25	CCE	Chariots, Elévateurs
Oued Athmania	43	CSOA	Céramique sanitaire
Oued Athmania	43	Placage de bois	Bois
Sous Bassin Rhumel-Smendou			
Implantation	Wilaya	Nom de l'industrie	Nature de l'industrie
Mila	43	SOMIC	Dalle de sol, faïence, plinthe
Mila	43	SBNC	Briques
Mila	43	SOFEM	Céramiques (vaisselle)
Grarem Gouga	43	ERIAD	Minoterie
H.Bouziane	25	Cimenterie	Production de ciment
H.Bouziane	25	ENATUB	Poteaux, Tubes et supports
H.Bouziane	25	ERIAD	Semoule, farine
D.Mourad	25	Briqueterie EPRE	Fabrication de briques
D.Mourad	25	EMIB	Limonaderie
Ibn.Ziad	25	SCC	Céramique sanitaire (faïence)
Ibn.Ziad	25	SOALCO	Fabrication de margarine

Tableau3- Principales industries qui se trouvent dans les sous bassins Rhumel Seguen et Rhumel-Smendou (ABH, 2004)

2- Choix et localisation des stations de prélèvement :

Nous avons effectué deux campagnes de prélèvements. Les stations ont été choisies de façon à intégrer le mieux possible l'influence de certaines zones à forte pression anthropique et/ou industrielle (agglomération, industries, agriculture...) en se plaçant en amont et en aval de celle-ci.

Le choix des stations est fait pour avoir une comparaison quantitative par rapport au Fer et Manganèse dans les deux sous bassins, Rhumel-Seguen qui est un réceptacle des rejets agricoles et urbains et aussi industrielles, et le sous bassin Rhumel-Smendou, sur lequel on dénombre un grand nombre d'industries par rapport au précédent. La localisation des stations est illustrée dans la figure 04. Dix stations ont été retenues :

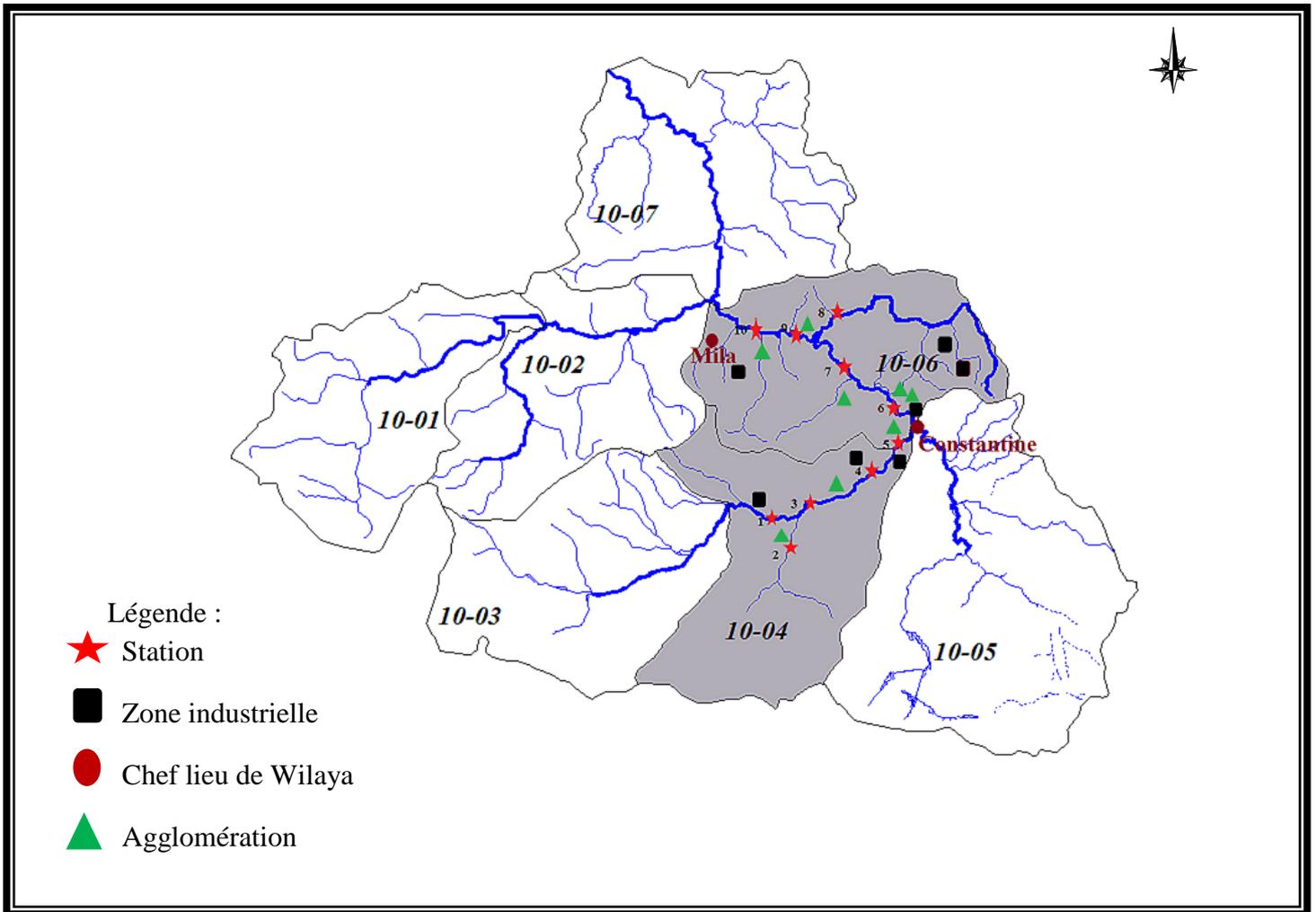


Figure 04 : Localisation des dix stations de prélèvement.

- Station 1 : ($36^{\circ}13'56.45''N$ / $6^{\circ}19'56.49''E$)

Cette station est située en aval de la commune d'oued El Athmania et en amont de la confluence Rhumel-Seguen. Elle rend compte de la qualité des eaux de l'oued Rhumel, soumis aux rejets des unités industrielles CSOA et placage de bois de la commune d'oued El Athmania, avant que celles-ci ne reçoivent les eaux de l'oued Seguen.

- Station 2 : ($36^{\circ}11'45.57''N$ / $6^{\circ}23'49.94''E$)

Cette station est située en amont de la confluence Seguen-Rhumel. Elle rend compte de la qualité des eaux d'oued Seguen drainant des territoires à fortes vocations agricoles avant que ce dernier ne se jette dans l'oued Rhumel.

- Station 3 : $(36^{\circ}14'42.87''N / 6^{\circ}25'24.10''E)$

Cette station est située en aval de la confluence Rhumel-Seguen et en amont d'Ain Smara au pied d'une carrière et d'une retenue destinée à l'irrigation près du pont en direction de Teleghma et oued Seguen. Elle traduit la qualité de l'eau avant que l'oued n'atteigne les zones urbaines (Ain Smara, Constantine).

- Station 4 : $(36^{\circ}19'22.80''N / 6^{\circ}35'27.71''E)$

Cette station est située en aval de la décharge publique fermée en 2012 et de la commune d'Ain Smara. Elle rend compte des effets des rejets d'Ain Smara, du lixiviat de la décharge et des rejets de l'entreprise Nationale du Matériel des Travaux Publics (ENMTP) formé de 4 unités (CPG, CCA, CCE et GERMAIN) dont les effluents sont en partie traités.

- Station 5 : $(36^{\circ}20'13.28''N / 6^{\circ}36'42.43''E)$

Cette station est située près de l'URBACO en amont du pont de "Djemen Ezitoune". Elle rend compte de la qualité des eaux du Rhumel en aval de la zone industrielle PALMA et en amont de la confluence Rhumel-Boumerzoug.

- Station 6 : $(36^{\circ}21'29.59''N / 6^{\circ}36'52.71''E)$

Cette station est localisée en aval de la confluence Boumerzoug-Rhumel et de la tannerie de Bardo près du pont de "Mdjez-El-Ghanem". Elle permet de déceler les effets de la pollution drainée d'une part par l'oued Boumerzoug (Sud de Constantine) et d'autre part par l'oued Rhumel (Ouest de Constantine), en particulier les rejets de la tannerie.

- Station 7 : $(36^{\circ}26'13.14''N / 6^{\circ}30'07.82''E)$

Cette station est située en aval de la station d'épuration d'Ibn Ziad au lieu dit "Ben Achour". Elle permet de mettre en évidence l'impact des rejets issus de l'épandage des boues d'épuration sur la qualité des eaux.

- Station 8 : $(36^{\circ}30'12.19''N / 6^{\circ}28'18.94''E)$

Cette station est située en amont de la confluence Smendou-Rhumel. Elle rendrait compte de la qualité des eaux avant que l'oued ne se jette dans le Rhumel.

- Station 9 (Rh) : $(36^{\circ}29'04.61''N / 6^{\circ}25'18.35''E)$

Cette station est située en aval de la confluence Rhumel-Smendou et en amont de la confluence Rhumel-Ktone. Elle rend compte de la situation après le mélange des eaux des oueds Rhumel-Smendou.

- Station 10 (Rh) : $(36^{\circ}29'33.02''N / 6^{\circ}20'31.28''E)$

Cette station est située en aval de la confluence Rhumel-Ktone et en amont du barrage de Beni Haroun. Cette station rend compte de la situation après le mélange des eaux des deux oueds avant que l'oued n'alimente le barrage de Beni Haroun.

3- Méthodologie de prélèvement :

Les prélèvements ont été réalisés selon la méthode de jugement linéaire (Tauw Environnement et Ophrys, 2001). Cette méthode consiste à prélever des échantillons de façon précise aux endroits des zones considérées comme pertinentes pour l'étude (zones d'accumulation des sédiments, aval des rejets ou d'arrivée d'un effluent,...).

3.1-Caractérisation physico-chimique des sédiments :

3.1.1- Le pH :

La détermination du pH est effectuée à l'aide d'un pH-mètre selon la norme NF EN 12176. Avant analyse des échantillons, un étalonnage est réalisé à l'aide de solutions de pH connu encadrant la valeur à déterminer (AFNOR, 1999).

3.1.2- La conductivité électrique :

La conductivité électrique (CE) est déterminée selon un rapport (1/5) dans de l'eau distillée en utilisant un conductimètre (modèle WTW LF 90).

3.1.3- Le CaCO₃ :

Le dosage du calcaire a été déterminé à l'aide d'un Calcimètre de Bernard.

3.1.4- La Matière organique :

La teneur en matières organiques par perte au feu selon la norme (XP P 94-047, 1998). La méthode consiste en une calcination d'1 g de sédiment, préalablement séché à 85°C pendant 48 h, dans un four à moufle.

3.2-Extraction des ETM (Fe et Mn) :

L'extraction du Fe et Mn a été effectuée selon la méthode décrite par Sahli et al. (2011). La technique consiste en une digestion humide à l'eau régale (HCl- 12N et HNO₃-15N) dans un four micro-onde (modèle Speedwave MWS-2. BERGHOF B). La digestion à chaud dans des bombes en téflon sous pression a été effectuée en deux étapes selon les conditions suivantes :

- 1^{er} étape : (temps : 15 min. / T° : 150°C. / Puissance : 80%).
- 2^{ème} étape : (temps : 15 min. / T° : 100°C. / Puissance : 40%).

4- Traitement des résultats :

Nous avons démarré le traitement par la détermination des indicateurs : (la moyenne, le maximum et le minimum et l'écartype).

Les teneurs en ETM ont été comparées aux backgrounds internationaux et aux résultats des différents cours d'eau dans le monde pollué ou non pollué.

Différents histogrammes ont été réalisés pour mieux visualisé les teneurs trouvés dans chaque station.

Pour visualisé les variations des ETM en fonction de (campagnes, sous bassins, stations), ont a fait appel aux traitements statistiques analyse de vairance, précisément le test d'ANOVA. Finalement nous avons effectués des corrélations, des régressions linéaires simples et multiples par sélection de variables, d'une part entre les paramètres physico-chimiques et les ETM et d'autre part entre les différents ETM mesurés.

1- Caractérisation physicochimique des sédiments :

Les paramètres définissant la physico-chimie des sédiments des 10 stations des deux bassins Rhumel Seguen (10-04) et Rhumel Smendou (10-06) des deux périodes sont récapitulées dans un tableau 04, sont indiqués : le minimum, le maximum, l'écart type et la moyenne.

Tableau 04 - Données statistiques de la physico-chimie des sédiments.

Stations	pH	CE ($\mu\text{S/cm}$)	CT (%)	PF(%)	P (ppm)
Moyenne	7,93	343,00	40,23	1,37	1023,54
Ecartype	1,43	196,43	10,06	0,65	1798,85
Minimum	7,37	181,97	15,58	0,66	86,69
Maximum	8,20	680,00	48,31	2,85	2332,86

1.1-Le pH :

La figure 05 représente le pH des sédiments au niveau des 10 stations au cours des 2 périodes de prélèvement. Le pH des sédiments des stations des deux sous bassins Rhumel-Seguen et Rhumel-Smendou oscille entre 7,37 et 8,20 lors des deux périodes de prélèvements. Les valeurs enregistrées dans la présente étude indiquent un milieu légèrement basique avec une basicité légèrement plus importante pour les sédiments du sous bassin Rumel-Smendou. Cependant, l'anova n'a pas révélé d'effet sous-bassin significatif ($F=0,87 / P=0,36$). Les effets période de prélèvements (HE/BE) et stations ne sont pas non plus significatifs ($F=0,68 / P=0,42$ et $F=0,34 / P=0,93$ respectivement).

La plupart des sédiments des eaux de surface ont leur pH compris entre 6,5 et 8,5 (Sigg et al. 2001). Bremond et Vuichard (1973) ont montré que le pH des eaux naturelles dépend de l'origine de ces eaux et de la nature géologique du lit du bassin versant de la rivière. Les valeurs du pH des sédiments étudiés peuvent être expliquées par la nature de la formation géologique des sous bassins. En effet, la couverture néogène à sédimentation continentale, essentiellement conglomératique, repose directement sur une formation carbonatée (Djebbar et al. 2004 ; Mebarki, 2005).

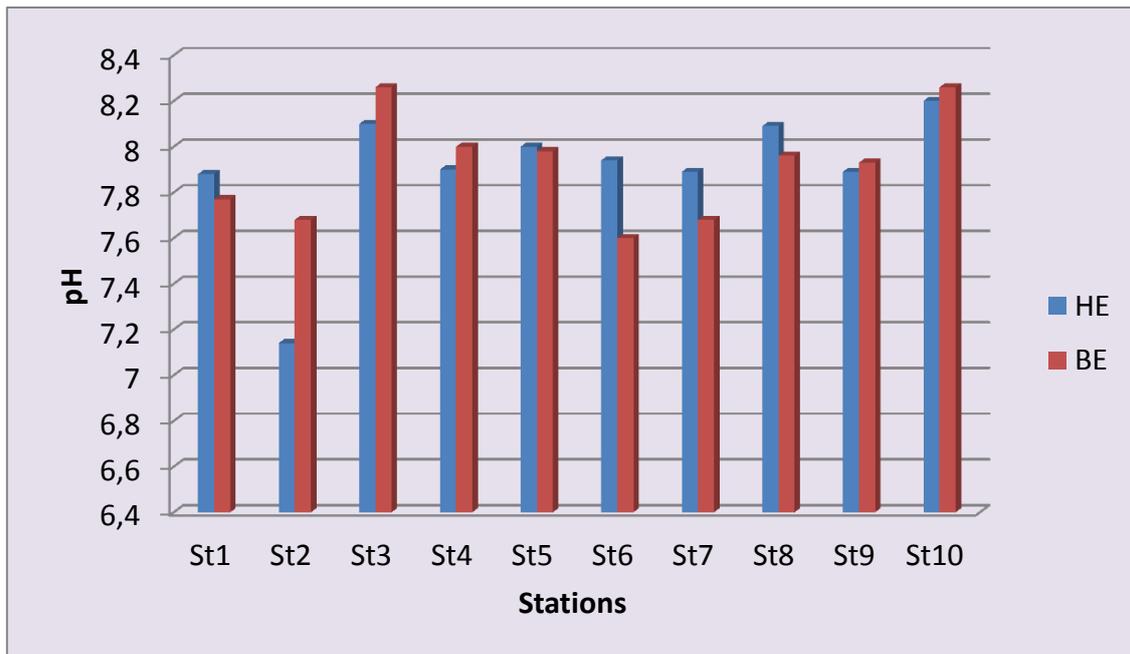


Figure 05- Variation spatio-temporelle du pH des sédiments.
(HE : Période des hautes eaux, BE : Période des basses eaux)

1.2-La conductivité électrique (CE) :

La variation dans l'espace (stations et sous bassins) et dans le temps de la conductivité électrique des sédiments est illustrée dans la figure 06.

La conductivité électrique présente de certaines fluctuations remarquables d'une station à l'autre et de sous bassin à autre entre les deux périodes. Figure 06.

Le maximum est enregistré au niveau de la station 6 du sous bassin Rhumel-Smendou pendant la période des basses eaux : (791 $\mu\text{S}/\text{cm}$), et le minimum au niveau de la station 10 du sous bassin Rhumel-Seguen pendant la période des basses eaux (184 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

L'effet des périodes de hautes eaux et basses eaux est présent quelque soit les stations à l'exception de la station 10.

Nous avons enregistré une moyenne des stations de l'ordre de (463,30 $\mu\text{S}/\text{cm}$) avec un maximum de (680,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et minimum de (181,97 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

En général, les valeurs enregistrées des deux bassins semblent typiques à la conductivité électrique des eaux douces. Les valeurs sont comprises entre 100 et 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Hébert et Légaré, 2000).

Il est a noté que les fluctuations enregistrées d'une station à l'autre et d'une période à l'autre ne sont pas significatives ($F=1,25 / P=0,36$ et $F=1,62 / P=0,21$ respectivement).

Ainsi l'effet sous bassin n'est pas significative avec des résultats de ($F=0,02 / P=0,88$).

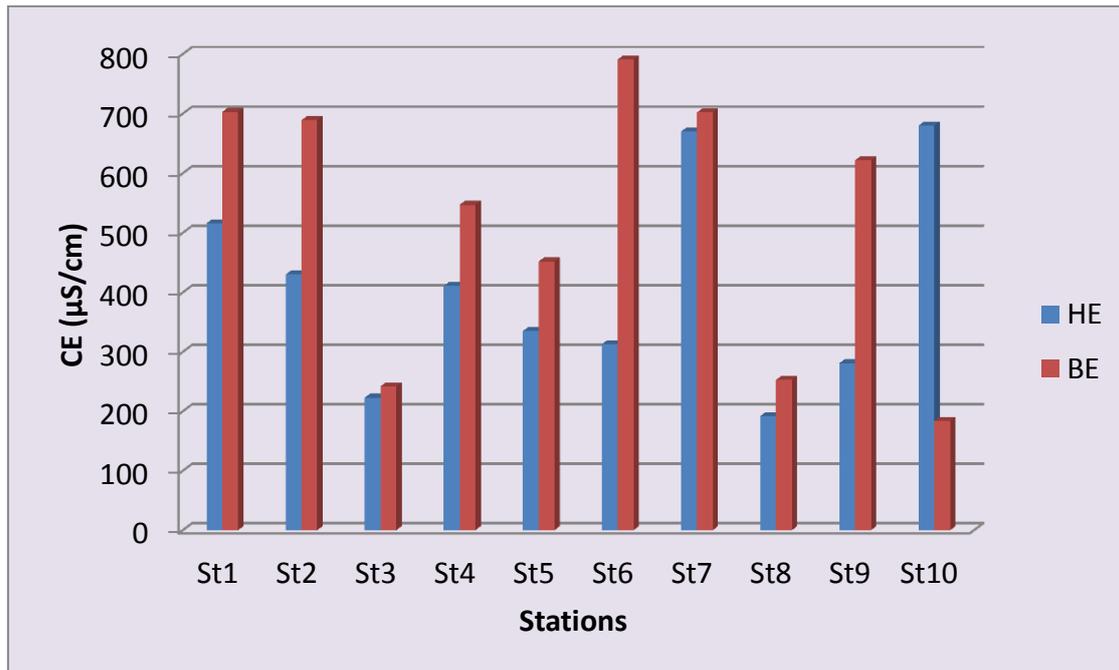


Figure 06- Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique des sédiments ($\mu\text{S}/\text{cm}$).
(HE : Période des hautes eaux, BE : Période des basses eaux)

1.3-Le Calcaire totale (CT %) :

La teneur en CaCO_3 des sédiments des sous bassins oscille entre 23,22 % et 48,31 % avec une teneur moyenne de 40,23 % (Fig. 07).

Nous avons enregistré une valeur maximale au niveau de la station 04 (48,31%) et une valeur minimale de (23,22 %) au niveau de la station 10. Néanmoins, l'anova n'a pas révélé d'effet station significatif ($F=2,24 / P=0,15$). L'effet période de prélèvement est observable pour la plupart des stations ; les teneurs les plus élevées sont celles de la période hautes eaux. Cependant, l'anova n'a pas révélé non plus d'effet campagne significatif ($F=1,99 / P=0,14$). L'analyse de la variance nous a révélé un effet sous bassin très significatif ($F=0,18 / P=0,007$).

Les carbonates jouent un rôle important dans les sédiments des écosystèmes aquatiques. Une teneur élevée en carbonates rend le milieu alcalin favorable à la fixation des cations. La surface des carbonates favorise les phénomènes de rétention des ions métalliques tels que la précipitation la coprécipitation, l'absorption et l'adsorption et par substitutions isomorphes dans le réseau cristallin comme par exemple Cd/Ca (Alloway, 1995).

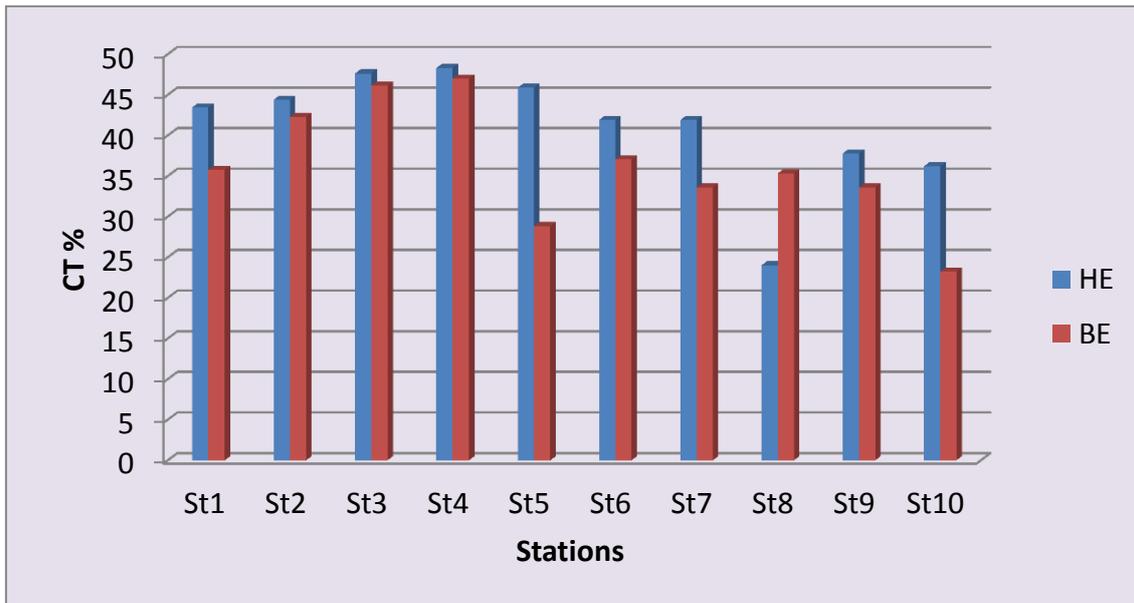


Figure 07- Variation spatio-temporelle de calcaire total des sédiments (%).

(HE : Période des hautes eaux, BE : Période des basses eaux)

1.4-La perte au feu (PF) :

Les teneurs en matière organique dans les sédiments des oueds des bassins Rhumel-Seguen et Rhumel-Smendou exprimées par la perte au feu sont illustrées dans la figure 09. Nous avons enregistré une moyenne de l'ordre de 1,37 avec un minimum de 0,66 et un maximum de 2,85. Même si les fluctuations des teneurs en matière organique sont importantes d'une station à l'autre et d'un sous bassin à l'autre, l'anova n'a pas révélé d'effets significatifs aussi bien pour les stations ($F=0,66 / P=0,72$) que pour les sous bassins ($F=0,66 / P=0,42$).

Contrairement à ces derniers, on remarque d'importantes oscillations entre les périodes de prélèvements ; la période des hautes eaux enregistre les teneurs les plus élevées. Cette variabilité a été mise en évidence par l'anova qui a révélé un effet campagne hautement significatif ($F=16,17 / P=0,00078$).

Les forts taux de matière organique dans les sédiments sont le résultat de plusieurs facteurs, tel que les apports anthropiques par les effluents (eaux usées) et les eaux des STEP, et les rejets des industries.

La matière organique est un agent complexant des charges métalliques, (Al-Shukry et al. 1992). En effet, dans un milieu riche en matière organique, les ETM se complexent à cette dernière et deviennent par conséquent non disponibles pour les organismes vivants (cf. chapitre 1). Notons aussi que le sédiment est un milieu complexe au sein duquel existent des équilibres et des gradients de contaminants et de matière organique et inorganique d'origine naturelle et/ou anthropique entre le compartiment aqueux (eau interstitielle/eau surnageante) et le compartiment particulaire (matière en suspension et sédiments), (Bonnet et Garric, 2003).

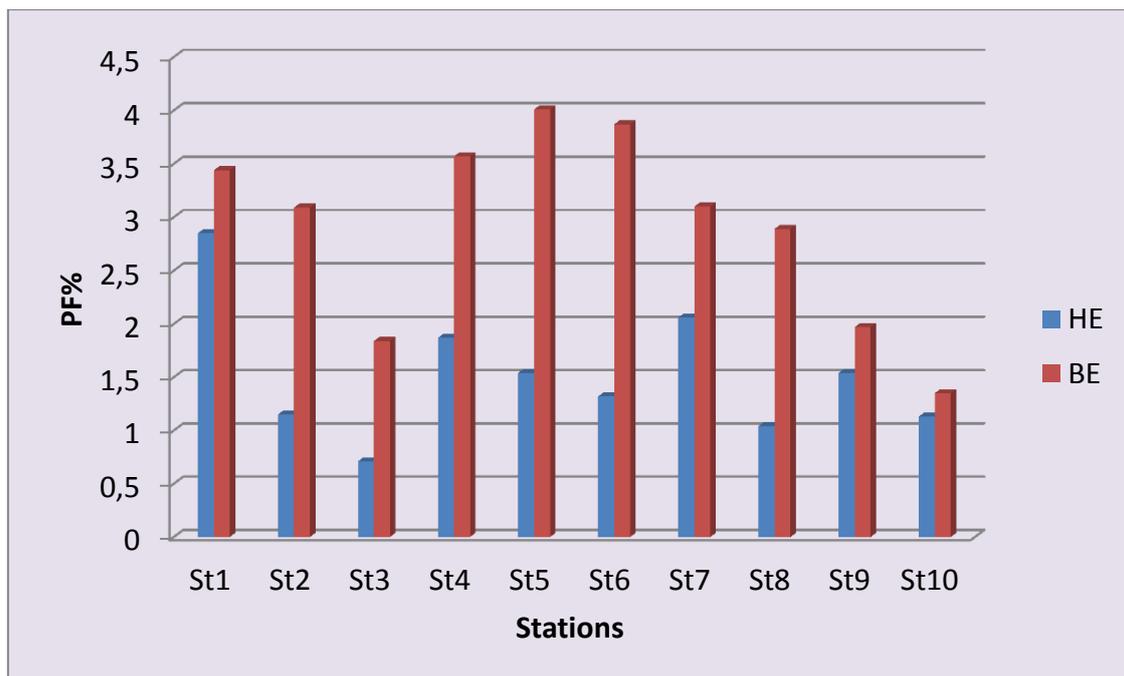


Figure 08- Variation spatio-temporelle de la perte au feu des sédiments (%).
(HE : Période des hautes eaux, BE : Période des basses eaux)

1.5-Le Phosphore :

Les teneurs en phosphore dans les sédiments des oueds des bassins Rhumel-Seguen et Rhumel-Smendou sont illustrées dans la figure 10.

L'examen du tableau 04 et de la figure 10, montrent que les teneurs en phosphore présentent des fluctuations dans l'espace et dans le temps. Nous avons enregistré une concentration moyenne de l'ordre de 1023,54 mg/kg avec un maximum de 2332,85 mg/kg et un minimum de 81,45 mg/kg. Cependant, ces fluctuations ne sont pas significatives aussi bien dans l'espace que dans le temps.

Une grande quantité des PO_3 se retrouvent dans le sol car non dégradé par les bactéries anaérobie, où il sera assimilé bien plus facilement d'autant plus que la libération de CO_2 , lors de la respiration des plantes la nuit, facilite cette absorption en détruisant les liaisons des complexes ioniques métalliques qui renferment les PO_3 non assimilable que l'on retrouve aussi en pleines eau d'une part et en acidifiant le milieu ce qui accélère le processus d'assimilation.

En effet, l'essentiel du phosphore est associé aux particules fines qui constituent la fraction prédominante des sédiments étudiés.

Au niveau des sous bassins on constate une teneur très élevée du phosphore. Cela peut être attribué aux rejets des eaux usées et au lessivage agricole.

Le phosphore présent dans les eaux de surface provient principalement de l'activité humaine et industrielle. Une étude réalisée en France en 2001 attribue environ 50 % du phosphore contenu dans les eaux usées domestiques aux déjections humaines (urines et fèces), 30 % aux détergents et 20 % aux déchets et additifs alimentaires. Il existe tout de même des sources naturelles variées : érosion des sols, décomposition des feuilles et retombées de poussières (Combe, 2012).

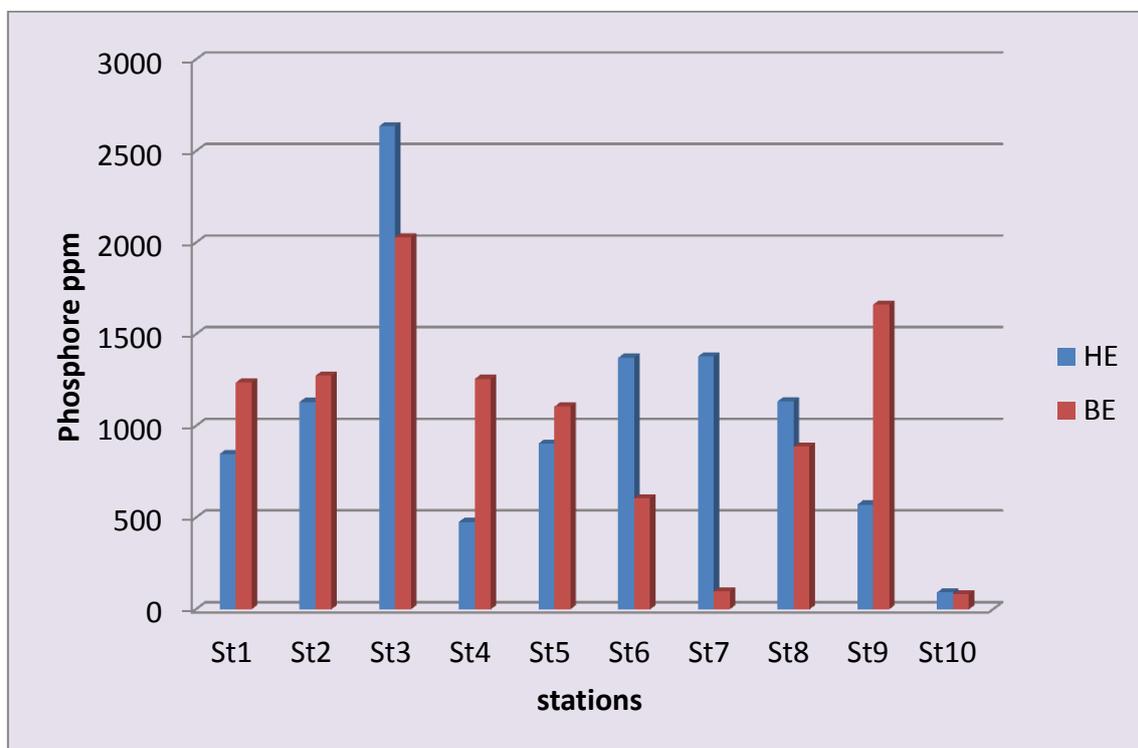


Figure 09- Variation Spatio-temporelle du Phosphore (mg/kg).

2- Les teneurs des sédiments en manganèse et en fer :

Tableau 05 - Données statistiques des teneurs du Fer et Manganèse dans les sédiments.

Stations	Fe (ppm)	Mn
Moyenne	33942,6	266,839
Ecartype	9313,23261	96,4208248
Minimum	17810	125,45
Maximum	50814	488,62

2.1- Les teneurs en manganèse :

Les teneurs en manganèse dans les sédiments des deux bassins Rhumel-Seguen et Rhumel-Smendou sont illustrées dans le tableau 05. L'examen de cette dernière montre que les teneurs en manganèse présentent des fluctuations remarquables d'une station à l'autre. La concentration moyenne est de l'ordre de 266,83 mg/kg, le maximum est de 488,62 mg/kg et le minimum est de 125,45 mg/kg. Aussi, il apparaît que la période des basses eaux enregistre les teneurs les plus élevées. Cependant, l'anova n'a pas révélé significatif aussi bien pour la période de prélèvement ($F=1,02 / P=0,32$), que pour les stations ($F=1,03 / P=0,32$) et les sous bassins ($F=2,18 / P=0,15$).

Le manganèse est naturellement présent dans les sédiments et sa teneur est étroitement dépendante de la nature du substrat. Les teneurs en manganèse des sédiments des deux sous bassins étudiés reflètent une situation normale pour l'ensemble des échantillons prélevés si on les compare à la moyenne naturelle mondiale des rivières (1050 $\mu\text{g/g}$) proposée par Martin et Whitfield (1983).

Par ailleurs, il apparaît que les concentrations en manganèse sont proches de celles enregistrées par Sahli (2002) et Afri-Mehennaoui et al. (2004). Ces auteurs ont enregistré respectivement des concentrations de l'ordre de (112,1 - 463 $\mu\text{g/g}$) et ($207,4 \pm 78 \mu\text{g/g}$) pour l'oued Rhumel et ses affluents l'oued Boumerzoug et l'oued Hamimime en zone urbaine. Cependant, ces concentrations sont faibles par rapport à celles enregistrées pour la rivière du Mississippi considérée comme non polluée (1044 $\mu\text{g/g}$, Santschi et al. 2002), et proches de

celles enregistrées pour l'oued Fès (170 - 750 $\mu\text{g/g}$) et l'oued Sebou au Maroc, (23 - 475 $\mu\text{g/g}$), (Fekhaoui et al. 1993).

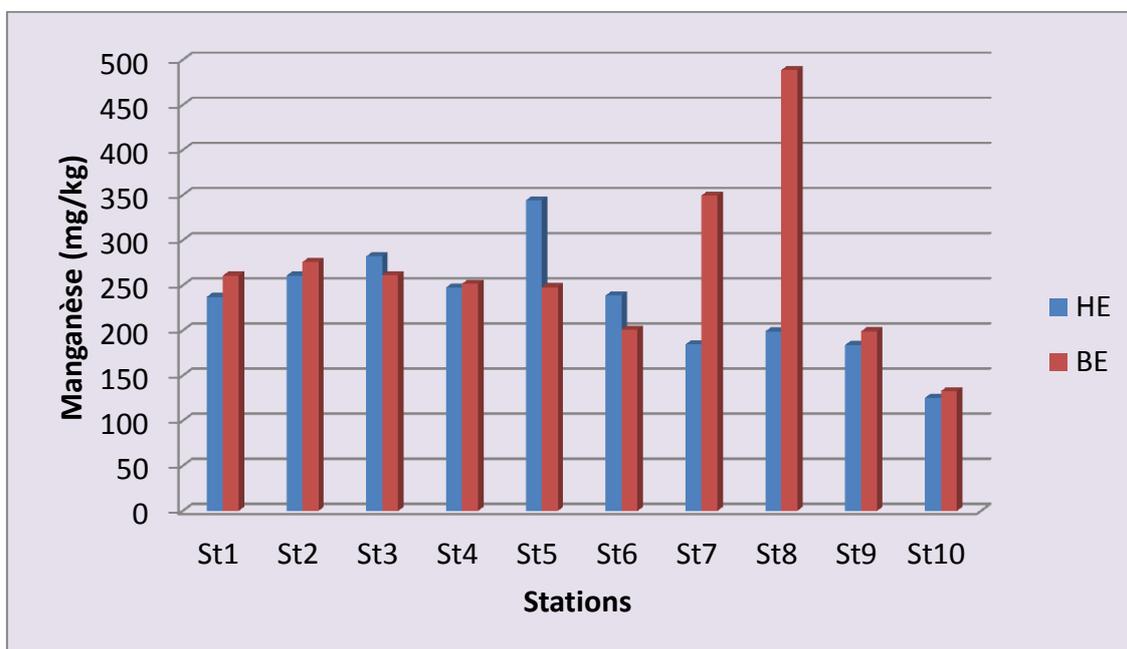


Figure 10- Distribution spatio-temporelle du Manganèse dans les sédiments.

2.2- Les teneurs en Fer :

Les teneurs en fer dans les sédiments des deux bassins Rhumel-Seguen et Rhumel-Smendou sont illustrées dans la figure 13. Nous avons enregistré une teneur moyenne de l'ordre de 33942,6 mg/kg, avec un maximum de 50814 mg/kg au niveau de la station 07 et un minimum de 17810 mg/kg au niveau de la station 05.

L'analyse de la variance n'a pas révélé d'effets significatifs aussi bien pour les stations ($F=0,0011 / P=0,97$) et les sous bassins ($F=0,31 / P=0,94$), que pour les périodes prélèvements ($F=1,13 / P=0,43$).

En milieu aquatique, l'abondance du fer est liée à plusieurs origines : rejets industriels, lessivage des terrains, corrosion des rejets métalliques et déchets urbains. Aussi, son abondance peut avoir une origine naturelle, puisque ce dernier est essentiellement lié à la structure des silicates qui font partie des principaux constituants des sédiments.

Dans le cas des sédiments des oueds des bassins Rhumel-Seguen et Rhumel Smendou, la présence de teneurs relativement homogènes dans l'ensemble des stations fait penser à une origine du fer plutôt naturelle ; les variabilités sont non significatives d'une station à l'autre et d'un sous bassin à l'autre. Néanmoins, le maxima observé au niveau de la station 7 indique

une origine plutôt anthropique. Cette station est située en aval de la station d'épuration d'Ibn Ziad et semble subir l'influence des rejets issus de l'épandage des boues d'épuration.

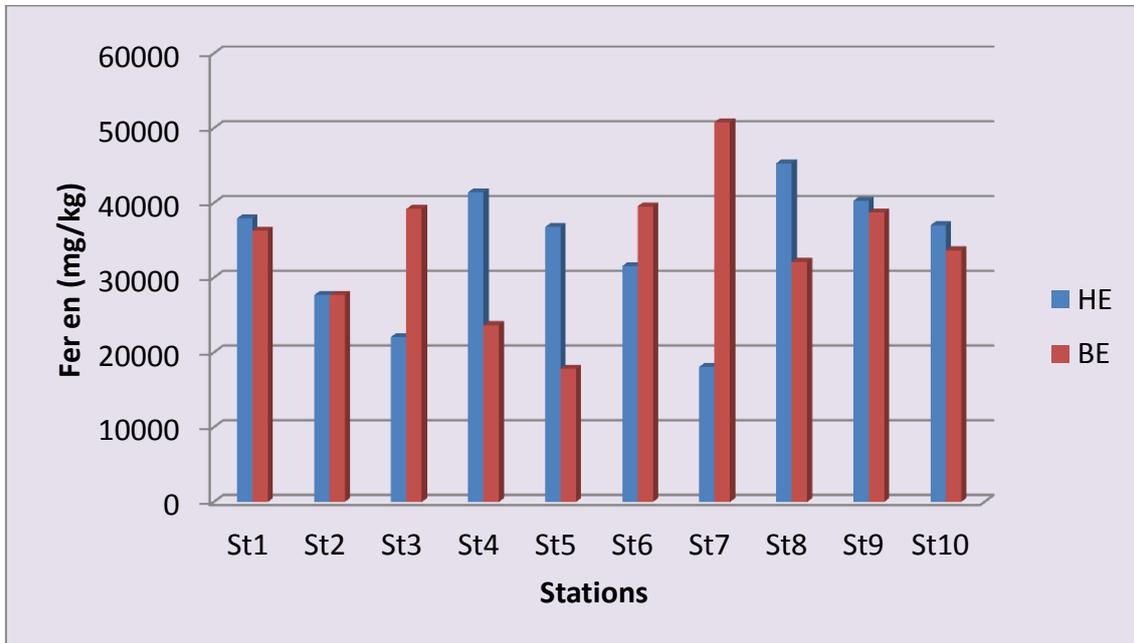


Figure 11- Distribution spatio-temporelle du Fer dans les sédiments.

Ce travail avait pour objectif d'évaluer la qualité physico-chimique et les teneurs en fer et en manganèse des sédiments des oueds des sous bassins Rhumel-Seguen et Rhumel-Smendou.

Pour cela, des démarches d'échantillonnage et analytique ont été choisies afin d'obtenir les résultats les plus représentatifs possibles sur l'état des lieux au niveau du compartiment sédiments. À l'issue de cette étude, les principales conclusions peuvent être résumées ainsi :

- ✓ Les valeurs enregistrées pour le pH des sédiments indiquent un milieu légèrement basique avec une basicité légèrement plus importante pour certaines stations probablement liée à la nature lithologique carbonatée du lit du bassin,
- ✓ Les valeurs des CE mesurées semblent typiques à une conductivité observée dans les milieux des eaux douces comprises entre 100 et 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$,
- ✓ Les teneurs en carbonates (CaCO_3) sont importantes et peuvent être attribuées à la nature du milieu ; la couverture néogène à sédimentation continentale des sous bassins en question repose directement sur une formation carbonatée,
- ✓ Les teneurs en matières organiques des sédiments exprimées par la perte au feu à 450 °C montrent que les sédiments étudiés sont considérés comme fortement chargés en matière organique notamment ceux prélevés dans les stations à proximité des rejets urbains et/ou industriels et ceux prélevés en période d'étiage,
- ✓ Les teneurs en phosphore des sédiments étudiés reflètent le stockage relativement important de ce dernier dans le compartiment en question. Un état des lieux qui peut être attribué à des apports aussi bien naturels qu'anthropiques.
- ✓ Les données spatio-temporelles des teneurs en fer et en manganèse des sédiments enregistrent l'ordre d'abondance suivant : $\text{Fe} > \text{Mn}$. Les concentrations sont de l'ordre de : 125,45-488,62 mg/kg pour le manganèse et 17,81-50,81 g/kg pour le fer,

- ✓ Sur la base des normes et travaux internationaux, il apparaît que les concentrations mesurées en fer et en manganèse reflètent le bruit de fond géochimique de la zone d'étude.

- ✓ Notons par ailleurs, que les concentrations élevées en Mn et Fe enregistrées dans certains cas semblent être principalement d'origine naturelle du fait de l'homogénéité de la distribution spatiale des deux éléments.

Perspectives :

Les résultats du présent mémoire ouvrent de multiples perspectives pour les études futures. Ce qui serait intéressant c'est de compléter cette étude par quantification dans la même matrice des teneurs en éléments traces métalliques considérés comme potentiellement toxiques comme le (Pb, Cu, Zn, Ar, Cd ...Etc.) dans l'objectif de faire ressortir un éventuel impact du Fe et du Mn sur la répartition, la spéciation et la disponibilité des éléments toxiques suscités.

Références bibliographiques :

- **Afri-Mehennaoui F.Z., 2006.** Evaluation du niveau de contamination par les métaux lourds de différents compartiments d'un écosystème aquatique (eau, sédiments, faune macroinvertébrés, macrophytes) de l'oued Rhumel et son affluent l'oued Boumerzoug en zone urbaine (Constantine). Thèse de Doctorat en Sciences, Université Mentouri-Constantine. 276p.
- **Afri-Mehennaoui F.Z & al.** EVALUATION DE LA CONTAMINATION PAR LE CADMIUM, LE PLOMB ET LE ZINC DE L'EAU, DES SEDIMENTS DE L'OUED RHUMEL ET SON AFFLUENT LE BOUMERZOUG, ET LEUR TRANSFERT VERS UNE PLANTE SEMI-AQUATIQUE : *RORIPPA NASTURTIUM-AQUATICUM (L.)* *Sciences & Technologie C – N°29*,2009, pp.45-55.
- **Sahli & al.** Spatial and seasonal variations and ecotoxicological significance of sediment trace metal concentrations in Kebir-Rhumel basin (Northeast of Algeria): *Water Science & Technology – N°64*,2011
-
- **AFNOR** 1999, Qualité des sols, vol. 1 et 2.
- **Agence du Bassin Hydrographique (ABH), 2004.** Les Cahiers de l'Agence N° 8. Le Bassin du Kébir-Rhumel. Agence de Bassin Hydrographique Constantinois-Seybouse-Mellegue, Ministère des Ressources en Eau, 44p.
- **Al-Shukry R., Serpaud B., Matejka G. et Caullet C., 1992.** Pollution métallique des sédiments d'un cours d'eau en aval d'un rejet industriel. *Environmental Technology*, **13, 2**, 141-150.
- **Alloway J.B., 1995.** Soil Pollution and land contamination. In *pollution: Causes, Effects and Control*, Eds. R. M. Harrison. Cambridge. The Royal Society of Chemistry. 318 p.
- **Base de données** Chemical Abstracts interrogée via SciFinder Web le 15 décembre 2009.

- **Beatriz Cordero, Verónica Gómez, Ana E. Platero-Prats, Marc Revés, Jorge Echeverría, Eduard Cremades, Flavia Barragán et Santiago Alvarez**, « Covalent radii revisited », *Dalton Transactions*, 2008, p. 2832 - 2838 (DOI 10.1039/b801115j)
- **BISSON, M.** Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Manganèse et ses dérivés. INERIS. 25 avril 2007. [Page consultée le 06/05/2011]. 66p. Le document.
- **Bodin, N.** *Contamination des crustacés décapodes par les composés organohalogénés : Etude détaillée de la bioaccumulation des PCB chez l'araignée de mer Maja Brachudactyla*. Thèse de doctorat : Océanologie Biologique, 2005, 309p.
- **Bonnet C et Garric J. 2003.** Évaluation de la toxicité des sédiments d'eau douce par des biotests de laboratoire, chapitre VIII. In B. Montuelle, 2003 : *Qualité et gestion des sédiments d'eau*. 232p.
- **Bremond R. et Vuichard R., 1973.** Les paramètres de la qualité des eaux. Eds. La documentation française, Paris. 173 p.
- **Casas S.** Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. Thèse de doctorat : Océanologie biologique, Environnement marin. 2005,314p.
- **Cosmovisions**, Origine du fer et mabganèse, www.cosmovisions.com/fe.htm
- **David R. Lide**, *CRC Handbook of Chemistry and Physics*, CRC Press Inc, 2009 ,90° éd., Relié, 2804 p. (ISBN 978-1-420-09084-0) .
- **Boust D., J Fischer, B.Oussane,F.Petit, M.Artel** ;Fer et manganèse : réactivités et recyclages, p4.
- **Djebbar M., Bencheikh-Lehocine M., Bakalowicz M. et Meniai A.H., 2004.** Identification hydrogéochimique du karst hydrothermal constantinois (Algérie nord-orientale). *Sciences et Technologie*, **22**, 133-140.

- **DURAND C.**, Caractérisation physico-chimique des produits de l'assainissement pluvial. Origine et devenir des métaux traces et des polluants organiques, Thèse de doctorat de l'Université de Poitiers, 2003, 252 pages.
- **DURAND C., RUBAN V., AMBLÈS A., OUDOT, J.**, Characterisation of the organic matter of sludge : Determination of Lipids, Hydrocarbons and PAHs from road retention/infiltration ponds in France, *Environmental Pollution*, 132, 2004, pp. 375-384.
- **Ecological Engineering** 50 (2013) 69– 75.
- **Flück, R., Chèvre N., Campiche S.** (2012) Surveillance de la qualité des sédiments en Suisse. Etat actuel des méthodes disponibles et mise en place de recommandations. Centre Ecotox Eawag-EPFL
www.centrecotox.ch/dokumentation/berichte/doc/Sedimente_final_FR.pdf
- **GUNNAR, F. NODBERG. BRUCE, A. NODBERG F,W. FRIBERG L.** Handbook on the toxicologie of metals. 3eme edition. Academic Press, 25 juin 2007. 1024 p. ISBN: 978-0123694133.
- **H. B en B ouih , H. N assali , M . Leblans et A. Srhiri 2005.** Contamination en métaux traces des sédiments du lac Fouarat, *Afrique SCIENCE 01,109*, ISSN 1813-548X.
- **Hébert S. et Légaré S., 2000.** Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, n° ENV-2001-0141, rapport n° QE-123, Québec.
- **IFREMER ENVIRONNEMENT.** *Compte rendu du Séminaire : Les Journées contamination décontamination des mollusques bivalves.* Nantes, du 26 au 27 Mai 2004, 18p.
- **Jan Vymazala , Jaroslav Švehlaba** Czech University of Life Sciences in Prague, Faculty of Environmental Sciences, Department of Landscape Ecology, Naměstí Smiřických 1, 281 63 Kostelec nad Černými lesy, Czech Republic b University of South Bohemia, Faculty of

Agriculture, Department of Applied Chemistry, Studentska 13, 370 05 ˇCeske Budˇejovice, Czech Republic.

- **Larhyss Journal**, ISSN 1112-3680, n°14, Juin 2013, pp. 93-105.
- **Lock K., Janssen C.R. et De Coen W.M., 2000.** Multivariate test designs to assess the influence of zinc and cadmium bioavailability in soils on the toxicity to *Enchytraeus albidus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **19**, 2666-2671.
- **Martin J.M. et Whitfield M., 1983.** The significance of the river input of chemical elements to the ocean. In *Trace metals in sea water*. Wong, C.S., Boyle, E., Bruland, K.W., Burton, J.D. and Goldberg, E.D. Eds. New York: Plenum, pp. 265-296.
- **Mebarki A., 2005.** Hydrologie des bassins versants de l'est Algérien : Ressources en eau, aménagement et environnement. Thèse de doctorat d'état. Université Mentouri-Constantine. 360p.
- **Mebarki A., 1982.** Le bassin du Kébir-Rhumel (Algérie). Hydrologie de surface et aménagement des ressources en eau, thèse doctorat de 3^{ème} cycle, Université de Nancy II, 304p.
- **Mebarki A. et Laborde J.P., 2005.** Ressources hydrologiques et stratégie d'aménagement et de protection des eaux : cas de l'Algérie orientale, Congrès international : De l'eau pour le développement durable dans le bassin méditerranéen, Ecole Nationale Polytechnique, LRS Eau, Alger 21-22-23 mai 2005, *Algerian Journal of Technology*, numéro spécial, pp. 21-31.
- **Meybeck M., 1984.** Les fleuves et le cycle géochimique des éléments. Thèse d'état en science de géologie, Université Pierre et Marie Curie, paris VI, 588p.
- **Ministère de l'Environnement., 2008,** Communiqué, la Nouvelle-Écosse, 1-877-9ENVIRO / 1-877-936-8476.
- **Ministère de l'environnement et d'industrie,** 1999 note numéro 14, France.
- **MINT MOHAMED SALEM K., N'DIAYE AD, KANKOU M.O.S.A.O., TINEA. (2011).** Evaluation de la qualité de l'Eau de la Rive droite du fleuve Sénégal. *Science Lib*, 3, 111002, 12 OMS (1996). Rapport sur la santé.

- **Müller G., 1981.** The heavy metal pollution of the sediments of Neckars and its tributary: a stocktaking. *Chemical Zeitung*, **105**, 157-164.
- **NESTEL, P. DAVIDSSON, L.** *Anémie carence en fer et anémie ferriprive*. Etat Unis d'Amérique, 2003.
- **Sahli L., 2012.** Etude du comportement de quelques espèces floristiques et faunistiques des écosystèmes aquatiques vis-à-vis des éléments traces métalliques par des bioessais. Thèse d'état en pollution et écotoxicologie, Université Constantine 1, Constantine, 85p.
- **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 p.
- **WASCON**, the 8th International Conference on the Environmental and Technical Implications of Construction with Alternative Materials- Environmental behavior of inorganic pollutants present in raw and desalinated French marine sediments, French, 2012, 16p
- <http://www.natura-sciences.com/eau/eutrophisation/phosphore-et-eutrophisation.html>

Résumé :

Les écosystèmes aquatiques d'eau courante sont très sensibles aux rejets et aux perturbations anthropiques. Dans ce contexte, nous avons tenté à travers cette étude d'évaluer la qualité physico-chimique des sédiments superficiels des oueds des sous bassins Rhumel-Seguen et Rhumel-Smendou par détermination du pH, de la conductivité électrique, de la perte au feu, du taux de calcaire total et du phosphore, ainsi qu'une quantification des teneurs en fer et en manganèse. Les sédiments superficiels (0-5cm) ont été échantillonnés dans 10 stations pendant la période des hautes eaux et la période des basses eaux.

Il ressort de cette étude que les sédiments des oueds des sous bassins étudiés ont des pH légèrement basiques, sont chargés en calcaire, en matière organique, et en phosphore. Les concentrations en manganèse et en fer sont de l'ordre de : 125,45-488,62 mg/kg pour le manganèse et 17,81-50,81 g/kg pour le fer, et semblent refléter le fond géochimique de la zone d'étude.

Mots clés :

Oueds, Sédiments, physico-chimie, Manganèse, Fer.

Summary:

Aquatic ecosystems running water are very sensitive to human disturbance and discharges. In this context, we attempted through this study to evaluate the physico-chemical quality of surface sediments wadis sub-basins Rhumel Seguen and Rhumel-Smendou by determination of pH, electrical conductivity, loss on ignition, rate of limestone and the total phosphorus, and a quantification of the levels of iron and manganese. Surficial sediments (0-5cm) were sampled from 10 stations during the period of high water and low water period. It appears from this study that the wadi sediments sub basins studied were slightly basic pH, are responsible limestone, organic matter and phosphorus. The concentrations of iron and manganese is in the order of: from 125.45 to 488.62 mg / kg for manganese and from 17.81 to 50.81 g / kg for iron, and seem to reflect the observed background study area.

Keywords:

Wadi sediments, physical chemistry, Manganese, Iron.

Nom : Lattafi

Prénom : Oussama

Mémoire de fin de cycle

Pour l'obtention du diplôme de Master

Filière : Écologie et environnement

Option : Pollution et Ecotoxicologie

Thème : Contribution à l'évaluation des teneurs en manganèse et en fer dans les sédiments des eaux de surface : cas des oueds des sous bassins Rhumel-Seguen et Rhumel-Smendou

Résumé :

Les écosystèmes aquatiques d'eau courante sont très sensibles aux rejets et aux perturbations anthropiques. Dans ce contexte, nous avons tenté à travers cette étude d'évaluer la qualité physico-chimique des sédiments superficiels des oueds des sous bassins Rhumel-Seguen et Rhumel-Smendou par détermination du pH, de la conductivité électrique, de la perte au feu, du taux de calcaire total et du phosphore, ainsi qu'une quantification des teneurs en fer et en manganèse. Les sédiments superficiels (0-5cm) ont été échantillonnés dans 10 stations pendant la période des hautes eaux et la période des basses eaux.

Il ressort de cette étude que les sédiments des oueds des sous bassins étudiés ont des pH légèrement basiques, sont chargés en calcaire, en matière organique, et en phosphore. Les concentrations en manganèse et en fer sont de l'ordre de : 125,45-488,62 mg/kg pour le manganèse et 17,81-50,81 g/kg pour le fer, et semblent refléter le fond géochimique de la zone d'étude.

Mots clés : Oueds, Sédiments, physico-chimie, Manganèse, Fer.

Soutenu à l'Université Constantine 1

Devant le jury :

Président : Mehennaoui F.Z

M.C.B Université Constantine1

Promoteur : Sahli L

Dr. Université Constantine1

Examineur : Zaimech

M.A.A Université Constantine1
