

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

المدرسة الوطنية العليا للفلاحة

Ecole Nationale Supérieure Agronomique



## ***Thèse***

En vue de l'obtention du Diplôme de Doctorat En Sciences Agronomiques

Spécialité : Science du sol

Présenté par : M. LARIBI Abdelkader

## ***Thème***

***Evaluation de la contamination des sols, des sédiments et de l'eau  
par les éléments traces métalliques de  
la plaine de la Mitidja Est***

Thèse soutenue publiquement devant le Jury composé de :

M. SEMAR Ahcene	Professeur (ENSA, Alger)	Président
M. MOUHOUCHE Brahim	Professeur (ENSA, Alger)	Directeur de thèse
M. ZELLA Lakhdar	Professeur (USDB)	Examineur
M <sup>me</sup> ALKAMA-MESSOUS Nora	Maitre de Conférences A (UMMTO)	Examinatrice

Année Universitaire : 2017-2018

TABLES DES MATIERES

Dédicace	VIII
Remerciements	IX
Résumé	XI
Abstract	XIII
خلاصة البحث	XV
Liste des figures	XVII
Liste des tableaux	XX
Liste des abréviations	XXIII
Introduction générale.....	1

CHAPITRE 1 : RECHERCHE BIBLIOGRAPHIQUE

1. Définition des éléments traces métalliques.....	5
2. Les différents réservoirs de l'environnement.....	6
3. Les sources des éléments traces métalliques dans l'environnement terrestre.....	7
3.1. Dans les systèmes agricoles.....	7
3.1.1. Origine naturelle: fond pédogéochimique naturel.....	8
3.1.2. Les sources de contamination des sols liées aux activités anthropiques.....	10
3.1.2.1. Les dépôts atmosphériques.....	11
3.1.2.2. Les apports agricoles.....	13
3.1.2.3. L'industrie minière et les autres activités anthropiques.....	15
3.2. Dans les systèmes des eaux douces.....	15
4. Les sources de contamination en éléments traces métalliques au niveau de la plaine de la Mitidja.....	17
5. Devenir des éléments traces métalliques dans l'environnement terrestre.....	19

5.1. Dans les sols.....	19
5.1.1. Adsorption/désorption.....	20
5.1.2. Précipitation/dissolution.....	20
5.2. Dans l'environnement aquatique.....	21
<b>6. Les facteurs environnementaux influençant la mobilité des éléments traces métalliques.....</b>	<b>22</b>
6.1. La réaction du sol (pH).....	22
6.2. Le potentiel d'oxydo-réduction (Eh).....	23
6.3. L'argile, les oxydes, la matière organique et la capacité d'échange cationique (CEC).....	24
<b>7. Evaluation du risque associé à l'accumulation des éléments traces métalliques dans l'environnement terrestre.....</b>	<b>24</b>
7.1. Les sols.....	25
7.2. Les eaux et les sédiments.....	25
7.3. Les risques liés à l'accumulation des éléments traces métalliques dans l'environnement terrestre.....	27
7.3.1. Impact de la contamination des sols en éléments traces métalliques.....	27
7.3.2. Effets de la contamination des eaux de surface.....	28
<b>8. Méthodes de dosage des éléments traces métalliques et analyse instrumentale....</b>	<b>28</b>
8.1. La méthode d'extraction USEPA (3051).....	28
8.2. La méthode d'extraction à l'eau régale (ISO).....	29
8.3. La méthode d'extraction USEPA (3050B).....	29
8.4. La méthode d'extraction USEPA (3052).....	29
8.5. La méthode d'extraction USEPA (3051A).....	29
8.6. Analyse instrumentale.....	29
<b>Conclusion.....</b>	<b>30</b>

**CHAPITRE 2 : MATERIEL ET METHODES**

<b>1. Présentation de la zone d'étude : la plaine de la Mitidja.....</b>	<b>32</b>
1.1. Contexte géologique et hydrogéologique.....	32
1.2. Contexte pédologique.....	33
1.2.1. Les sols peu évolués.....	33
1.2.2. Les sols à sesquioxydes de fer.....	33
1.2.3. Les sols hydromorphes.....	35
1.2.4. Les vertisols.....	35
1.2.5. Les sols calcimagnésiques.....	35
1.2.6. Les sols minéraux bruts.....	35
1.3. Occupation des sols de la zone d'étude.....	35
1.4. Le climat de la plaine de la Mitidja.....	36
1.4.1. La pluviométrie.....	38
1.4.2. Les températures.....	38
1.4.3. Synthèse climatique.....	39
<b>2. Prélèvements des échantillons.....</b>	<b>39</b>
2.1. Plan d'échantillonnage des sols.....	39
2.2. Prélèvement et préparation des échantillons de sédiments et eaux.....	41
<b>3. Caractérisation physico-chimique des sols.....</b>	<b>44</b>
3.1. Détermination du pH eau des échantillons de sol.....	44
3.2. Détermination du calcaire des échantillons de sol.....	44
3.3. Détermination de la conductivité électrique (1/5) des échantillons de sol.....	44
3.4. Détermination de l'humidité résiduelle du sol.....	44
3.5. Analyse granulométrique.....	44
3.6. Evaluation de la capacité d'échange cationique.....	44
3.7. Détermination du carbone organique total des échantillons de sol.....	45

3.8. Détermination de l'azote total des échantillons de sol.....	45
<b>4. Minéralisation des échantillons de sol pour l'analyse des éléments traces métalliques.....</b>	<b>45</b>
4.1. Analyses des éléments traces métalliques par ICP-MS et ICP-OES.....	46
<b>5. Caractérisation physico-chimiques des sédiments.....</b>	<b>46</b>
5.1. Détermination du pH eau des échantillons de sédiment.....	46
5.2. Détermination du calcaire des échantillons de sédiment.....	46
5.3. Détermination de la conductivité électrique (1/5) des échantillons de sédiment...	46
5.4. Teneur en matière organique.....	47
5.5. Détermination de l'humidité résiduelle des échantillons de sédiment.....	47
5.6. Analyse granulométrique.....	47
<b>6. Minéralisation des échantillons de sédiment et analyse des éléments traces métalliques.....</b>	<b>47</b>
<b>7. Analyse des éléments traces métalliques dans les échantillons aqueux.....</b>	<b>48</b>
<b>8. Evaluation de la contamination des sols.....</b>	<b>48</b>
<b>9. Evaluation du degré de contamination des sédiments.....</b>	<b>49</b>
9.1. Facteur d'enrichissement (FE).....	49
9.2. Index de géo-accumulation ( $I_{geo}$ ).....	50
9.3. Indice de risque potentiel écologique ( $E_{RI}$ ).....	51
<b>10. Evaluation de la contamination des eaux.....</b>	<b>52</b>
10.1. Indice métallique (IM).....	52
10.2. Indice de pollution métallique (HPI).....	52
<b>11. Analyse statistique.....</b>	<b>53</b>
<b>12. Analyse spatiale à partir des systèmes d'information géographiques (GIS).....</b>	<b>54</b>
12.1. Prédiction spatiale des paramètres pédologiques.....	54
12.2. La validation croisée.....	56

12.3. Cartographie géochimique des éléments traces métalliques.....	56
---	----

**CHAPITRE 3 : RESULTATS ET DISCUSSIONS**

<b>1. Evaluation de la contamination métallique des eaux des principaux affluents de la plaine de la Mitidja Est.....</b>	<b>58</b>
Résumé.....	58
1.1. Introduction.....	58
1.2. Caractéristiques physico-chimiques et concentrations des éléments traces métalliques dans les eaux.....	60
1.3. Distribution des espèces aqueuses et état de saturation des solutions.....	65
1.4. Les indices de contamination métalliques.....	67
1.5. La matrice de corrélation entre les éléments traces métalliques dans les eaux.....	71
1.6. Evaluation des sources.....	71
Conclusion.....	75
<b>2. Evaluation de la contamination et du risque associé à l'accumulation des éléments traces métalliques dans les sédiments de la plaine de la Mitidja Est.....</b>	<b>76</b>
Résumé.....	76
2.1. Introduction.....	76
2.2. Caractéristiques physico-chimiques et concentrations en éléments traces métalliques des sédiments.....	78
2.3. Evaluation de la contamination en éléments traces métalliques des sédiments.....	85
2.4. Matrice de corrélation entre les éléments traces métalliques dans les sédiments...	87
2.5. Analyse statistique multivariée dans l'identification des sources des éléments traces métalliques.....	88
2.6. Conclusion.....	91
<b>3. Evaluation et distribution spatiale de quelques paramètres pédologiques de la plaine de la Mitidja Est.....</b>	<b>92</b>
Résumé.....	92

3.1. Introduction.....	92
3.2. Analyse exploratoire des données.....	94
3.2.1. La texture.....	96
3.2.2. Le pH.....	97
3.2.3. Le calcaire (Ca CO <sub>3</sub> ).....	97
3.2.4. La conductivité électrique (CE).....	97
3.2.5. La capacité d'échange cationique (CEC).....	97
3.2.6. La matière organique.....	98
3.2.7. L'azote.....	98
3.3. Corrélations entre les différentes caractéristiques étudiés.....	98
3.4. L'Analyse en Composantes Principales (ACP).....	100
3.5. Analyse variographique.....	101
3.6. Distribution spatiale des propriétés des sols.....	104
3.7. Conclusion.....	109
<b>4. Evaluation de la contamination et des sources potentielles des éléments traces métalliques dans les sols de la plaine de la Mitidja Est.....</b>	<b>110</b>
Résumé.....	110
4.1. Introduction.....	110
4.2. Concentrations en éléments traces métalliques des sols.....	113
4.3. Corrélation entre éléments traces métalliques et les concentrations en éléments traces métalliques et les autres propriétés du sol.....	116
4.4. Etude de la distribution spatiale et évaluation de la contamination.....	120
4.5. Evaluation des sources des éléments traces métalliques.....	125
4.6. Conclusion.....	130
<b>5. Estimation des concentrations en fond ambiant et détection de valeurs anormales en éléments traces métalliques dans les sols de la plaine de la Mitidja Est.....</b>	<b>132</b>

## TABLES DES MATIERES

---

Résumé.....	132
5.1. Introduction.....	132
5.2. Les concentrations en fond ambiant en éléments traces métalliques.....	135
5.3. Les valeurs de référence en éléments traces métalliques.....	140
5.4. Conclusion.....	144
<b>Conclusion générale et perspectives de recherche.....</b>	<b>145</b>
<b>Références bibliographiques.....</b>	<b>151</b>

# Dédicace

*Je dédie ce modeste travail à la mémoire de mon père, qui a cru en moi toute ma vie et qui n'a jamais cessé de me pousser et motiver pour aller toujours de l'avant.*

*J'espère, que du monde qui est sien maintenant, il apprécie cette humble pensée comme preuve de ma grande gratitude et reconnaissance, je prie Dieu le tout puissant pour le salut de son âme et qu'il puisse l'avoir dans sa sainte miséricorde.*

*À toute ma famille qui a eu foi en moi et m'a soutenue et encourager au cours de ces six années. Je les en remercie chaleureusement.*

*Pour être grand, il faut d'abord apprendre à être petit.  
L'humilité est la base de toute véritable grandeur.*



## REMERCIEMENTS

Avant tout, je remercie **Dieu le Tout Puissant** de m'avoir donné la force, la foi, le courage et la patience pour accomplir ce travail.

Cette thèse n'aurait pu aboutir sans la participation directe ou indirecte de personnes que je tiens ici à remercier.

Je voudrais tout d'abord exprimer toute ma gratitude à mon directeur de thèse **Mr Mouhouche Bbrahim, Professeur au sein de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique (ENSA, Alger)**, pour sa disponibilité et surtout ses judicieux conseils bien avisés, qui ont contribué à alimenter ma réflexion. Il a toujours insisté sur la rédaction des travaux scientifiques. Je n'oublierai jamais sa phrase «écrire ½ à 1 page par mois, soit moins d'une ligne par jour ou 3 caractères par heure» qui m'a énormément motivé dans la rédaction de cette thèse.

Je tiens aussi à exprimer ma profonde reconnaissance à **Mr Semar Ahcene, Professeur à l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique (ENSA, Alger)**, de m'avoir fait l'honneur d'accepter de présider mon jury, pour son soutien ainsi que tous les conseils, encouragements, et orientations qu'il m'a prodigué tout au long de ce travail.

Je tiens à exprimer mon profond respect à **Mr Zella Lakhdar, Professeur au niveau de l'Université Sâad Dahleb de Blida (USDB)**, de l'honneur qu'il m'a fait d'avoir accepté d'évaluer ce travail.

Je tiens à exprimer aussi ma vive considération à **Mme Alkama-Messous Nora, Maitre de Conférences A au sein de l'Université Mouloud Mammeri Tizi Ouzou (UMMTO)** pour avoir eu la gentillesse d'accepter d'évaluer ce travail.

Je tiens également à remercier l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique (ENSA, Alger) de m'avoir accordé des stages de courte durée à l'étranger pour pouvoir avancer dans la réalisation de cette thèse.

Je dois un grand merci à l'ensemble des personnes travaillant dans les différents départements de l'Institut National des Sols, de l'Irrigation et du Drainage «INSID» qui, d'une façon ou d'une autre, m'ont apporté leur aide et m'ont permis de concrétiser une partie de ce travail. En particulier, je suis très reconnaissant à Monsieur Habila Mohamed EX Directeur et M<sup>elle</sup> Dehnoun Zahida (Chef de département DMV) qui ont contribué beaucoup durant la première étape de ce travail. Je les en remercie chaleureusement et sincèrement.

Que celles et ceux qui, sur le terrain ou au moment du broyage des échantillons, sont intervenus dans la réalisation de ce travail soient également remerciés. En particulier, je suis reconnaissant à Amriche, Mir, Rezig, et Ogal.

Je remercie vivement Dr C. Shand du centre de recherche James Hutton Institute (JHI), Scotland, UK qui m'a accueilli au sein de son laboratoire et m'a fait profiter de ses discussions scientifiques et de son expérience dans le domaine de la spectrométrie d'émission optique avec plasma induit (ICP-OES), et de la spectrométrie de masse avec plasma induit (ICP-MS). Je dois un grand merci aussi à l'ensemble des personnes travaillant au sein de JHI qui m'ont permis de travailler dans les meilleures conditions. En particulier, je suis reconnaissant à Dr R. Wendler, G. Newman, D. Macdonald, F. Sturgeon, Dr B. Thornton et Gillian de la section carbone, Dr. D. Lumsdon, Dr A. Midwood, et enfin Pr C. Campbell.

Je remercie aussi Monsieur T. Benayad, Chef de Département de Sécurité Alimentaire et Environnement, du Laboratoire Central de la Police Scientifique pour avoir contribué à l'avancement d'une partie de mon travail.

Sans oublier d'exprimer ma plus profonde gratitude à toutes les personnes qui de près ou de loin m'ont soutenu, encouragé, et aidé au cours de ces six années.

## Résumé

L'objectif principal de ce travail consiste à évaluer les sources et les niveaux de contamination des différents réservoirs de l'environnement (eau, sédiment, et sol) en éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Ni, et Zn) dans la plaine alluviale de la Mitidja Est. A cet effet, 180 échantillons composites de sol ont été prélevés d'une manière aléatoire stratifiée au niveau de la zone d'étude. De même, 17 échantillons de sédiments et 17 échantillons d'eau ont été collectés dans les principaux affluents de la plaine de la Mitidja Est.

L'analyse des éléments traces métalliques (ETM) dans les sédiments et les eaux a été réalisée par spectrométrie d'absorption atomique (SAA), tandis que ceux des sols ont été analysés par spectrométrie avec plasma à couplage inductif (ICP-MS ; ICP-OES). L'identification des sources et l'évaluation des contaminations ont été appréhendées par le biais d'approches statistiques et géochimiques en combinaison avec des systèmes d'information géographiques.

Des résultats d'analyses des ETM dans les eaux, il ressort qu'elles sont enrichies en certains ETM, en particulier le Cd et le Cr, ce qui les rend impropres à la consommation humaine et à l'irrigation. Les sédiments montrent un enrichissement en ETM dans l'ordre du Cd > Zn > Pb > Cu > Cr > Ni. De tous les éléments analysés, seul le Cd peut présenter des risques potentiels.

Néanmoins, la présence du Fe dans les sédiments et les eaux peut immobiliser cet élément par co-précipitation, et réduire, par conséquent, les risques d'accumulation du Cd dans l'environnement aquatique. Dans les deux compartiments (eau et sédiment), des corrélations statistiques ont été obtenues entre certains ETM, ce qui suggère des sources similaires. Par ailleurs, les résultats obtenus montrent que les concentrations moyennes en éléments traces dans les sols sont ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) : Cd 0.22, Cr 47, Cu 62.7, Fe 36581, Ni 34, Pb 35.2 et Zn 92.1.

Tous les ETM, à l'exception du Cr et du Ni, ont dépassé leur valeur du fond géochimique naturel. En effet, l'évaluation de la contamination des sols par les ETM sur la base du facteur d'enrichissement (FE) et de l'indice de pollution (IP), a révélé un enrichissement modéré pour le Cd, le Cu, le Pb et le Zn, et un enrichissement très faible pour le Ni et le Cr.

L'évaluation de la contamination multiéléments à travers l'indice de pollution intégré (IPI) couplé à un système d'information géographique a montré que les sols de la plaine de la Mitidja Est sont modérément contaminés et que les fortes contaminations se situent au Nord de la plaine à proximité des zones industrielles et urbaines des communes d'El Harrach, de Dar El Baida et une partie de Rouïba. Ce résultat est corroboré par les cartes géochimiques en ETM qui ont mis en évidence divers hot spots dans la zone d'étude.

Les résultats de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) et de la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) ont suggérés que l'origine du Cr, Fe et Ni dans les sols serait attribuée à une source lithogénique naturelle; le Cd, le Pb, et le Zn proviendraient d'une source anthropogénique; et que le Cu serait la résultante d'une source mixte (anthropogénique+naturelle).

L'influence industrielle et urbaine ainsi que les retombées atmosphériques seraient vraisemblablement les sources de contamination en Cd, Pb, et Zn dans la zone d'étude. L'origine anthropogénique majeure du Cu serait attribuée à l'activité agricole, sans toutefois exclure d'autres sources anthropiques.

Les résultats obtenus dans le cadre de ce travail pourraient servir de base pour la mise en œuvre de politiques de gestion environnementale.

**Mots clés :** Contamination, eau, éléments traces métalliques, sédiment, sol, sources.

## Abstract

The main purpose of this work is to assess the sources and status of contamination of the various reservoirs of the environment (water, sediment, and soil) by trace elements (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Ni, and Zn) in the Mitidja Est plain. One hundred and eighty topsoil composite samples were collected in stratified random pattern at the study area. Similarly, seventeen sediment samples and seventeen water samples were collected from the main tributaries of the East Mitidja Plain.

Trace metals in sediments and water were analyzed by atomic absorption spectrometry (AAS), while those of soils were analyzed by inductively coupled plasma spectrometry (ICP-MS; ICP-OES) after acid extraction. Source identification and contamination assessment were performed using statistical and geochemical approaches in combination with geographic information systems.

From the results of trace metals analysis in water, it appears that they are enriched in some metals, especially Cd and Cr, making them unsuitable for human consumption and irrigation. The sediments show an enrichment of the metals in the following decreasing order: Cd > Zn > Pb > Cu > Cr > Ni. Among all the elements analyzed, only the Cd can present potential risks.

However, the presence of Fe in sediments and water can immobilize this element by co-precipitation, and therefore reduce the risk of Cd accumulation in the aquatic environment. In both compartments (water and sediment), statistical correlations were obtained between some trace metals, suggesting similar sources. In addition, the obtained results show that the mean concentrations of trace metals in soils were ( $\text{mg kg}^{-1}$ ): Cd 0.22, Cr 47, Cu 62.7, Fe 36581, Ni 34, Pb 35.2 and Zn 92.1.

All trace metals, except Cr and Ni, exceeded their natural geochemical background value. In fact, the assessment of soil contamination by trace metals on the basis of Enrichment Factor (EF) and Pollution Index (PI) revealed a moderate enrichment for Cd, Cu, Pb and Zn, and a very low enrichment for Ni and Cr.

The evaluation of the multi-element contamination through the integrated pollution index (IPI) coupled with a geographical information system showed that the soils of the East Mitidja plain are moderately contaminated and that the strong contaminations are located in the North of the plain near the industrial and urban areas of El Harrach, Dar El Baida and

parts of Rouïba districts. This result is corroborated by the trace metals geochemical maps, which highlighted various hot spots in the study area.

The Principal Component Analysis (PCA) and Cluster Analysis (CA) results suggested that the origin of Cr, Fe and Ni in soils would be attributed to a natural lithogenic source; Cd, Pb, and Zn would come from an anthropogenic source; and that Cu is the result of a mixed source (anthropogenic + natural).

Industrial and urban influence as well as atmospheric deposition would probably be the sources of Cd, Pb, and Zn contamination in the study area. The major anthropogenic origin of Cu would be attributed to agricultural activity, without excluding other anthropogenic sources.

The obtained results as part of this work could serve as a basis for the implementation of environmental management policies.

**Key words:** Contamination, sediment, soil, sources, trace metals, water.

## خلاصة البحث

الهدف الرئيسي من هذا الدراسة هو تقييم مصادر ومستويات تلوث مختلف خزانات البيئة (الماء والرواسب والتربة) من العناصر الثقيلة (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Ni, and Zn) في السهل المتيجا. لهذا الغرض، تم جمع 180 عينة مركبة من التربة بطريقة طبقية عشوائية في منطقة الدراسة. وبالمثل تم جمع 17 عينة من الرواسب و 17 عينة مياه من الروافد الرئيسية لسهول متيجا الشرقية.

تم تحليل العناصر الثقيلة في الرواسب والماء بواسطة مطياف الامتصاص الذري (SAA)، في حين تم تحليل تلك التربة من خلال قياس الطيف البلازما بالحث (ICP-MS ; ICP-OES) وقد تم التعرف على تحديد المصدر وتقييم التلوث من خلال النهج الإحصائية والجي وكيميائية بالاقتران مع نظم المعلومات الجغرافية.

بينت نتائج التحاليل التي أجريت على العناصر الثقيلة في المياه أنها مثمرة في بعض العناصر ولا سيما Cd و Cr، مما يجعلها غير صالحة للاستهلاك البشري والري. اظهرت نتائج الرواسب إثراء في المعادن بالترتيب التالي: Ni > Cr > Cu > Pb > Zn > Cd. ومن بين جميع العناصر التي تم تحليلها، يمكن فقط للكاديوم أن يعرض المخاطر المحتملة. ومع ذلك فإن وجود الحديد في الرواسب والمياه يمكن أن يجمد هذا العنصر من خلال الترسيب، وبالتالي يقلل من خطر تراكم الكاديوم في البيئة المائية. في كل من المقصورات (المياه والرواسب)، تم الحصول على ارتباطات إحصائية بين بعض العناصر مما يشير إلى مصادر مماثلة .

وعلاوة على ذلك بينت نتائج هذه الدراسة أن متوسط تركيزات العناصر الثقيلة في التربة هي: ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) Cd 0.22, Cr 47, Cu 62.7, Fe 36581, Ni 34, Pb 35.2 and Zn 92.1. جميع العناصر الثقيلة باستثناء الكروم والنيكل تجاوزت قيمتها الخلفية الجيوكيميائية الطبيعية. والواقع أن تقييم تلوث التربة بالعناصر الثقيلة على أساس عامل التخصيب ومؤشر التلوث كشف عن تخصيب معتدل للكاديوم والنحاس والرصاص والزنك و إخصاب منخفض جدا للنيكل والكروم.

وأظهر تقييم التلوث المتعدد العناصر (IP) من خلال مؤشر التلوث المتكامل مقترنا بنظام المعلومات الجغرافية أن تربة سهل ميتينجا الشرقية ملوثة إلى حد ما وأن التلوث الشديد يقع في الشمال من السهل بالقرب من المناطق الصناعية والحضرية في الحراش ودار البيضاء وأجزاء من الرويبة. وتؤكد هذه النتيجة الخرائط الجيوكيميائية للعناصر الثقيلة التي بينت بقع ساخنة مختلفة في منطقة الدراسة. واقترحت نتائج تحليل المكونات الرئيسية والتصنيف الهرمي التصاعدي أن أصل الكروم والحديد والنيكل في التربة يعزى إلى مصدر ليثو جين طبيعي والكاديوم والرصاص و الزنك من مصدر بشري وأن النحاس هو نتيجة لمصدر مختلط (البشري + الطبيعي).

ومن المرجح أن يكون النفوذ الصناعي والحضري والترسب الجوي مصادر للكاديوم والرصاص والزنك في منطقة الدراسة. ويعزى أصل النحاس الرئيسي إلى النشاط الزراعي دون استبعاد المصادر البشرية أخرى. ويمكن أن تكون النتائج التي تم الحصول عليها كجزء من هذه الدراسة أساساً لتنفيذ سياسات الإدارة البيئية.

**مفاتيح البحث:** التلوث، الرواسب، التربة، العناصر الثقيلة، المياه.

### Liste des Figures

Figure 1 : Interactions entre le sol, l'eau et l'air (Sigg <i>et al.</i> , 2006).....	6
Figure 2 : Origine des éléments traces métalliques dans les sols.....	7
Figure 3 : Schéma conceptuel des différentes voies d'apport de micropolluants aux eaux de surface.....	16
Figure 4 : Rejets des eaux usées dans les principaux affluents de la plaine de la Mitidja Est.....	17
Figure 5 : Les mécanismes de régulation de la concentration en ETM dans les sols (Calvet, 2003).....	19
Figure 6 : Représentation schématiques d'un système d'échange eau-sédiment (Sigg <i>et al.</i> , 1992).....	21
Figure 7 : Composantes de base d'un spectromètre d'absorption atomique (SAA).....	30
Figure 8 : Typologie des sols de la plaine de la Mitidja Est (Ecrement, 1971).....	34
Figure 9 : Cartographie de l'occupation des sols (INSID, 2011).....	37
Figure 10 : Diagramme Ombrothermique de GAUSSEN et BAGNOUL (période 1990 – 2014) de la station climatique de Dar El Beida.....	39
Figure 11 : Localisation de la plaine de la Mitidja Est et distribution des points d'échantillonnage des sols.....	40
Figure 12 : Préparation des échantillons.....	41
Figure 13 : Echantillonnage des sols à proximité d'un poulailler.....	42
Figure 14 : Distribution des points d'échantillonnage des sédiments et des eaux dans la plaine de la Mitidja est.....	43
Figure 15 : Les étapes principales dans l'étude spatiale des différents paramètres du sol.....	54
Figure 16 : Variation spatiale des éléments traces métalliques dans les différents	

## LISTE DES FIGURES

---

cours d'eau de la plaine de la Mitidja Est.....	63
Figure 17 : Répartition spatiale de l'indice métallique pour les eaux d'irrigation aux différents points d'eau de la Mitidja Est.....	69
Figure 18 : Classification Ascendante Hiérarchique des sites de prélèvements.....	74
Figure 19 : Distribution spatiale des éléments traces métalliques dans les sédiments de la plaine de la Mitidja Est. La ligne horizontale représente la valeur du fond géochimique (BV).....	81
Figure 20 : Dendrogramme obtenu par l'Analyse de la Classification Ascendante Hiérarchique des éléments traces métalliques dans les sédiments.....	90
Figure 21 : Distribution des fréquences de la salinité (CE) : (a) données non transformées ; (b) transformation logarithmique des données.....	96
Figure 22 : Diagramme de probabilité des valeurs de la salinité (CE) : (a) données non transformées ; (b) transformation logarithmique des données.....	96
Figure 23 : Projection dans le plan PC1-PC2 des différentes variables.....	100
Figure 24 : Variogramme théorique moyen de l'argile ajusté à un modèle Gaussien....	102
Figure 25 : Relation entre les valeurs du $\text{CaCO}_3$ mesurées et les valeurs prédites.....	104
Figure 26 : Distribution spatiale du a pH, b CE, c $\text{CaCO}_3$ , et d MO dans les sols de la plaine de la Mitidja Est.....	106
Figure 27 : Distribution spatiale du e $\text{N}_t$ , f argile, g sable, et h limon dans les sols de la plaine de la Mitidja Est.....	107
Figure 28 : Distribution spatiale de la i CEC dans les sols de la plaine de la Mitidja Est.	108
Figure 29 : Cartes de répartition spatiale du a Cd, b Cu, c Pb, et d Zn dans les sols de la plaine de la Mitidja Est.....	121
Figure 30 : Cartes de répartition spatiale du e Ni, f Fe et g Cr dans les sols de la plaine de la Mitidja Est.....	122
Figure 31 : Distribution spatiale de l'indice de pollution intégré (IPI) des éléments	

## LISTE DES FIGURES

---

traces métalliques dans les sols de la plaine de la Mitidja.....	124
Figure 32 : Distribution spatiale des principaux facteurs (PC1, PC2, et PC3).....	128
Figure 33 : Dendrogramme obtenu par l'Analyse de la Classification Ascendante Hiérarchique des éléments traces métalliques dans les sols.....	130
Figure 34 : Histogrammes de répartition et Boxplots des concentrations en Cd, Cu, Cr et Fe. ....	136
Figure 35 : Histogrammes de répartition et Boxplots des concentrations en Ni, Pb et Zn.....	138

### Liste des Tableaux

Tableau 1. Teneur moyenne des métaux et métalloïdes dans la croûte terrestre ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) (McLennan, 2001).....	9
Tableau 2. Estimation des apports aux sols d'ETM par source majeure dans le monde ( $10^6 \text{ kg an}^{-1}$ )* .....	11
Tableau 3. Effets des facteurs sol/sédiment sur la mobilité / biodisponibilité des ETM (Adriano, 2001).....	23
Tableau 4. Valeurs seuils en élément traces métalliques dans les sols ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) (Chen, 1998).....	25
Tableau 5. Valeurs seuils en éléments traces métalliques dans les eaux selon les différentes réglementations ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ).....	26
Tableau 6. Précipitations moyennes mensuelles (1990 – 2014) de la station climatique de Dar El Beida.....	38
Tableau 7. Températures moyennes mensuelles (1990-2014) de la station climatique de Dar El Beida.....	39
Tableau 8. Fiche d'informations sur les points d'échantillonnages, d'identification et description de la parcelle.....	42
Tableau 9. Taux de récupération des éléments traces métalliques dans le matériel de référence (BCR, CRM 131).....	46
Tableau 10. Critères de classification de l'indice de risque potentiel écologique.....	51
Tableau 11. Valeurs du pH, CE ( $\mu\text{S/cm}$ ) et concentration en éléments traces métalliques ( $\mu\text{g/l}$ ) dans les échantillons d'eau.....	61
Tableau 12. Les espèces ioniques dominantes dans les eaux.....	66
Tableau 13. Les indices de contamination métalliques des eaux.....	68
Tableau 14. Matrice de corrélation entre éléments traces métalliques dans les eaux...	71
Tableau 15. Total de la variance expliquée et matrice des composantes pour les éléments traces métalliques étudiés dans les eaux.....	72

## LISTE DES TABLEAUX

---

Tableau 16. Caractéristiques physico-chimiques et concentrations en éléments traces métalliques ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) des sédiments de la plaine de la Mitidja Est.....	79
Tableau 17. Concentration moyenne en éléments traces métalliques dans les sédiments de la plaine de la Mitidja est et de différentes régions du monde.....	82
Tableau 18. Evaluation de la contamination des sédiments par le biais du facteur d'enrichissement (FE), de l'indice de géo-accumulation ( $I_{\text{geo}}$ ) et du coefficient de risque potentiel écologique ( $E_r^i$ ).....	86
Tableau 19. Matrice de corrélation entre les éléments traces métalliques dans les sédiments.....	88
Tableau 20. Variance totale expliquée et pourcentage des variances exprimées par les facteurs pour les éléments traces métalliques étudiés dans les sédiments.....	89
Tableau 21. Les statistiques descriptives des paramètres pédologiques des sols de la plaine de la Mitidja Est.....	94
Tableau 22. Matrice de corrélation entre les paramètres pédologiques étudiés pour les sols de la plaine de la Mitidja Est.....	99
Tableau 23. Analyse des Composantes Principales des paramètres pédologiques étudiés.....	101
Tableau 24. Les paramètres des différents modèles de variogramme ajustés aux différentes propriétés des sols et les statistiques de la validation croisée.....	103
Tableau 25. Les statistiques descriptives des ETM dans les sols de la plaine de la Mitidja.....	114
Tableau 26. Comparaison de la concentration moyenne des éléments traces et du Fe ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) dans les sols de la plaine de la Mitidja avec d'autres régions du monde et quelques valeurs guides.....	115
Tableau 27. Matrice de corrélation entre les éléments traces métalliques et certaines propriétés des sols de la plaine de la Mitidja Est.....	117
Tableau 28. Matrice de corrélation entre les éléments traces métalliques dans les..... sols de la plaine de la Mitidja.....	119

## LISTE DES TABLEAUX

---

Tableau 29. Total de la variance expliquée et matrice des composantes pour les éléments traces métalliques étudiés dans les sols.....	126
Tableau 30. Les statistiques descriptives des éléments traces métalliques en éliminant les valeurs discordantes.....	139
Tableau 31. Les valeurs du fond ambiant en éléments traces métalliques (mg/kg) dans les sols de la plaine de la Mitidja Est.....	140
Tableau 32. Les valeurs de référence pour les éléments traces métalliques (mg/kg) dans les sols de la plaine de la Mitidja Est.....	141
Tableau 33. Les droites de régression linéaire entre les concentrations en éléments traces métalliques et certains paramètres pédologiques.....	141
Tableau 34. Les équations linéaires et les valeurs de référence (mg kg <sup>-1</sup> ).....	143
Tableau 35. Valeurs de références proposées pour les éléments traces métalliques dans les sols de la Mitidja Est et comparaison avec les valeurs de référence d'autres régions (mg kg <sup>-1</sup> ).....	144

## Liste des abréviations

---

### Liste des abréviations

A : Argile

ACP : Analyse en Composantes Principales

BV : Valeur du fond géochimique

CAH : Classification Ascendante Hiérarchique

CaCO<sub>3</sub> : Calcaire

CE : Conductivité électrique

CEC : Capacité d'échange cationique

CRM : Matériel de référence

CV : Coefficient de variation

DIQ : Distance interquartile

ETM : Eléments traces métalliques

E<sub>RI</sub> : Indice de risque potentiel écologique

E<sub>T</sub><sup>i</sup> : Coefficient de risque potentiel écologique

FE : Facteur d'enrichissement

HPI : Indice de pollution métallique pour les eaux

I<sub>geo</sub> : Indice de géo-accumulation

IM : Indice métallique pour les eaux

IP : Indice de pollution pour les sols

IPI : Indice de pollution intégré pour les sols

K-S: Test de Kolmogorov-Smirnov

MA : Moyenne arithmétique

MG : Moyenne géométrique

MO : Matière organique

Max : Maximum

Min : Minimum

MOS : Matière organique des sols

Moy : Moyenne

NF : Valeur de fond ambiant

N<sub>t</sub> : Azote total

P 90 : Percentile 90

## Liste des abréviations

---

Q1 : Premier quartile

Q3 : Troisième quartile

R-J : Test statistique de Ryan-Joiner

REMQ : Racine de l'Erreur Moyenne Quadratique

REQNM : Racine de l'Erreur Quadratique Normalisée Moyenne

R-J : Test de Ryan-Joiner

TR : Taux de récupération

VR : Valeur de référence.

$\sigma$  : Ecart type.

$\mu$  : Moyenne

### INTRODUCTION GENERALE

La plaine de la Mitidja est une importante zone de production agricole en Algérie. Cependant, elle a connue ces 30 dernières années une croissance urbaine et industrielle qui a pu générer un accroissement des concentrations en certains contaminants tels que les polluants organiques et les éléments traces métalliques (ETM). A titre d'exemple, les études réalisées au niveau de l'Oued El Harrach et dans la baie d'Alger, ont mis en évidence une contamination des eaux et des sédiments par suite de rejets incontrôlés d'effluents industriels et domestiques (Yoshida et *al.*, 2005 ; Yoshida et *al.*, 2007).

Les éléments traces métalliques désignent des métaux (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) et métalloïdes (As, Se, B) réputés potentiellement toxiques et dont la teneur moyenne dans la croûte terrestre est inférieure à  $1\text{g kg}^{-1}$  (Gouzy et Ducos, 2008). Les concentrations mesurées aujourd'hui dans le milieu naturel résultent, d'une part, de processus naturels, et d'autre part, d'apports liés aux activités anthropiques (Alloway, 2012). Les concentrations naturelles en ETM dans l'environnement reflètent la composition chimique initiale du matériel parental d'où la notion de fond géochimique naturel (Baize, 1997).

Les apports anthropiques des ETM dans l'environnement terrestre proviennent, quant à eux, des rejets urbains et industriels, des émissions du trafic routier, des dépôts atmosphériques, des mines et des fonderies (Huang et *al.*, 2013 ; Lienard et *al.*, 2014 ; Zhao et *al.*, 2015). L'agriculture à travers l'usage des engrais minéraux, des produits phytosanitaires, des boues de station d'épuration, et l'irrigation avec des eaux usées, contribue également à l'accumulation des ETM dans les différents réservoirs (eau, sédiment, et sol) de l'environnement (Adriano, 2001 ; Alloway, 2012 ; Su et *al.*, 2014). En résumé, l'industrialisation, l'urbanisation et les pratiques agricoles sont les trois principales sources d'éléments traces métalliques.

La contamination de l'environnement par les ETM est devenue une préoccupation d'ampleur mondiale en raison de leur persistance, de leur non biodégradabilité, de leur bioaccumulation, et des risques éventuels sur l'homme à travers la chaîne alimentaire (Nriagu and Pacyna, 1988 ; Wuana and Okieimen 2011).

Il est distingué deux catégories de contamination (Pereira et Sonnet, 2007):

- La première catégorie concerne la contamination dite diffuse qui est une contamination due à une multitude de rejets de contaminant dans le temps et dans l'espace

tels que les retombées atmosphériques sur de longues distances des sources émettrices, les épandages agricoles, et la contamination liée au trafic routier.

- La deuxième catégorie de contamination est dite ponctuelle. Elle provient d'un point unique et identifiable, par exemple l'effluent d'une industrie, le rejet de produits toxiques dans les cours d'eau, des exploitations minières, et à d'autres installations industrielles.

Sur la base des éléments d'informations précédents, il est intéressant, de nos jours, de pouvoir reconnaître si le milieu est indemne de contamination, ou au contraire, s'il présente la trace d'apports de métaux potentiellement dangereux et de bien discerner la part de ce qui est naturel et de ce qui est anthropique (Baize, 1997). En effet, la gestion des sites contaminés et le contrôle de la contamination des sols, ne sont pas envisageables sans la connaissance parfaite des concentrations en ETM dans l'environnement terrestre, de l'étendue de la contamination, et des sources des éléments traces métalliques dans la région (Zhang et *al.*, 2009).

Il existe dans la littérature plusieurs approches qui permettent de distinguer entre les sources naturelles et anthropiques des sols/sédiments en éléments traces métalliques. Les premières sont qualifiées de quantitatives ou géochimiques et les deuxièmes de méthodes qualitatives ou statistiques (Wu et *al.*, 2014).

Les méthodes quantitatives ou géochimiques comparent les concentrations mesurées dans l'environnement aux valeurs du fond géochimique naturel (Guo et *al.*, 2012 ; Abdelhafez and Li, 2014 ; Sulaiman et *al.*, 2016). Il s'agit notamment du facteur d'enrichissement (FE), de l'indice de géo-accumulation (Igeo), de l'indice de pollution (IP) et de l'indice de pollution intégré (IPI).

A cet effet, les valeurs du fond géochimique en ETM dans la croûte terrestre sont utilisées à des fins d'estimation des niveaux de contamination (Lienard et *al.*, 2014 ; Wu et *al.*, 2014). D'autres travaux scientifiques suggèrent l'utilisation des concentrations en fond ambiant également appelés teneurs habituelles ou bien concentrations couramment observées dans les sols pour évaluer l'impact anthropogénique (Tume et *al.*, 2006 ; Zhao et *al.*, 2007).

Les méthodes qualitatives utilisent les statistiques multivariées pour interpréter les données environnementales et identifier les sources de contamination par les éléments traces métalliques. Il s'agit en particulier de la matrice de corrélation, de l'Analyse en

Composantes Principales et de la Classification Ascendante Hiérarchique (Fu et *al.*, 2014 ; Lienard et *al.*, 2014 ; Bilgin and Konanç, 2016).

Toutefois, des travaux de recherche scientifiques s'accordent sur le fait que la combinaison des deux approches s'avère plus performante dans l'identification des sources et des niveaux de contamination en ETM dans l'environnement (Abdelhafez and Li, 2014; Laribi et *al.*, 2017).

Les travaux de recherche effectués à ce jours sur les ETM dans la plaine de la Mitidja ont été réalisés à une petite échelle (Benamar et *al.*, 1999 ; Laribi and Saidani, 2016) et à notre connaissance aucune donnée n'est publiée dans la littérature internationale sur l'étendue de la contamination, dans les différents compartiments de l'environnement, à l'échelle régionale. Il s'agit donc d'une contribution à une meilleure connaissance géochimique des concentrations et des sources éventuelles des ETM dans la plaine de la Mitidja.

Dans une optique de protection des sols et de l'environnement aquatique, nous nous sommes intéressés à travers cette étude d'analyser les concentrations en éléments traces (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn) dans les différents réservoirs (eau, sédiment, sol), et d'évaluer leur niveau de contamination. Plus précisément, ce travail tâche de répondre aux questions suivantes :

- Quels sont les niveaux actuels en éléments traces métalliques dans les sols, les sédiments et l'eau par rapport à certaines valeurs publiées par certains pays dans la littérature internationale?
- Quels sont les éléments traces métalliques d'origine naturelle ou anthropique dans les différents réservoirs de l'environnement?
- Quel est le degré d'enrichissement des sols ou bien des sédiments par rapport aux valeurs du fond géochimique naturel?
- Quels sont les secteurs (hot spot) au sein de la zone d'étude ayant présenté des niveaux élevés de contamination?
- Quels sont les facteurs intrinsèques à l'origine de la distribution des éléments traces métalliques dans les sols de la plaine de la Mitidja Est?
- Quels sont les fonds ambiants en ETM dans les sols de la plaine de la Mitidja Est?

Afin de mener à terme cette étude, et en complément à cette introduction générale, cette thèse est subdivisée en trois chapitres et une conclusion générale.

Le **premier chapitre** dresse un état des lieux des connaissances sur les sources des éléments traces métalliques dans les différents réservoirs de l'environnement (eau, sédiment et sol). Cette section décrit également le devenir et les facteurs influençant la mobilité des ETM dans les compartiments susmentionnés.

Le **deuxième chapitre** s'intéresse à la présentation de la zone d'étude et aux méthodes d'échantillonnage et d'analyse. Dans une première phase, les caractéristiques de la plaine de la Mitidja, à savoir les données géologiques et hydrogéologiques, la typologie des sols, l'occupation agricole et le climat seront énumérées. Dans une deuxième phase, une description du protocole d'échantillonnage des sols, des sédiments et des eaux ainsi que les méthodes d'analyses seront présentées.

Le **troisième chapitre** renferme cinq sections. La première section établit les caractéristiques physico-chimiques des eaux et présente les résultats des concentrations des éléments traces métalliques dans les principaux affluents de la plaine de la Mitidja Est. Dans cette section, l'indice métallique (IM) et l'indice de pollution métallique (HPI) ont été aussi appliqués dans le but d'évaluer la contamination des eaux.

La deuxième section comprend les résultats des concentrations en ETM dans les sédiments des principaux affluents de la plaine de la Mitidja Est. La troisième section examine les principaux résultats des paramètres pédologiques de la zone d'étude ainsi que leur variabilité spatiale. La quatrième section englobe les résultats obtenus sur les concentrations des ETM dans les sols de la zone d'étude.

La recherche des sources éventuelles en ETM a également été mise en évidence dans cette partie par le biais d'approches statistiques et géochimiques. La cinquième section présente la méthodologie utilisée pour calculer les concentrations en fond ambiant et ou les valeurs de référence en ETM proposées pour les sols de la plaine de la Mitidja Est. Enfin, les enseignements tirés de tous ces travaux seront énumérés dans la conclusion, accompagnée de quelques recommandations pour les travaux futurs.

# *CHAPITRE 1*

## ***Recherche Bibliographique***

### CHAPITRE 1. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE.

Ce chapitre d'introduction est une synthèse bibliographique qui recense les informations sur les origines des éléments traces métalliques (ETM) dans l'eau, les sédiments et les sols. Avant d'aborder les sources des ETM dans les différents réservoirs de l'environnement, il convient au préalable de faire quelques rappels généraux sur les termes : éléments traces métalliques (ETM), contamination et pollution qui reviennent tout au long de ce document.

#### 1. Définition des ETM

Par ce terme générique d'éléments traces métalliques, qui peu à peu se substitue à celui des métaux lourds, on désigne des métaux et métalloïdes qui sont présents à de faibles teneurs (à l'état de traces,  $< 1000 \text{ mg kg}^{-1}$ ) dans les sols (Girard et *al.*, 2005), les sédiments et les eaux de surface.

Certains éléments métalliques, comme le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le cobalt (Co), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le nickel (Ni), le chrome (Cr), le vanadium (V), le molybdène (Mo), le sélénium (Se), l'étain (Sn), présents à l'état de traces, sont essentiels pour les organismes. Il s'agit des oligo-éléments, indispensables en quantités minimales (Sigg et *al.*, 2006). Lorsque les ETM se trouvent dans les sols sous certaines formes et à certaines concentrations, ils peuvent présenter des risques pour l'environnement et aboutir à des phénomènes de toxicité.

D'autres éléments ne sont pas nécessaires et ne peuvent produire que des effets toxiques. A cette catégorie appartiennent différents éléments, dont la présence est fortement aggravée par les activités anthropiques dans l'environnement, tel que le plomb (Pb), le mercure (Hg) et le cadmium (Cd) (Sigg et *al.*, 2006).

Une fois, ces éléments traces métalliques sont libérés dans l'environnement, soit par des processus naturels ou anthropiques depuis leur source, ils peuvent se retrouver dans l'air, dans les eaux, dans les sols et les sédiments, ainsi que dans les organismes végétaux et animaux (Gouzy et Ducos, 2008).

#### 1.1. Contamination et pollution

Selon, Chassin et *al.*, (1996) ; Mathieu et *al.*, (2008) ; Kabata-Pendias, (2011), ces deux expressions sont couramment employées pour désigner l'accumulation anormale,

généralement due à une activité humaine, d'éléments ou de composés minéraux, organiques ou d'agents pathogènes dont la qualité se trouve affectée.

Le mot contamination sera employé pour exprimer l'augmentation de la concentration d'un élément dans l'environnement, au-delà des valeurs habituellement rencontrées, sans préjuger de la modification de la qualité qui peut en résulter. En revanche, la pollution désigne l'accumulation d'un composé en quantité telle qu'il peut induire un danger pour les organismes vivants ou compromettre l'usage qui est habituellement fait du milieu récepteur.

### 2. Les différents réservoirs de l'environnement

Les éléments traces métalliques rejetés dans l'environnement, qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique, se répartissent entre les différents réservoirs représentés dans la figure 1.

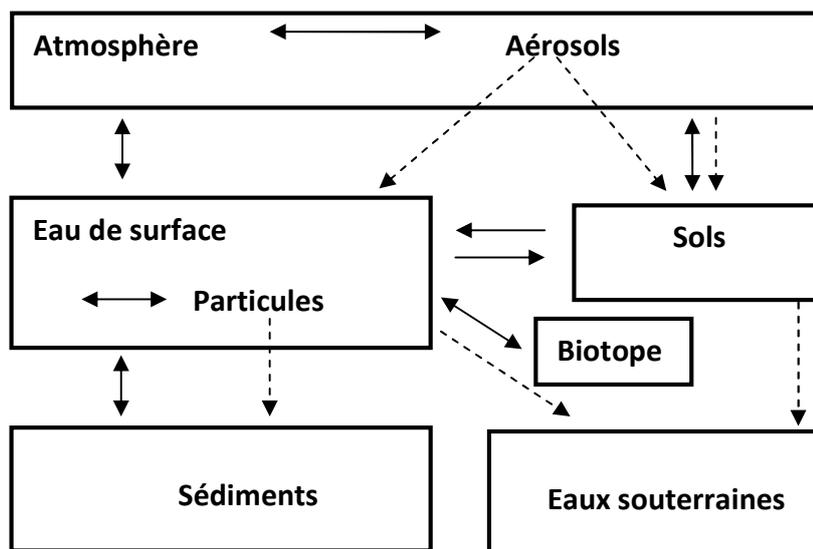


Figure 1 : Interactions entre le sol, l'eau et l'air (Sigg et al., 2006).

Les éléments traces métalliques émis dans l'eau peuvent s'accumuler dans les organismes et dans les sédiments, ou se volatiliser dans l'atmosphère ; à partir des eaux de surface, les substances peuvent s'infiltrer dans les eaux souterraines. Les substances chimiques émises dans l'atmosphère lors de la combustion des combustibles fossiles, par des processus industriels, par l'érosion des sols, par volatilisation, sont importées dans les eaux et les sols, après avoir été transportées sur de longues distances.

Les éléments traces métalliques répandus sur les sols, par exemple lors de l'utilisation des intrants agricoles, ou par des apports atmosphériques, peuvent être transférés par érosion ou drainage vers les eaux de surface, par infiltration dans les eaux souterraines ou par volatilisation dans l'atmosphère (Sigg et al., 2006).

### 3. Les sources des éléments traces métalliques dans l'environnement terrestre

#### 3.1. Dans les systèmes agricoles

Alloway (2012) rapporte que les sources des ETM dans les sols sont la somme des concentrations de ces éléments issus des minéraux dans le matériel parental géologique sur lequel le sol s'est développé (source lithogénique ou naturelle) et les sources anthropogéniques (contamination) (fig. 2).

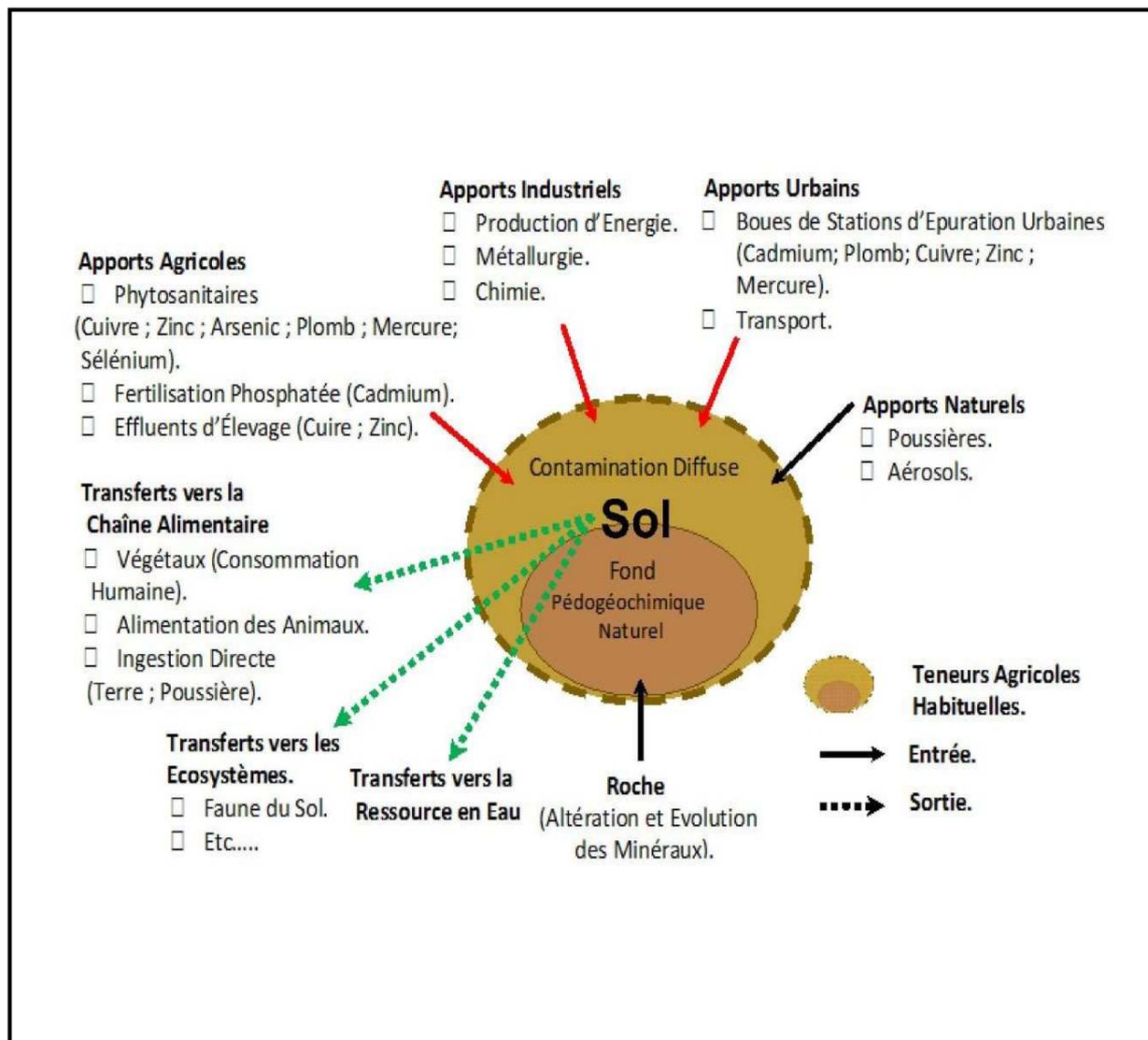


Figure 2 : Origine des éléments traces métalliques dans les sols (SOEs, 2009).

En d'autres termes, les ETM dans les sols proviennent en partie de l'altération de la roche mère mais aussi de sources externes au sol : les retombées atmosphériques des particules associées aux aérosols (< 30 µm de diamètre), les pratiques agricoles, les boues et les composts urbains et l'industrie.

La concentration totale en ETM dans les sols est exprimée par l'équation **(1)** suivante (Alloway, 2012) :

$$M_{\text{total}} = (M_{\text{pm}} + M_{\text{atm}} + M_{\text{sed}} + M_{\text{f}} + M_{\text{ac}} + M_{\text{tm}} + M_{\text{om}}) - (M_{\text{cr}} + M_{\text{e}} + M_{\text{l}} + M_{\text{v}}) \quad (1)$$

Où : M = métal, pm = matériel parental, atm = dépôt atmosphérique, sed = dépôt de sédiment, f = fertilisants, ac = agrochimique agricole, tm = matériaux technogéniques, OM = matière organique, ic = d'autres contaminants inorganiques, Cr = exportations par les cultures, e = érosion du sol, l = lessivage, et v = volatilisation. Nous examinerons dans les points qui suivent les sources majeures des ETM dans les sols.

### 3.1.1. Origine naturelle: fond pédogéochimique naturel

D'après Baize (1997), les éléments traces métalliques présents dans les sols sont hérités de la roche mère (fond géochimique) plus ou moins modifiés ensuite par l'évolution pédogénétique d'où la notion de fond pédogéochimique naturel.

L'étude de la composition chimique des différentes composantes de la terre (croûte terrestre, croûte continentale, océanique, manteau et noyau) a permis de montrer que ces enveloppes contiennent des ETM en proportion variable et dont l'origine est évidemment naturelle.

Le tableau 1 présente la concentration moyenne en métaux et métalloïdes dans la croûte terrestre. Il est mentionné dans la littérature scientifique qu'environ 75 % des roches qui affleurent sur la surface terrestre sont de types sédimentaires, elles représentent une proportion importante du matériel parental du sol et déterminent donc la composition chimique du sol (par comparaison aux roches volcaniques) (Alloway, 2012). Par conséquent, le sol sera d'autant plus riche en ETM que le matériel parental l'est également.

Baize (2009) indique que dans les roches plutoniques, volcaniques ou métamorphiques, divers minéraux ont cristallisé et certains peuvent être particulièrement chargés en éléments traces (par exemple la chromite, l'olivine et la garniérite).

## CHAPITRE 1 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

---

Les concentrations en éléments traces métalliques dans les roches sédimentaires et des alluvions dépendent largement des roches érodées en amont et transportées ensuite par les cours d'eau. Par ailleurs, il est rapporté que les sols formés sur des sédiments calcaires, marneux ou des schistes renferment des concentrations beaucoup plus importantes que ceux qui se sont formés sur des sables quartzeux (Perrono, 1999).

Tableau 1. Teneur moyenne des métaux et métalloïdes dans la croûte terrestre ( $\text{mg kg}^{-1}$ ).

( McLennan, 2001).

Élément	$\text{mg kg}^{-1}$	Élément	$\text{mg kg}^{-1}$
Li	20	Cu	25
Be	3	Zn	71
Na	28900	As	1.5
Mg	13300	Sr	350
Al	80400	Zr	190
Si	308000	Mo	1.5
K	28000	Ag	0.05
Ca	30000	Cd	0,1
Ti	4100	Sn	5.5
V	107	Sb	0.2
Cr	83	Cs	4.6
Mn	600	Ba	550
Fe	35000	Th	10.7
Co	17	Pb	17
Ni	44	U	2.8

Cependant, il y a lieu de souligner qu'il est théoriquement impossible de mesurer la valeur du fond pédogéochimique naturel dans les horizons de surface, car tous les sols ont fait l'objet d'une contamination, soit par les retombées atmosphériques, soit par les

pratiques agricoles (Reimann and Garrett, 2005). Cet aspect sera discuté d'une manière exhaustive dans la dernière section du chapitre 3 de ce manuscrit.

### 3.1.2. Les sources de contamination des sols liées aux activités anthropiques

Outre l'origine naturelle des ETM, l'état des sols est aussi perturbé par les contaminations d'origine humaine. Les éléments traces métalliques provenant des sources anthropiques sont décrits comme étant des contaminants ou des polluants, bien qu'il existe actuellement un consensus pour utiliser le terme contaminant et contamination plus que pollution dans le contexte des sols et des terres. Il existe, cependant, deux catégories de contamination, soit la contamination dite diffuse et la contamination ponctuelle (Pereira et Sonnet, 2007).

La contamination diffuse (indirecte) est une contamination due à une multitude de rejets de contaminants dans le temps et dans l'espace. Ce sont, par exemple, les retombées atmosphériques sur de longues distances des sources émettrices, les épandages agricoles, la contamination liée au trafic routier. Une contamination diffuse affecte tous les sols plus ou moins faiblement mais de manière généralisée. Ce type de contamination est peu visible.

La contamination ponctuelle (directe) est la contamination qui provient d'un point unique et identifiable, par exemple l'effluent d'une industrie, le rejet de produits toxiques dans les cours d'eau, des exploitations minières, aux installations industrielles et à d'autres installations. Il s'agit d'un type de contamination qui touche une aire relativement faible et le plus contaminant à court terme.

Les principales sources de contaminations des sols par les ETM les plus fréquents sont rassemblés dans le tableau 2 (Su *et al.*, 2014). Les données du tableau 2 suggèrent clairement que les sols sont entrain de recevoir des apports importants d'ETM à partir d'une large gamme de déchets solides. Il est mis en évidence également que les deux principales sources des ETM dans les sols sont les résidus de combustion du charbon et les impuretés des commodités sur les terres.

Les déchets municipaux représentent une importante source de Cu, Hg, Pb et Zn. Les dépôts atmosphériques contribuent également aux apports des ETM dans les sols. Si les apports des ETM étaient dispersés uniformément sur la surface des terres cultivées ( $16 \cdot 10^{12} \text{ m}^2$ ), les flux annuels estimés varieraient de  $1 \text{ g ha}^{-1}$  pour le Cd,  $50 \text{ g ha}^{-1}$  pour le Pb, Cu et Cr à plus  $65 \text{ g ha}^{-1}$  (Nriagu and Pacyna, 1988).

Tableau 2. Estimation des apports aux sols d'ETM par source majeure dans le monde  
( $10^6 \text{ kg an}^{-1}$ )\*.

Catégorie de la source	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Agriculture et déchets alimentaires	0-3	4.5-9	3-38	6-45	1.5-27	12-150
Déjections animales	0.2-1.2	10-60	14-80	3-36	3.2-20	150-320
Exploitation forestière et déchets de bois	0-2.2	2.2-18	3.3-52	2.2-23	6.6-8.2	13-65
Déchets municipaux	0.88-7.5	6.6-33	13-40	2.2-10	18-62	22-97
Boues municipales	0.0-0.3	1.4-11	4.9-21	5-22	2.8-9.7	18-57
Déchets organiques	0-0.01	0.1-0.48	0.04-0.61	0.17-3.2	0.02-1.6	0.13-2.1
Process du métal	0-0.08	0.65-2.4	0.95-7.6	0.84-2.5	4.1-11	2.7-19
Cendre de charbon	1.5-13	149-446	93-335	56-279	45-242	112-484
Fertilisation	0.03-0.25	0.03-0.38	0.05-0.58	0.2-3.5	0.42-2.3	0.25-1.1
Tourbe (usage agricole et combustible)	0-0.11	0.04-0.19	0.15-2	0.22-3.5	0.45-2.6	0.15-3.5
Impuretés de commodités	0.78-1.6	305-610	395-790	6.5-32	195-390	310-620
Dépôts atmosphériques	2.2-8.4	5.1-38	14-36	11-37	202-263	49-135
Total	5.6-38	484-1309	541-1367	106-544	479-1113	689-2054

\* Source à partir des travaux de Nriagu and Pacyna (1988).

### 3.1.2.1. Les dépôts atmosphériques

Les métaux sont émis dans l'air par diverses sources, ils sont la résultante d'un mélange de différents types d'émissions qui incluent les émissions industrielles, les émissions domestiques et les émissions automobiles. Une fois dans l'air, ils sont transportés

sur des distances plus ou moins grandes (km), pour finir par se déposer (sous l'effet de la gravité) au niveau des sols et des écosystèmes.

En Algérie, une étude récente a montré que le Grand Alger est, comme toute agglomération urbaine, confrontée à une intense pollution atmosphérique par les aérosols particuliers et les métaux lourds qui leur sont associés dont la principale source d'émission est le trafic routier (Oucher, 2010).

Une autre étude a montré que les concentrations élevées en Pb dans les sols agricoles, périurbains et urbains de la ville de Annaba sont associées à la densité du trafic routier et à l'utilisation de l'essence avec plomb (Maas et *al.*, 2010) toujours en usage dans le pays.

En France, les travaux de Chassin et *al.*, (1996) ont estimé pour le Cd, des flux qui varient entre 2 et 20 g par hectare et par an. Ultérieurement, une étude réalisée à l'échelle de la France métropolitaine a montré que la source d'entrée des ETM par les retombées atmosphériques sur les sols agricoles contribuaient de 14%, 5%, 16%, 33% et 11% pour le Cd, Cu, Ni, Pb et Zn, respectivement. Ces taux ont été, évidemment, calculés en prenant en considération les deux autres sources qui sont les déjections animales et les engrais minéraux (Ademe, 2007).

En région Wallonne (Belgique) pour le Hg et Pb, la contamination des sols par cette voie peut atteindre jusqu'à 80 % des apports ou plus (Pereira et Sonnet, 2007).

A l'échelle européenne, dans le cadre du projet AROMIS (22 pays), Eckel et *al.*, (2005) ont mis en évidence que les retombées atmosphériques étaient la deuxième source la plus importante (après les déjections animales) pour le Cu (1-39 %) et Zn (8-49 %) dans les sols agricoles.

Cependant, une étude récente a montré que les émissions en Cd et Pb sont en diminution en Europe (Pacyna et *al.*, 2009), ceci serait lié d'une part, à l'amélioration des techniques industrielles de réduction des émissions et d'autre part, à l'interdiction de l'usage de Pb dans les essences en 2000.

Une situation tout à fait contraire à l'Europe est observée à l'échelle mondiale, du fait de l'augmentation de l'activité industrielle en Asie (Pacyna and Pacyna, 2001). Globalement, au niveau des sols, les flux annuels par cette voie sont variables d'un site à un autre en fonction de la proximité des activités industrielles.

### 3.1.2.2. Les apports agricoles

L'agriculture contribue à la contamination des sols par les ETM à travers des impuretés présentes dans les engrais minéraux, les produits phytosanitaires (pesticides et sels de cuivre), les boues de station d'épuration, les amendements calcaires, les fumiers et les lisiers.

En ce qui concerne les apports d'engrais, il est noté des concentrations relativement considérables en ETM dans les engrais phosphatés tandis que les engrais potassiques et azotés contiennent des concentrations relativement faibles (Boyd, 2010). La concentration des ETM dans les engrais diminue selon l'ordre décroissant suivant :

Engrais phosphatés > engrais composés > engrais potassiques > engrais azotés.

A titre d'exemple, les quantités apportées par les engrais azotés sont de: 0.05-8.5 Cd, 5-12 Co, 3-19 Cr, 1-15 Cu, 0.03-3 Hg, 1-7 Mo, 7-38 Ni, et 1-42 Zn mg kg<sup>-1</sup> (Alloway, 2012).

De même, l'étude faite au Nigéria a révélée que l'engrais superphosphate était riche en Cu, V et Zn, alors que l'engrais urée présentait des concentrations légèrement élevées en Cd, Ni et Pb (Benson et *al.*, 2014).

Par ailleurs, l'application de grandes quantités d'engrais phosphatés dans les sols augmente la biodisponibilité du Cd et par conséquent son prélèvement par les cultures (Su et *al.*, 2014), ce qui pourrait poser des problèmes à long terme. D'une manière similaire, l'utilisation d'amendements organiques traditionnels comme les lisiers ou le fumier de ferme va participer à l'accroissement des teneurs en Cu et Zn dans les sols (Chassin et *al.*, 1996).

D'autre part, de nombreux pesticides ont contribué ou contribuent, de manière considérable à la contamination des sols par les éléments traces métalliques. Récemment, environ 10% des produits chimiques (insecticides et fongicides) approuvés au Royaume-Uni pour utilisation en agriculture étaient à base de composés contenant du Cu, Hg, Mn, Pb ou Zn (Wuana and Okieimen, 2011).

Par exemple, les vignobles traités à la bouillie bordelaise (Ca(OH)<sub>2</sub> + CuSO<sub>4</sub>) ont révélé un enrichissement notable en cuivre des sols, en effet des concentrations en Cu de 3200 mg kg<sup>-1</sup> ont été obtenues sur des sols viticoles au Brésil ayant reçus des traitements fongiques depuis plusieurs décennies (Mirlean et *al.*, 2007).

En outre, les travaux de Dos santos et *al.*, (2013) ont indiqué que les concentrations en Cu et Zn dans les sols viticoles étaient supérieures à celles des autres spéculations agricoles dans la région de Sao Paulo au Brésil.

Concernant la valorisation des boues de station d'épuration en agriculture, l'intérêt de cette technique n'est plus à démontrer aujourd'hui, en effet les travaux de Idder et *al.*, (2012) montrent que l'application d'une dose de 25 tonnes de boues ha<sup>-1</sup> sur un sol sableux de Touggourt (Algérie) engendre une amélioration de l'état de fertilité des sols, en l'occurrence l'augmentation du taux de matière organique, de la capacité d'échange cationique et de la capacité de rétention en eau dans le sol.

Cependant, la présence des ETM à des concentrations considérables dans les boues peut occasionner leur accumulation dans le sol (Wolejko et *al.*, 2013) avec toutes les nuisances qu'ils peuvent engendrer. Sur la base de ces études, l'épandage agricole des boues sera lié à la capacité d'obtenir des boues relativement propres, c'est-à-dire à faibles concentrations en éléments traces métalliques.

Dans ce contexte, il faut savoir que la qualité des boues va dépendre de la qualité des eaux usées. Comme pour les boues, les eaux usées sont également utilisées en agriculture et leur usage doit être pris avec beaucoup de précaution en raison de la présence des ETM. En outre, elles doivent être conformes aux concentrations admissibles en ces éléments dans les eaux d'irrigation (USEPA, 2012).

En effet, les résultats de l'utilisation des eaux usées du complexe industriel de Mangalpuren (Inde) en agriculture révèlent des concentrations en Pb 752 mg kg<sup>-1</sup> et en Cr 506 mg kg<sup>-1</sup> dans les sols nettement supérieures aux parcelles irriguées avec les eaux souterraines dont les concentrations en Pb et Cr sont respectivement de 29 et 109 mg kg<sup>-1</sup> (Nayek et *al.*, 2010).

Les concentrations en Cr dans les eaux usées ont varié d'un minimum de 0.69 à un maximum de 0.83 mg l<sup>-1</sup>, ces teneurs sont largement supérieures à la valeur seuil recommandée pour les eaux d'irrigation (0.1 mg l<sup>-1</sup>, USEPA, 2012).

Par ailleurs, d'autres travaux réalisés dans la municipalité de Tianjin en Chine, ont mis en exergue que l'apport continu des eaux usées s'est traduit à long terme par des contaminations en Cd, Hg et Zn dans les horizons de surface des sols et une accumulation significative des éléments traces métalliques dans les cultures de blé (Meng et *al.*, 2016).

### 3.1.2.3. L'industrie minière et les autres activités anthropiques

L'exploitation minière constitue une autre source de contamination des sols par les ETM étant donné que ces contaminants peuvent perdurer dans le sol même après la fermeture de la Mine (Khalil et *al.*, 2013).

Une étude faite au niveau de la Mine de Kettara au Maroc montre clairement que les sites situés en aval de la mine présentent des concentrations très élevées en As ( $> 50 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Cu ( $> 300 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Fe ( $> 100.000 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Pb ( $> 100 \text{ mg kg}^{-1}$ ), et Zn ( $> 300 \text{ mg kg}^{-1}$ ) par rapport aux valeurs de fond géochimique de la région (As =  $13.9 \text{ mg kg}^{-1}$ , Cu =  $43.8 \text{ mg kg}^{-1}$ , Fe =  $56978 \text{ mg kg}^{-1}$ , Pb =  $21.8 \text{ mg kg}^{-1}$ , et Zn =  $102.6 \text{ mg kg}^{-1}$ ). En revanche, les sites situés en amont de la mine demeurent in affectés par les activités anthropogéniques (Khalil et *al.*, 2013).

De même, un rapport très récent sur le thème indique que les valeurs de l'As ( $0.5\text{--}38.3 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Mn ( $86\text{--}3,700 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Zn ( $1.5\text{--}296 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Cu ( $0.5\text{--}110 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Cr ( $17.5\text{--}954 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Ni ( $4.3\text{--}390 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Pb ( $0.5\text{--}433 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Cd ( $0.02\text{--}4.48 \text{ mg kg}^{-1}$ ), et Hg ( $0.02\text{--}0.69 \text{ mg kg}^{-1}$ ), aux alentours des mines de charbon de la majeure partie des villes et des pays du monde, sont supérieures aux valeurs de fond moyennes mondiales des sols et de la croûte terrestre (Sahoo et *al.*, 2016).

Enfin, de nombreux auteurs signalent la contamination par les éléments traces métalliques des sols situés à proximité des cimenteries (Ogunkunle and Fatoba, 2014) et des décharges non contrôlées (Nhari et *al.*, 2014).

### 3.2. Dans les systèmes des eaux douces

Les éléments traces métalliques qui se retrouvent dans l'environnement aquatique proviennent de sources naturelles et de sources anthropiques. Parmi les sources naturelles, nous retrouvons l'altération et/ou l'érosion de l'écorce terrestre, et les émissions volcaniques. Les particules érodées en amont sont transportées ensuite par l'eau pour s'accumuler dans le lit du cours d'eau de la plaine, lorsque celui-ci devient insuffisant pour assurer le transport des particules, il y a alors sédimentation (INERIS, 2004).

Ainsi, le dépôt des particules dans le lit du cours d'eau conduit potentiellement à une accumulation des éléments traces métalliques dans les sédiments. La richesse des sédiments en éléments traces métalliques va dépendre de la nature géologique du terrain dont elles sont issues (INERIS, 2004).

## CHAPITRE 1 : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Les sources anthropogéniques comprennent le lessivage de métaux provenant de décharges d'ordures ménagères et de résidus solides, le lessivage des sols agricoles, par exemple métaux présents dans les fertilisants et pesticides, les sources atmosphériques, par exemple les émanations gazeuses de la combustion de carburants, de l'incinération des déchets et émissions industrielles, les activités pétrochimiques, les effluents industriels et les effluents domestiques (Adriano, 2001).

Les différentes sources d'émissions de micropolluants dans l'environnement aquatique (INERIS, 2015) sont schématisées dans la figure 3.

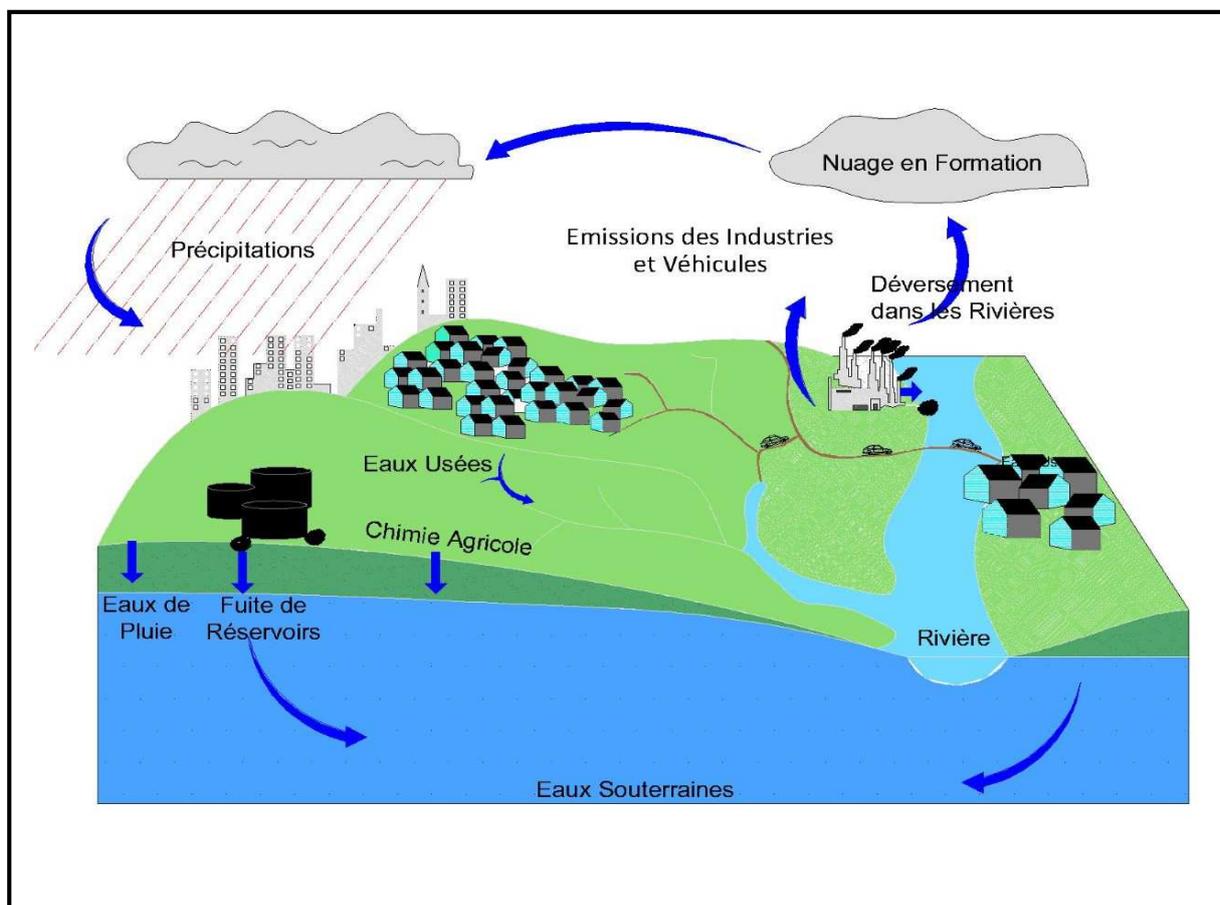


Figure 3 : Schéma conceptuel des différentes voies d'apport de micropolluants aux eaux de surface (INERIS, 2015).

D'après Nriagu and Pacyna (1988), les sources majeures de contamination par les éléments traces métalliques dans les systèmes aquatiques en incluant les océans sont les effluents domestiques (particulièrement As, Cr, Cu, Mn et Ni), des installations de combustion du charbon (As, Hg and Se), les fonderies de métaux non ferreux (Cd, Ni, Pb

et Se), les usines de fer et d'acier (Cr, Mo, Sb et Zn) et le déversement des boues d'épuration (As, Mn et Pb).

Par rapport aux effluents liquides, en Algérie bien que des actions ont été entreprises pour épurer les eaux usées, néanmoins des efforts restent encore à faire dans ce contexte. Le déversement de ces eaux usées dans les cours d'eau sans un traitement préalable va engendrer une contamination du milieu par les éléments traces métalliques.

Par exemple, l'étude faite sur la qualité des cours d'eau, en l'occurrence le Kebir est, Seybouse et Medjerda à l'extrême est algérien, a montré que le déversement des eaux usées par les localités et par les industries situées le long de ces cours d'eau, contribuent à la dégradation de la qualité des eaux des Oueds notamment par les éléments traces métalliques (Djabri et *al.*, 2012).

Par ailleurs, l'évaluation du niveau de contamination métallique des rejets d'eaux usées d'Oran et de Mostaganem (littoral Ouest algérien) a mis en évidence des teneurs moyennes en Cd qui dépassent la valeur réglementaire spécifique aux rejets des eaux usées (Remili et Kerfouf, 2013). Contrairement à l'Algérie, aux Etats Unis, plus de 90% des eaux usées domestiques et des eaux usées industrielles non dangereuses ainsi que 10% des eaux usées dangereuses sont traitées avant élimination (Adriano, 2001).

#### 4. Les sources de contamination au niveau de la plaine de la Mitidja

La plaine de la Mitidja a connue ces trente dernières années une pression socio-économique qui a été à l'origine des divers rejets liquides, solides et atmosphériques (fig. 4).



Figure 4 : Rejets des eaux usées dans les principaux affluents de la plaine de la Mitidja Est.

Ces derniers représentent une source potentielle en éléments traces métalliques dans l'environnement. Selon l'étude réalisée par le PAC (2004), l'évolution de la population dans la région s'est traduite par l'accroissement des déchets urbains dont le volume a été estimé pour l'année 2003 à 4.102 T/J.

Les travaux de Hadjoudj *et al.*, (2014), bien qu'ils soient axés sur la problématique de pollution par les nitrates, ont mis en évidence diverses origines de contamination dans la région :

- **Une origine urbaine** : les rejets urbains drainés par le réseau d'assainissement public ne sont pas épurés en totalité et sont donc déversés dans les oueds parcourant la plaine. Dans cette optique, le rapport PAC (2005) pour la zone Est d'Alger a mis en évidence une insuffisance en matière d'épuration des eaux usées. La pression humaine (urbaine+industrielle) apporte quotidiennement une charge polluante en équivalents-habitants de l'ordre de 434.118 pour la station de Réghaia, de 371.486 pour la station de Beni Messous, et 3.695.970 pour la station de Baraki (PAC, 2005).

- **Une origine industrielle** : la région Est de la plaine de la Mitidja connaît une très forte activité industrielle, dont les effluents sont déversés directement dans les oueds sans traitement préalable. Une étude réalisée par le PAC (2006) a montré que trois zones industrielles sont implantées dans le bassin versant de l'Oued El Harrach. La zone industrielle de l'Oued Semar qui s'étale sur une superficie de 320 ha ou il a été dénombrée 228 unités industrielles ; la zone industrielle d'El Harrach dont la superficie est de 70 ha et qui compte 47 unités industrielles ; la zone industrielle de Gué de Constantine qui occupe une superficie de 124 ha et ou il y a 32 unités industrielles. L'ensemble de ces unités industrielles rejettent quotidiennement plus de 25.000 m<sup>3</sup> d'eaux usées dans l'Oued El Harrach et ses affluents. Seulement un tiers des unités industrielles actives dans la région sont dotées de stations d'épuration des eaux usées ([http://www.huffpostmaghreb.com/2017/01/29/station-epuration-alger\\_n\\_14472734.html](http://www.huffpostmaghreb.com/2017/01/29/station-epuration-alger_n_14472734.html)). De plus, ces unités ne sont pas raccordées aux différents réseaux d'assainissements.

- **Une origine agricole** : liée à l'utilisation des fertilisants. En effet, les travaux de Khouli and Djabri (2011) ont signalé une utilisation massive des engrais et des pesticides qui comme nous l'avons évoqué précédemment sont susceptibles d'enrichir l'environnement terrestre en éléments traces métalliques (Wuana and Okieimen, 2011 ; Alloway, 2012).

Outre les origines mentionnées antérieurement, le trafic routier à partir des retombées atmosphériques représente lui aussi une source de contamination de l'environnement terrestre par certains éléments traces métalliques notamment le plomb.

En effet, l'étude réalisée sur trois sites d'agglomération du grand Alger, a révélé que le trafic routier est à l'origine de l'émission de plus de 170 t de plomb annuellement. Il en résulte en milieu urbain des teneurs excessives en plomb qui s'élèvent en moyenne à plus de  $0.6 \mu\text{g m}^{-3}$  et qui sont nettement supérieures à la valeur guide de l'OMS (moyenne annuelle de  $0.5 \mu\text{g m}^{-3}$ ) (Boughedaoui et *al.*, 2004).

### 5. Devenir des éléments traces métalliques dans l'environnement terrestre

La plus grande partie des ouvrages concernant la contamination des sols ou les réactions dans le milieu aquatique développe de manière similaire le devenir des éléments traces métalliques. Il est présenté ci-après les différents mécanismes à l'origine de la fixation ou du relargage des ETM dans le milieu naturel (fig. 5).

#### 5.1. Dans les sols

Deux groupes de phénomènes sont impliqués dans la régulation de la concentration totale d'ions en solution: l'adsorption/désorption et la précipitation/dissolution (fig. 5).

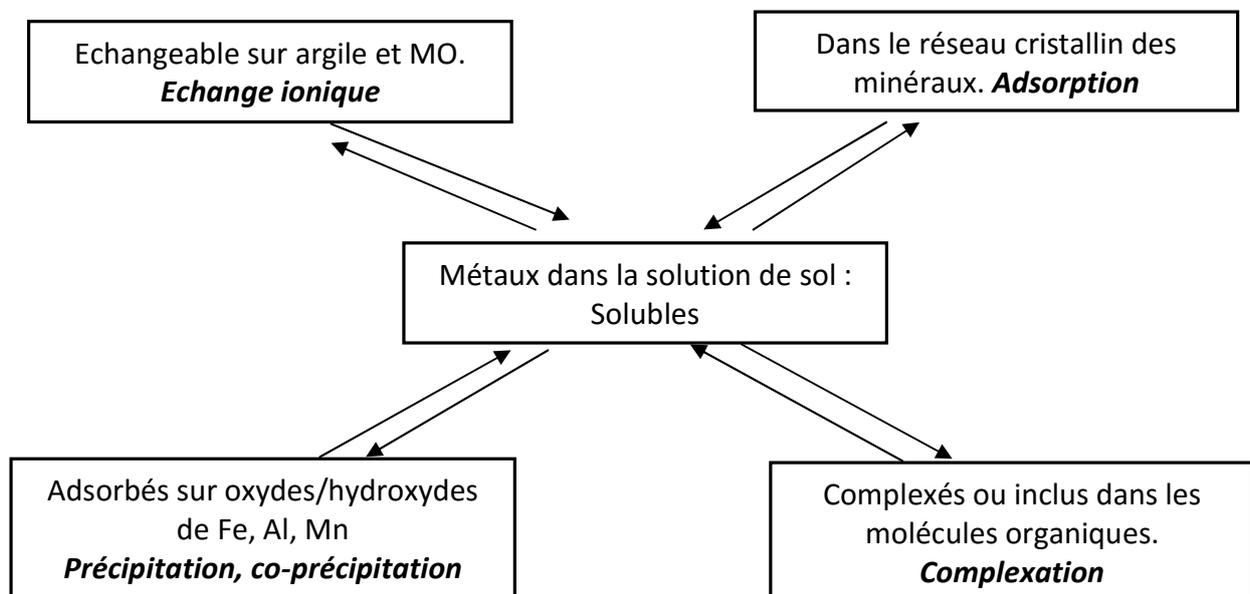


Figure 5 : Les mécanismes de régulation de la concentration en ETM dans les sols.

(Calvet, 2003).

Les principaux constituants du sol à l'origine de la fixation des ETM sont les argiles, la matière organique, les oxydes et hydroxydes de Fe, Al, Mn et les carbonates. Cependant, il y a lieu de souligner que parmi les constituants les plus réactifs des sols vis-à-vis des ETM, les matières organiques des sols (MOS) sont connues par leurs propriétés adsorbantes ou complexantes (Girard et *al.*, 2005).

Selon Baize (1997), la répartition des ETM entre les différentes phases solides du sol ne demeure pas figée au cours du temps. En permanence, les éléments passent d'une forme à une autre sous l'influence des conditions physico-chimiques (pH, température, force ionique etc.) ou anthropiques, on parle alors de mobilité.

### 5.1.1. Adsorption/désorption

Les ions sont retenus sur les constituants du sol par des liaisons de coordination sous forme de complexes à sphère interne et par interaction électrostatique sous forme de complexes à sphère externe.

La première catégorie correspond à des ions fortement retenus et leur libération est plus difficile. Ils sont associés aux surfaces d'oxydes et hydroxydes métalliques, aux bords des feuillets des minéraux argileux et aux substances humiques.

La deuxième catégorie correspond à des ions facilement échangeables, donc très mobiles et se trouve principalement associée aux minéraux argileux (sur leurs surfaces basales) et aux substances humiques.

### 5.1.2. Précipitation/dissolution

La dissolution est responsable de la solubilisation des ETM à partir des minéraux des sols au cours de processus d'altération en milieux acides ou en présence de composés complexant comme des acides organiques (Sposito, 2008).

En revanche, la précipitation soustrait les ions à la solution du sol. Celle-ci se produit lorsque la concentration des espèces ioniques dépasse le produit de solubilité de la phase solide ; elle est surtout importante dans les sols calcaires où elle est la principale voie d'immobilisation des métaux.

Les propriétés intrinsèques du sol tels que le pH, la concentration en soluté, le potentiel d'oxydoréduction et la température sont des facteurs importants du phénomène de précipitation.

### 5.2. Dans l'environnement aquatique

Une fois les éléments traces métalliques atteignent l'environnement aquatique, ils se répartissent entre l'eau, les solides en suspension, les sédiments et le biote. Dans les phénomènes de contamination des eaux et des sédiments, les interactions sédiments-éléments traces métalliques jouent un rôle primordial dans le devenir de ces derniers, leur distribution dans la phase solide et leur transfert dans l'eau.

Comme pour les sols, ces interactions font intervenir plusieurs types de phénomènes de surface ; précipitation (sous formes oxydées, réduites), coprécipitation et adsorption sur des composés minéraux et organiques (fig. 6) (Sigg et al., 1992).

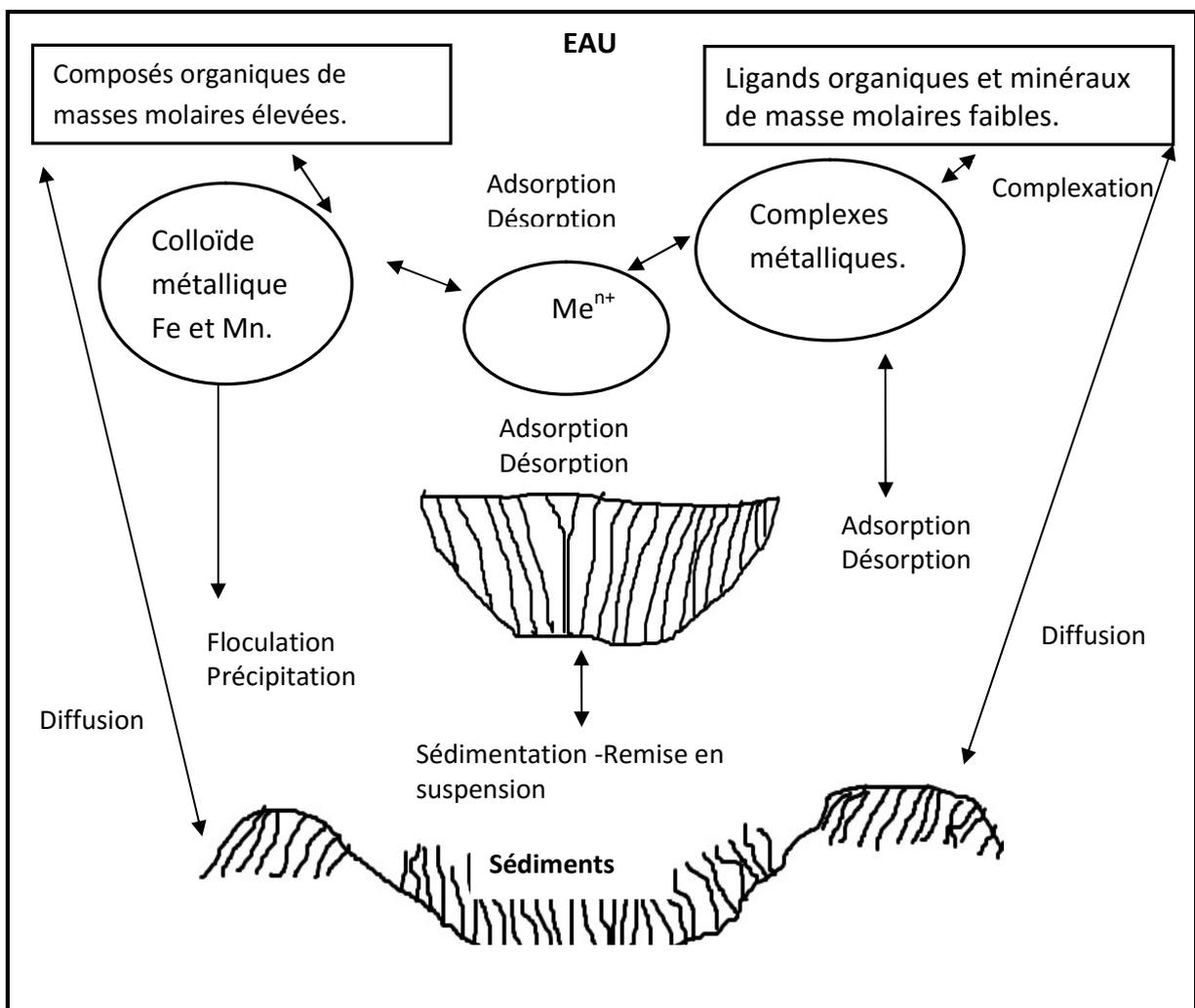


Figure 6 : Représentation schématisques d'un système d'échange eau-sédiment

(Sigg et al., 1992 ).

Les éléments traces métalliques dissous dans l'eau, notamment ceux apportés par l'activité anthropogénique, ont tendance à s'adsorber à la surface des particules en

suspension (INERIS, 2004) et être ensuite désorbés. De tels processus contribuent à établir la concentration de ces éléments dans les eaux. L'adsorption sur les particules dépend de la surface exposée et donc de la granulométrie du sédiment.

Plus les particules sédimentaires sont petites et plus la surface de contact avec le milieu est importante. Les métaux s'adsorbent en particulier très facilement sur les argiles, très fines particules d'aluminosilicates (INERIS, 2004).

Outre les argiles, il existe en suspension d'autres matières naturelles qui sont constituées par exemple d'oxydes (oxydes d'aluminium, de fer, de manganèse, etc.), de carbonates et de matière organique.

Sur les surfaces d'oxydes, se trouvent des groupes -OH, sur les carbonates des groupes  $-\text{CO}_3\text{H}$ , dans la matière organique des groupes  $-\text{COOH}$ , -OH,  $-\text{NH}_2$  et  $-\text{SH}$ . Les ions métalliques se fixent sur tous ces protons en fonction du pH, en remplaçant des protons (Sigg et al., 2006).

Pour les carbonates, il a été démontré que la sorption des métaux était conditionnée par la concentration en ions  $\text{Ca}^{2+}$  et que les métaux avaient des affinités différentes pour la calcite ( $\text{Cd} > \text{Zn} \geq \text{Mn} > \text{Co} > \text{Ni} \gg \text{Ba} = \text{Sr}$ ) (Zachara et al., 1991).

### **6. Les facteurs environnementaux influençant la mobilité des éléments traces métalliques**

La mobilité des éléments traces métalliques est influencée par un certain nombre de paramètres tels que le pH, la capacité d'échange cationique, le potentiel d'oxydoréduction, etc.) (Adriano, 2001). L'ensemble de ces facteurs sont présentés dans le tableau 3 et discutés dans les sections suivantes.

#### **6.1. La réaction du sol (pH)**

En général, la capacité de rétention des sols pour les éléments traces métalliques augmente avec le pH. L'augmentation du pH de la solution engendre souvent la formation d'espèces précipitées qui peuvent limiter la solubilité et la disponibilité de toutes les espèces ioniques. Inversement, lorsque le pH diminue, les ETM sont plus solubles et par conséquent plus mobiles.

Le pH est considérée comme le facteur le plus important contrôlant la dynamique des ETM dans les systèmes aquatiques et les sols (Adriano, 2001 ; Alloway, 2012).

Tableau 3. Effets des facteurs sol/sédiment sur la mobilité/biodisponibilité des ETM  
(Adriano, 2001).

Facteur du sol	Processus	Effet sur la mobilité/ biodisponibilité
<b>Faible pH</b>	-Diminution de la sorption des cations sur les oxydes du Fe et du Mn. - Accroissement de la sorption des anions sur les oxydes du Fe et du Mn.	- Augmentation. -Diminution.
<b>pH élevé</b>	- Favorise la précipitation sous forme de carbonate et d'hydroxydes. - Accroissement de la sorption des cations sur les oxydes du Fe et du Mn. - Accroissement de la complexation de certains cations par dissociation de certains ligands. -Diminution de la sorption des anions.	-Diminution. -Diminution. -Augmentation. -Augmentation.
<b>Taux élevé en argile</b>	-Augmentation de l'échange ionique pour les ETM (à tous les pH).	-Diminution.
<b>Taux élevé en MO (phase solide)</b>	- Augmentation de la sorption sur les matériaux de l'humus.	-Diminution.
<b>Taux élevé en humus (soluble)</b>	- Complexation de la plus grande partie des cations métalliques.	-Augmentation.
<b>MO (dissoute)</b>	-Augmentation de la solubilité des métaux.	-Augmentation.
<b>Les oxydes de Fe et Mn</b>	-Accroissement de la sorption des cations métalliques avec l'augmentation de pH. -Augmentation de la sorption des traces d'anions avec la diminution de pH.	- Diminution. - Diminution.
<b>Faible Eh</b>	-Diminution de la solubilité des métaux sous forme de sulfides. -Diminution de la complexation de la solution.	- Diminution. - Augmentation.

### 6.2. Le potentiel d'oxydo-réduction (Eh)

L'état d'humidité du sol influence la rétention des éléments traces métalliques à partir des réactions d'oxydo-réduction. D'après Kabata-Pendias (2011), la mobilité des ETM, en particulier le Cd, Cu, Cr et Zn augmente dans les conditions de faible aération du milieu (faible oxydation, Eh < 100 mV). Ainsi en conditions d'aération limitantes, les composés du Fe et du Mn sont réduits ce qui favorise la solubilisation des éléments traces métalliques.

En revanche, en conditions d'aération satisfaisantes, les composés du Fe et du Mn sont très peu solubles et immobilisent par conséquent les ETM qui leur sont associés.

### 6.3. L'argile, les oxydes, la matière organique et la capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique des sols est largement dépendante de la nature et de la teneur des argiles, du taux et de la nature de la matière organique et les oxydes du Fe et Mn. Il est évident qu'une valeur élevée de la CEC réduit la disponibilité des éléments traces métalliques par les mécanismes déjà évoqués dans le point 4.

Pour les argiles, les auteurs s'accordent sur le fait que la rétention des ETM sur la phase minérale va dépendre de la valence, du poids moléculaire et le rayon ionique. Il a été observé que l'adsorption des ETM sur les minéraux argileux suit l'ordre décroissant suivant (Fijalkowski et *al.*, 2012) :  $\text{Cu}^{+2} > \text{Cd}^{+2} > \text{Fe}^{+2} > \text{Pb}^{+2} > \text{Ni}^{+2} > \text{Co}^{+2} > \text{Mn}^{+2} > \text{Zn}^{+2}$ .

Comme pour les argiles, le rôle de la matière organique sur la dynamique des ETM est en relation étroite avec la forme sous laquelle elle se présente dans le sol. Les MOS sous forme soluble, par leurs propriétés de complexation, engendrent la mobilisation des ETM en augmentant leur concentration en solution, alors que les MOS présentes sous forme solide ou associées aux phases minérales participent à l'immobilisation ou au stockage des ETM par leurs propriétés d'adsorption (Girard et *al.*, 2005). La liaison entre les MOS et les ETM est liée aux groupements fonctionnels tels que les carboxyles (-COOH), les hydroxyles (-OH) et les amines (-NH<sub>2</sub>).

Par ailleurs, les différents oxydes et hydroxydes métalliques présents dans les sols (fer, aluminium, manganèse, etc.) jouent également un rôle important dans la rétention des ions métalliques. La quantité d'ions ainsi adsorbés dépend fortement du pH du milieu (Deschamps et *al.*, 2006). Parmi les principaux oxydes de fer présents dans les sols, nous trouvons: l'hématite, la goéthite, la lepidocrocite et la ferrihydrite (Blanchard, 2000).

### 7. Evaluation du risque associé à l'accumulation des ETM dans l'environnement terrestre

La concentration totale en éléments traces métalliques peut être toxique si sa valeur est plus élevée que la concentration maximale admissible suggérée par la législation du pays concerné. Cette dernière est définie pour chaque contaminant et chaque compartiment. Dans un premier temps, il est présenté les réglementations existantes pour les différents réservoirs de l'environnement et dans un deuxième temps, les risques liés à l'accumulation des ETM dans l'environnement.

### 7.1. Les sols

Étant donné l'absence d'une législation en vigueur sur la qualité des sols en Algérie, l'évaluation de la contamination ou des sources en éléments traces métalliques va reposer d'une part, à comparer les résultats de mesure obtenus dans le présent travail avec les valeurs guides établies par certains pays et d'autre part, le calcul de certains indices quantitatifs géochimiques tels que le facteur d'enrichissement (Hussain et *al.*, 2015; Sun et *al.*, 2016) et les indices de pollution (Chen et *al.*, 2005; Guo et *al.*, 2012).

Ces dernières se basent sur la comparaison des concentrations en éléments traces métalliques mesurées aux valeurs du fond géochimique en ETM dans la croûte terrestre (Lienard et *al.*, 2014; Wu et *al.*, 2014). Ils seront développés et discutés d'une manière exhaustive dans le chapitre 2 de ce manuscrite. Le tableau 4 présente l'exemple de valeurs seuils en éléments traces métalliques dans les sols proposées par certains pays.

Tableau 4. Valeurs seuils en élément traces métalliques dans les sols ( $\text{mg kg}^{-1}$ )  
(Chen, 1998).

Élément	As	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Zn
Germany	20	3	100	100	2	50	100	300
France	20	2	100	150	1	50	100	300
U.K	10	3,5	140	600	1	35	550	280
U.S.A	5.6	2	45	212	-	31	68	50
Australie	20	-	60	50	-	60	-	200
Canada	-	-	-	120	-	32	-	-
Netherland	55	12	190	380	10	210	580	720
Japon	15	1	125	-	-	-	-	-
Taiwan	20	4	150	200	2	-	100	300
Ecart type	5.6-55	1-12	45-190	50-600	1-10	120	68-580	50-720

### 7.2. Les eaux et les sédiments

Comme pour les sols, la protection de l'environnement aquatique se base sur la comparaison des résultats analytiques aux valeurs seuils à ne pas dépasser et à l'utilisation de certains indices de pollutions métalliques. Contrairement aux sols, l'Algérie dispose de plusieurs textes réglementaires sur la qualité des eaux.

## CHAPITRE 1 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

Il s'agit notamment de la Loi n° 05-12 (2005) relative à l'eau, le Décret exécutif n° 06-141 (2006) définissant les valeurs seuils des rejets d'effluents liquides industriels et le Décret exécutif n° 11-219 (2011) relatif à la qualité des eaux superficielles destinées à l'alimentation en eau potable.

Au niveau international, les normes WHO (2011) and USEPA (2012) sont utilisées afin d'apprécier la qualité des eaux à des fins de consommation humaine et à l'irrigation, respectivement. Les concentrations maximales dans les eaux sont consignées dans le tableau 5.

Tableau 5. Valeurs seuils en éléments traces métalliques dans les eaux selon les différentes réglementations ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ).

Paramètres	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
<b>VLRELI<sup>a</sup></b>	200	500	500	3000	500	500	3000
<b>QEP<sup>b</sup></b>	5	100	2000	ND	ND	50	5000
<b>WHO, (2011)</b>	3	50	2000	2000	70	10	3000
<b>USEPA, (2012)</b>	10	100	200	5000	200	5000	2000

<sup>a</sup> Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides industriels (Décret exécutif n° 06-141 (2006).

<sup>b</sup> Qualité des eaux superficielles destinées à l'alimentation en eau potable en Algérie (Décret exécutif n° 11-219, 2011).

L'évaluation de l'impact anthropogénique sur le niveau de contamination de l'environnement aquatique par les éléments traces métalliques se base sur l'utilisation d'indices quantitatifs.

Dans les eaux, nous retrouvons l'indice métallique (IM) (Goher et *al.*, 2014) et l'indice de pollution métallique (IPM) (Ogunkunle et *al.*, 2016).

Dans les sédiments, il est fait usage au facteur d'enrichissement (FE), à l'index de géoaccumulation ( $I_{geo}$ ) et à l'indice de risque potentiel écologique ( $E_{RI}$ ) (Ghrefat et *al.*, 2011 ; Abdelhafez and Li, 2014 ; Yan et *al.*, 2016).

Comme pour les sols, les valeurs du fond géochimique en éléments traces métalliques dans la croûte terrestre sont utilisées afin d'évaluer la qualité des sédiments (McLennan, 2001). Une discussion plus détaillée des différents indices sera faite dans le chapitre 2.

### 7.3. Les risques liés à l'accumulation des ETM dans l'environnement terrestre

Comme il a été précisé précédemment, les ETM sont naturellement présent dans l'environnement terrestre, mais ils proviennent aussi des contaminations localisées ou diffuses. Cependant, l'accumulation des ETM dans les différents compartiments de l'environnement au-delà d'une certaine valeur seuil peut présenter des risques de toxicité pour un grand nombre d'espèces végétales et donc l'homme qui constitue le maillon final de la chaîne alimentaire.

Le risque est lié à l'exposition d'une cible à un danger. Par exemple, pour les organismes du sol, cette toxicité est très variable d'une espèce à l'autre.

#### 7.3.1. Impact de la contamination des sols en éléments traces métalliques

L'accumulation des ETM dans les sols peut influencer à moyen et long terme les différentes fonctions de ce compartiment dont les conséquences sont (Pereira et Sonnet, 2007):

- Il a été observé que la fertilité biologique des sols peut être compromise en raison de la toxicité de ces éléments. En effet, les travaux de Cardelli et *al.*, (2009) sur les sols de la Toscane en Italie ont révélé une réduction de 75% de l'activité biologique suite à une contamination des sols par le Cd. Linus et *al.*, (2014) ont montré que l'augmentation des teneurs en Cd, Hg et Pb dans le sol se traduit par une diminution de l'activité respiratoire et de certaines activités enzymatiques ;
- Altération de la biodiversité des sols et des fonctions qu'ils remplissent (décomposition, minéralisation de la matière organique, cycle des éléments nutritifs, stabilisation de la structure du sol, épuration etc.).
- Une augmentation des teneurs en ETM dans le sol impliquera un prélèvement accru de ces éléments par les cultures. Les cultures absorbent préférentielles les ETM de la solution du sol, sous forme libre ou complexée, pour les répartir ensuite entre les racines et le feuillage. Ceci aura pour conséquence une perte de la couverture végétale par phytotoxicité et donc une diminution des rendements et de la qualité des produits agricoles.

Ainsi, Xu et *al.*, (2006) ont observé des chutes de rendement de la culture du Riz de l'ordre de 10%, 50% et 90% pour des teneurs en Cu respectives de 100 mg kg<sup>-1</sup>, 300-500 mg kg<sup>-1</sup>, et 1000 mg kg<sup>-1</sup>.

### 7.3.2. Effets de la contamination des eaux de surface

La contamination des eaux par les éléments traces métalliques même en faibles concentrations peut compromettre l'usage de cette ressource pour de longues périodes. L'irrigation à long terme avec des eaux contaminées peut donc engendrer une accumulation progressive dans le sol, et le transfert d'une partie de ces contaminants vers les plantes.

Par exemple, Matech et *al.*, (2014) ont révélé que les concentrations en As, Cd et Cu étaient élevées en comparaison avec les surfaces non irriguées par les eaux d'oued Merzeg (au Maroc) avec des concentrations en Cu qui dépassent la valeur seuil fixée par L'OMS. L'origine des ETM dans l'oued Merzag a été attribuée aux rejets des eaux usées industrielles et domestiques provenant de la province de Berrechid.

Enfin, plus récemment, l'étude menée au Bangladesh, a montré que les concentrations moyennes en As, Cd, Cr, et Cu dans les eaux d'irrigation étaient supérieures aux valeurs standards établies par la FAO. Dans la plus part des cas, les concentrations moyennes de ces métaux dans les sols dépassaient les valeurs du fond géochimique pour les sols du Bangladesh (Islam et *al.*, 2017). Les résultats de cette étude ont montré aussi que la contamination des cultures par les ETM a posé à la fois des risques cancérigènes et non cancérigènes pour la santé humaine (Islam et *al.*, 2017).

## 8. Méthodes de dosage des éléments traces métalliques et analyse instrumentale

L'analyse des teneurs totales en éléments traces métalliques est une donnée importante qui permet d'évaluer le degré de contamination des différents compartiments. Dans les sols et les sédiments, cette approche exige une étape d'extraction ou de mise en solution de tout ou une partie des métaux dans la solution avant leur analyse par les techniques de spectroscopies.

Il existe dans la littérature scientifique différentes méthodes d'extraction des éléments traces métalliques (Da Silva et *al.*, 2014). La méthode de solubilisation la plus fréquemment utilisée est celle de la minéralisation par attaques acides. Elle est utilisée en milieu ouvert ou fermé et à chaud. L'essentiel de ces méthodes est discuté ci-après.

### 8.1. La méthode d'extraction USEPA (3051)

L'échantillon est soumis à l'action de l'acide nitrique concentré et la digestion est effectuée sous pression et à chaud en utilisant un four à micro-ondes (USEPA, 1994).

### 8.2. La méthode d'extraction à l'eau régale (ISO)

L'échantillon est soumis à l'action d'un mélange d'acide chlorhydrique et d'acide nitrique (3 :1) concentré pendant 16h à température ambiante puis à ébullition avec reflux pendant 2h (ISO, 1995). Il s'agit d'une méthode assez utilisée par certains laboratoires européens et en outre plusieurs échantillons de sols et de boues ont été certifiés par le bureau de normalisation de l'Union Européenne en utilisant cette méthode.

### 8.3. La méthode d'extraction USEPA (3050B)

Le principe de la méthode consiste à soumettre l'échantillon à l'action répétée de l'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) et le peroxyde d'oxygène ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) (USEPA, 1996).

### 8.4. La méthode d'extraction USEPA (3052)

L'échantillon de sol est soumis à l'action d'un mélange d'acide fluorhydrique et d'acide nitrique ( $\text{HF}/\text{HNO}_3$ ) concentrés dans un rapport 1/3 pendant 15 minutes en utilisant un four à micro-onde (USEPA, 1996). La température de digestion est de  $180^\circ\text{C}$ .

### 8.5. La méthode d'extraction USEPA (3051A)

L'échantillon est soumis à l'action d'un mélange d'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) et d'acide chlorhydrique ( $\text{HCl}$ ) dans un rapport 3/1. Contrairement à la méthode ISO (1995), la digestion se fait sous pression et à chaud en utilisant un four à micro-ondes (USEPA, 2007). La température et le temps de digestion sont respectivement de  $175^\circ\text{C}$  et 13 minutes.

### 8.6. Analyse instrumentale

Parmi toutes les techniques disponibles à ce jour pour l'analyse des éléments traces métalliques en solution, les plus répandues sont la spectrométrie **d'absorption atomique (SAA)**, la **spectrométrie d'émission optique avec plasma induit (ICP-OES)**, et la **spectrométrie de masse avec plasma induit (ICP-MS)**. Toutes ces méthodes sont discutées d'une manière exhaustive dans le livre de Skoog et *al.*, (2005). Dans ce qui suit, nous rappelons, succinctement, le principe de ces méthodes.

La spectrométrie d'absorption atomique permet le dosage mono-élémentaire des éléments. Lors du procédé d'absorption atomique l'énergie fournie à l'atome provient d'une source lumineuse appelée lampe à cathode creuse. L'atome dans son état de base absorbe l'énergie lumineuse à une longueur d'onde spécifique et passe à un état d'excitation. Un

détecteur mesure la quantité de lumière absorbée et un signal électronique est produit en fonction de l'intensité lumineuse. Ce signal est traité et la concentration de l'élément dans l'échantillon est déterminée en fonction de l'absorbance mesurée.

Le contact entre les atomes et la source lumineuse est assuré par la cellule d'absorption. La cellule d'absorption est en fait une flamme générée par la combustion d'un mélange air/acétylène (2500°C) ou un mélange protoxyde d'azote/acétylène. L'échantillon à analyser est aspiré par l'appareil et transformé en aérosol. La flamme atomise ensuite les éléments contenus dans l'aérosol qui passent à travers le faisceau de la lampe à cathode creuse.

Dans le cadre de ce travail, le spectromètre d'absorption atomique de type **Perkin Elmer AAnalyst 800** a été utilisé pour analyser les différents éléments traces. Les composants de base d'un instrument d'absorption atomique sont présentés dans la figure 7.



Figure 7 : Composantes de base d'un spectromètre d'absorption atomique (SAA).

Dans le cas de la spectrométrie d'émission optique couplé à plasma inductif (**ICP-OES**), le principe de la mesure est basé sur la nébulisation puis l'ionisation de l'échantillon liquide dans un plasma d'argon (6000-8000°C) et l'analyse de la lumière émise par ces ions excités.

Les atomes de l'échantillon sont excités à un niveau énergétique supérieur. Chaque élément émet des longueurs d'onde caractéristiques. Les longueurs d'onde sont alors séparées, identifiées et leurs intensités mesurées par un spectromètre. L'intensité de la radiation est proportionnelle à la concentration de l'élément. Le modèle **ICP-OES, Perkin Elmer 5300 DV** a été utilisé dans le cadre de ce travail.

La spectrométrie de masse couplée à l'**ICP (ICP-MS)** repose quant à elle sur la séparation des ions générés par le plasma d'argon en fonction de leur rapport masse sur charge  $m/z$ . Les ions ainsi séparés sont alors identifiés et comptabilisés, ce qui permet un calcul des concentrations élémentaires présentes dans le matériau par l'intermédiaire d'une calibration externe. Le modèle **ICP-MS, Agilent 7700** a fait l'objet d'application dans le cadre de cette recherche.

Contrairement à l'absorption atomique, les techniques ICP sont plus rapides et permettent d'analyser simultanément plusieurs éléments contenus dans l'échantillon étudié. Par ailleurs, elles possèdent l'avantage de présenter des limites de quantification beaucoup plus basses et peu d'interférences de matrice que la **SAA**.

### Conclusion

Cette étude bibliographique a permis de montrer qu'il existe de nombreuses sources éventuelles d'éléments traces métalliques dans l'environnement terrestre. Globalement, on distingue les sources naturelles et anthropiques.

Les premières, endogènes, sont héritées du matériau parental d'où la notion de fond géochimique naturel. Les deuxièmes, exogènes, correspondent aux retombées atmosphériques, au trafic routier, à l'activité minière, à l'industrie métallurgique et sidérurgique, aux pratiques agricoles, aux effluents et boues d'épuration etc.

Cependant, il faut souligner que si les éléments traces métalliques se trouvent à des concentrations qui dépassent les valeurs seuils, ils peuvent présenter des risques (impacts néfastes) pour l'environnement, avec, selon les cas, un risque de contamination des sols, des sédiments et des eaux.

Compte tenu de la toxicité des ETM, il importe d'en connaître la source et de pouvoir reconnaître si le milieu est indemne de contamination ou, au contraire, il est affecté par des apports de métaux potentiellement dangereux afin de mettre en place des stratégies de protection de l'environnement terrestre telles que la modification de l'usage ou encore la réduction des sources émettrices de contaminants. C'est dans cette optique que s'inscrit cette recherche.

Afin d'évaluer le niveau de contamination des différents compartiments de l'environnement, il est judicieux au préalable de pouvoir décrire les caractéristiques géologiques et hydrogéologiques, la typologie des sols, l'occupation des sols et les données climatiques de la zone d'étude.

Après avoir présenté dans le chapitre 2 la zone d'étude, il sera décrit le protocole d'échantillonnage ainsi que les procédures analytiques mises en œuvre pour la caractérisation du milieu.

## *CHAPITRE 2*

### ***Matériel et Méthodes***

### Chapitre II. Matériel et méthodes

Avant d'aborder l'étude proprement dite de la concentration et des sources de contamination en éléments traces métalliques dans les différents compartiments de l'environnement terrestre (eau, sédiment et sol), il nous a semblé intéressant, dans un premier temps, de rechercher des données sur notre zone d'étude. Cette recherche s'est articulée autour des points suivants :

- Données géologiques et hydrogéologiques.
- Données sur les sols.
- Occupation actuelle des sols de la zone d'étude.
- Données climatiques.

L'ensemble des informations obtenues sont présentées ci-après.

#### 1. Présentation de la zone d'étude : la plaine de la Mitidja

##### 1.1. Contexte géologique et hydrogéologique

Une des premières études consacrées à l'étude de la géologie de la plaine de la Mitidja remonte aux travaux de Glangeaud et *al.*, (1952) qui avaient mis en évidence que la Mitidja était un bassin intra montagneux formé par effondrement rempli de dépôts d'âge plio-quadernaire. La plaine de la Mitidja est limitée par deux barrières :

- Au nord par les monts du Sahel qui sont constitués par des formations essentiellement du tertiaire (Miocène et Pliocène) et rarement du Crétacé, avec des formations métamorphiques très anciennes au niveau du massif d'Alger.
- Au sud par l'Atlas Blidéen qui est constitué essentiellement par des schistes, des marno-calcaires, des calcaires, des marnes, et rarement des grès essentiellement du Secondaire avec quelques épitements du tertiaire.

Elle s'étend suivant une direction WSW-ENE sur environ 100 km de long et de 5 à 20 km de large. Elle est traversée par différents oueds qui coulent globalement du Sud vers le Nord. Les principaux exutoires de la plaine sont l'oued Mazafran et les oueds El Harrach, El Hamiz et El Reghaia. La structure de la plaine de la Mitidja est celle d'un synclinal remblayé par des alluvions. Les dépôts du Miocène, du Pliocène et du Quaternaire ont réagi comme une couverture flexible durant l'affaissement du bassin entre les unités ascendantes de l'Atlas et du Sahel. Le bassin de la Mitidja s'est défini en tant qu'unité structurale à la fin du

Miocène après que ce soient produits les principaux mouvements de la période de l'orogénèse alpine. Les phénomènes d'affaissement et de sédimentation se poursuivent pendant le Pléistocène en modifiant la forme et la distribution des dépôts.

La lithologie et les paramètres hydrodynamiques des terrains permettent d'individualiser deux unités aquifères principales (Bennie et Partners, 1983) :

- L'Astien gréseux ou gréso-calcaire d'origine continentale.
- Les alluvions du Quaternaire formés essentiellement de galets et de graviers.

### 1.2. Contexte pédologique

Le mode et le processus d'évolution des sols ainsi que leur intensité déterminent le type de développement du profil pédologique. Au niveau supérieur de la classification CPC (1967), les différents types reconnus à une échelle de 1/50000 sur la plaine de la Mitidja, se répartissent en six classes de sols comme indiqués ci-après (Ecrement, 1971) (fig. 8) :

- Les sols peu évolués.
- Les sols à sesquioxydes de fer.
- Les sols hydromorphes.
- Les vertisols.
- Les sols calcimagnésiques.
- Les sols minéraux bruts.

#### 1.2.1. Les sols peu évolués

La plus grande partie de la plaine de la Mitidja est représentée par ces types de sols, ils représentent 72.7% de la zone d'étude. Ce sont des sols de profil AC formés d'un horizon humifère reposant sur un matériau fragmenté mais peu altérée.

#### 1.2.2. Les sols à sesquioxydes de fer

Cette classe de sol est définie par un développement de profil du type A – B – C ou A-(B)-C, caractérisé dans le cadre climatique de l'étude par la sous classe des sols rouges ou sols fersiallitiques. Dans cette classe, la fraction argileuse prend génétiquement et morphologiquement une importance prépondérante, alors que l'influence des oxydes de fer se limite à une action d'accompagnement des argiles. Cette classe représente 12.3% de la zone d'étude.

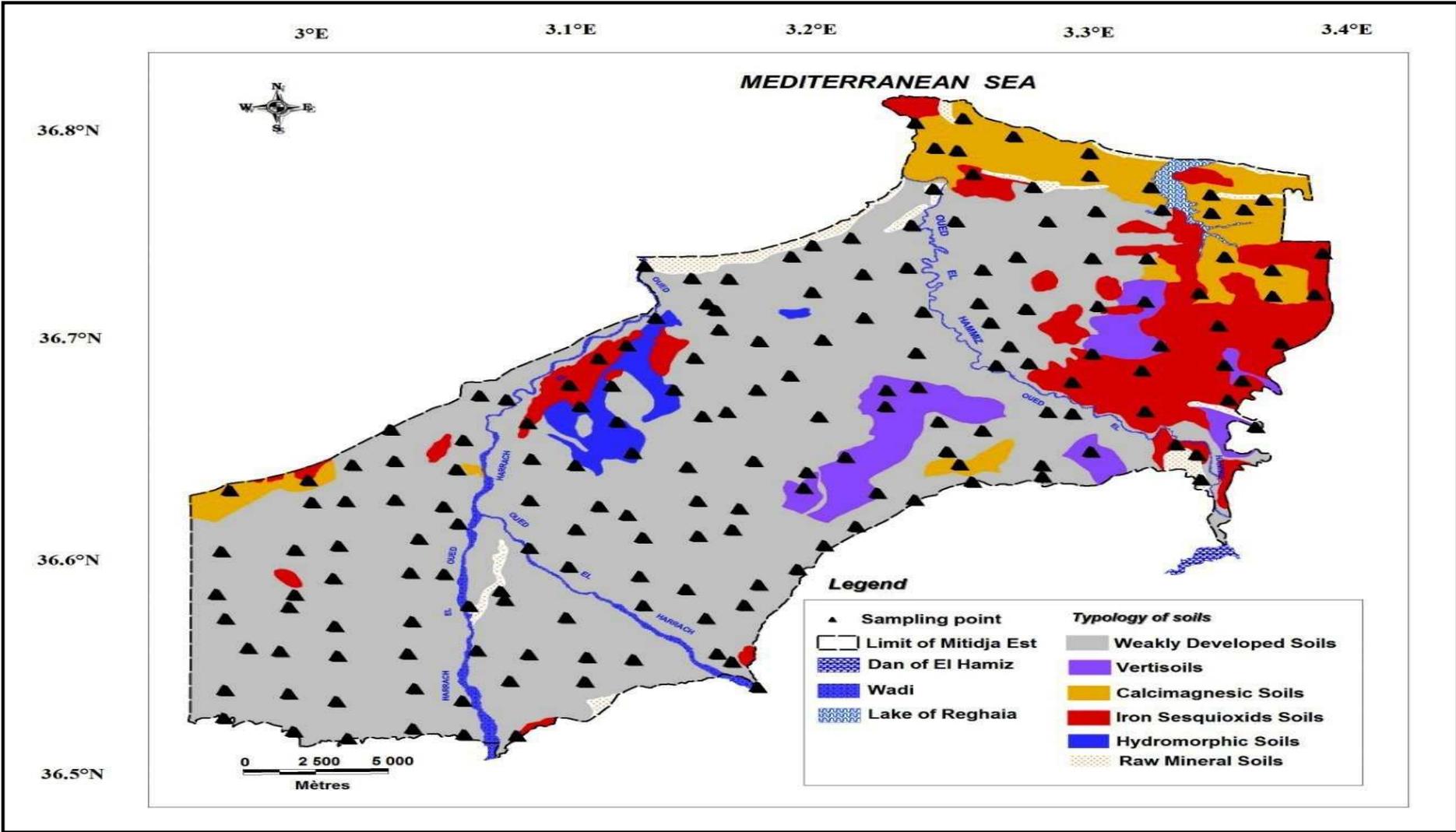


Figure 8 : Typologie des sols de la plaine de la Mitidja Est (Ecrement, 1971).

### 1.2.3. Les sols hydromorphes

Cette classe représente 7.14% de la zone d'étude. Ce sont des sols dont les caractères sont liés à une évolution dominée par l'effet d'un excès d'eau en raison d'une saturation temporaire ou permanente d'une partie ou de la totalité du profil. Cet excès d'eau peut être attribué, soit à la présence ou à la remontée de la nappe phréatique, soit au manque d'infiltration des eaux. La texture est le plus souvent argileuse à argilo-limoneuse.

### 1.2.4. Les vertisols

Ces sols représentent 5.7% de la surface d'étude. Ce sont des sols qui présentent de larges fentes de retrait et une structure polyédrique à prismatique grossière en (B). La cohésion et la consistance sont très fortes. Ces sols sont le plus souvent à texture argilo-limoneuse à argileuse.

### 1.2.5. Les sols calcimagnésiques

Les caractères morphologiques des sols de cette classe sont déterminés par l'importance physico-chimique des ions alcalino terreux. Le complexe adsorbant est saturé à plus de 90% par du calcium et du magnésium. La structure est grumeleuse à polyédrique moyenne à fine. Ces sols occupent 1.6% de la plaine de la Mitidja.

### 1.2.6. Les sols minéraux bruts

Les sols minéraux bruts s'observent sur des roches qui n'ont pas subi d'évolution pédologique, par contre la fragmentation et la redistribution mécanique du matériel peuvent être poussées. Dans la plaine de la Mitidja, ces sols sont définis comme non climatiques car ils résultent d'un matériel minéral, soit récemment érodé, soit d'apport récent. Ces sols occupent 0.64% de la surface étudiée.

## 1.3. Occupation des sols de la zone d'étude

L'étude Ecrement (1971) à une échelle de 1/50.000 représente une des premières études qui tente de donner un aperçu sur les types de spéculations agricoles pratiquées dans la plaine. La cartographie d'occupation des sols établie durant la période 1968-1969 a fait apparaître l'importance et la répartition spatiale des grands types de spéculations (en %) observées sur l'ensemble de la plaine de la Mitidja qui sont :

- L'agrumiculture (13%).
- Les arbres fruitiers (agrumes non compris) (2.7%).

- La vigne (27.8%)
- Les cultures maraichères (7.6%)
- Les cultures annuelles (33.8%).

Ces valeurs reflètent l'importance de la vigne comme culture dans la région. Toutefois, cette culture a été remplacée par la suite par les agrumes et les cultures intensives sous-serres. Actuellement, la superficie occupée par la vigne dans les trois wilayas (Alger, Blida, et Boumerdes) est de 13773 ha, ce qui correspond à 19.5% de la superficie totale occupée par la vigne (MADRP, 2015).

Khouli and Djabri (2011) rapportent que les principales utilisations agricoles de la plaine sont les cultures maraichères, l'arboriculture, et les cultures annuelles, qui occupent relativement 50% de la surface.

En outre, pour des besoins d'actualisation et d'application opérationnelle, l'Institut National de l'Irrigation et Drainage (INSID) (fig. 9), à réalisé une cartographie de l'occupation des sols de l'Algérie du Nord (INSID, 2011). Cette carte présente un état des lieux des ressources sols, mais aussi, comparée à des données antérieures (Ecrement, 1971), va permettre de suivre la dynamique des changements de la couverture du sol.

La figure 9 montre un extrait de l'ensemble de la carte correspondant à la plaine de la Mitidja Est. L'examen de cette figure fait ressortir l'ampleur de l'artificialisation et de l'urbanisation au niveau de la région qui sans doute vont avoir un effet négatif sur le secteur agricole.

En effet, le rapport du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (PAC, 2004) souligne que la poussée démographique et l'urbanisation anarchique ont soustrait au secteur agricole de la plaine de la Mitidja et du Sahel, une partie de son potentiel agricole évalué à 15.000 ha. D'un point de vue environnemental, ils existent des relations directes entre l'occupation des sols et les concentrations en ETM dans les sols (Maas et *al.*, 2010).

### **1.4. Le climat de la plaine de la Mitidja**

La région est soumise à l'influence conjuguée de la mer et du relief, elle présente un climat de type méditerranéen et se situe dans l'étage bioclimatique du subhumide doux. Les données climatiques utilisées dans le cadre de cette étude relèvent de la station de l'Office National de Météorologie (ONM) de Dar El Beida. Elle couvre une période commune de 24 ans (1990 - 2014).

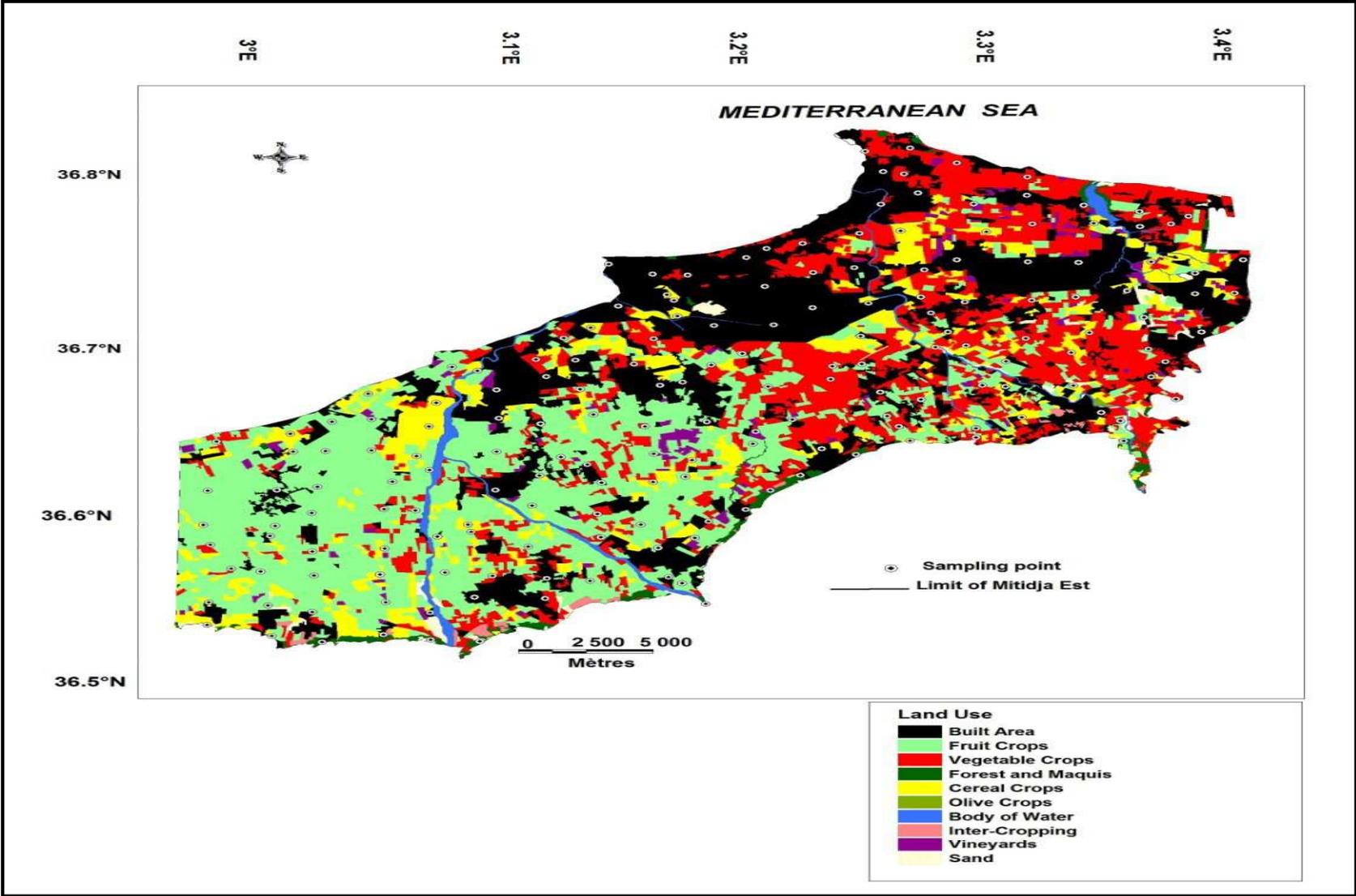


Figure 9 : Cartographie de l'occupation des sols (INSID, 2011).

Les coordonnées de la station sont :

- Altitude 25 m.
- Latitude 36° 43' 0'' N.
- Longitude 3° 15' 0'' E.

### 1.4.1. La pluviométrie

Le tableau 6 présente la pluviométrie moyenne mensuelle de la plaine de la Mitidja, calculée sur une période allant de 1990 à 2014.

L'analyse du tableau 6 révèle que le mois le plus pluvieux correspond à celui au mois de novembre avec 101 mm, alors que la pluviosité la plus faible est enregistrée durant le mois de juillet avec 3 mm. Environ 57.2% des précipitations tombent au cours des mois de novembre, décembre, janvier et février.

Globalement, la zone d'étude se caractérise par une pluviométrie moyenne assez importante, bien répartie sur pratiquement toute l'année, avec un total pluviométrique annuel de **608 mm**.

Tableau 6. Précipitations moyennes mensuelles (1990 – 2014) de la station climatique de Dar El Beida.

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Total
P (mm)	80	74	55	59	43	8	<b>3</b>	12	27	53	<b>101</b>	93	608
Nombre de jours de pluie (J)	12	10	9	9	6	2	<b>1</b>	2	6	9	<b>11</b>	12	89

### 1.4.2. Les températures

Les températures moyennes mensuelles enregistrées durant la période 1990-2014 sont consignées dans le tableau 7, qui indiquent que le régime thermique de la région est caractérisé par des températures élevées en été et relativement basses en hiver. Plus précisément, le mois d'août est considéré comme étant le mois le plus chaud avec une température maximale de 32.8 °C. En contre partie, le mois le plus froid correspond au mois de février avec une température moyenne minimale de 5.5 °C.

Tableau 7. Températures moyennes mensuelles (1990-2014) de la station climatique de Dar El Beida.

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Tmin (°C)	5.8	5.5	7.5	9.1	12.8	16.3	19.2	20.2	17.9	14.5	10	7
Tmax (°C)	17.1	17.4	19.5	21.6	24.7	28.8	31.4	<b>32.8</b>	29.7	26.5	21	17.9
Tmoy (°C)	11.45	11.45	13.5	15.35	18.75	22.55	25.3	26.5	23.8	20.5	15.5	12.45

### 1.4.3. Synthèse climatique

Le diagramme ombrothermique de la station de Dar El Baida montre que la plaine de la Mitidja se caractérise par une courte période sèche qui s'étale du mois de mai au mois de septembre (fig. 10).

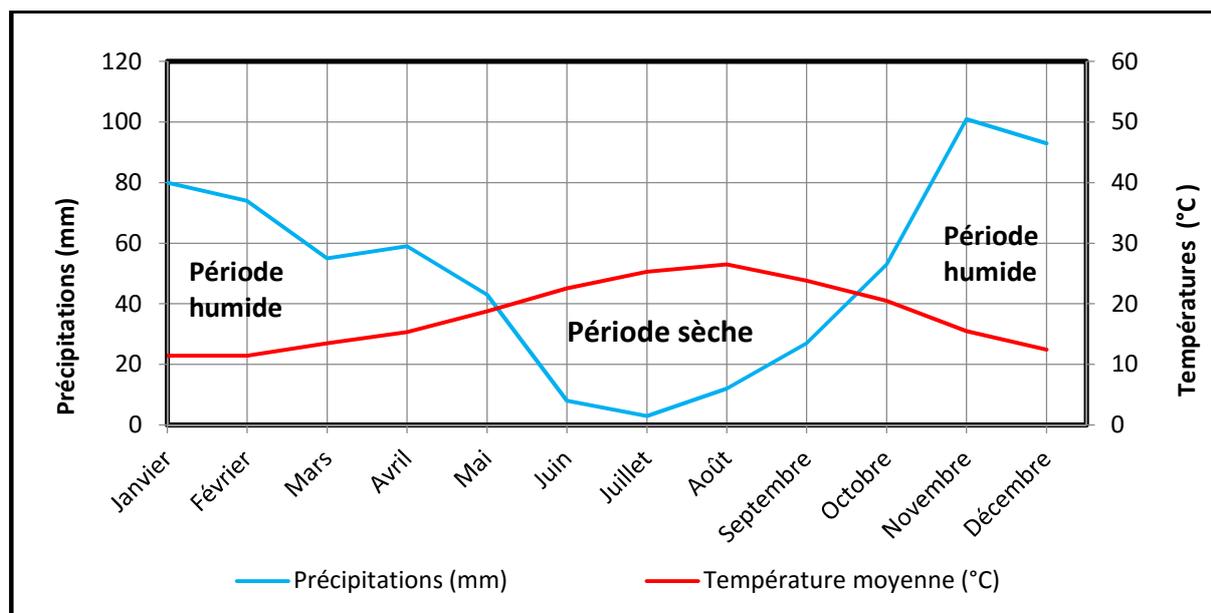


Figure 10 : Diagramme Ombrothermique de GAUSSEN et BAGNOUL (période 1990 – 2014) de la station climatique de Dar El Beida.

## 2. Prélèvements des échantillons

### 2.1. Plan d'échantillonnage des sols

Sur l'ensemble de la zone d'étude, un total de 180 échantillons composites de sol ont été prélevés (0-20 cm), à l'aide d'une tarière, selon un échantillonnage aléatoire stratifié, ou la zone étudiée est subdivisée en entités homogènes selon un maillage régulier (2\*2 km). La distribution des points d'échantillonnage est présentée dans la figure 11.

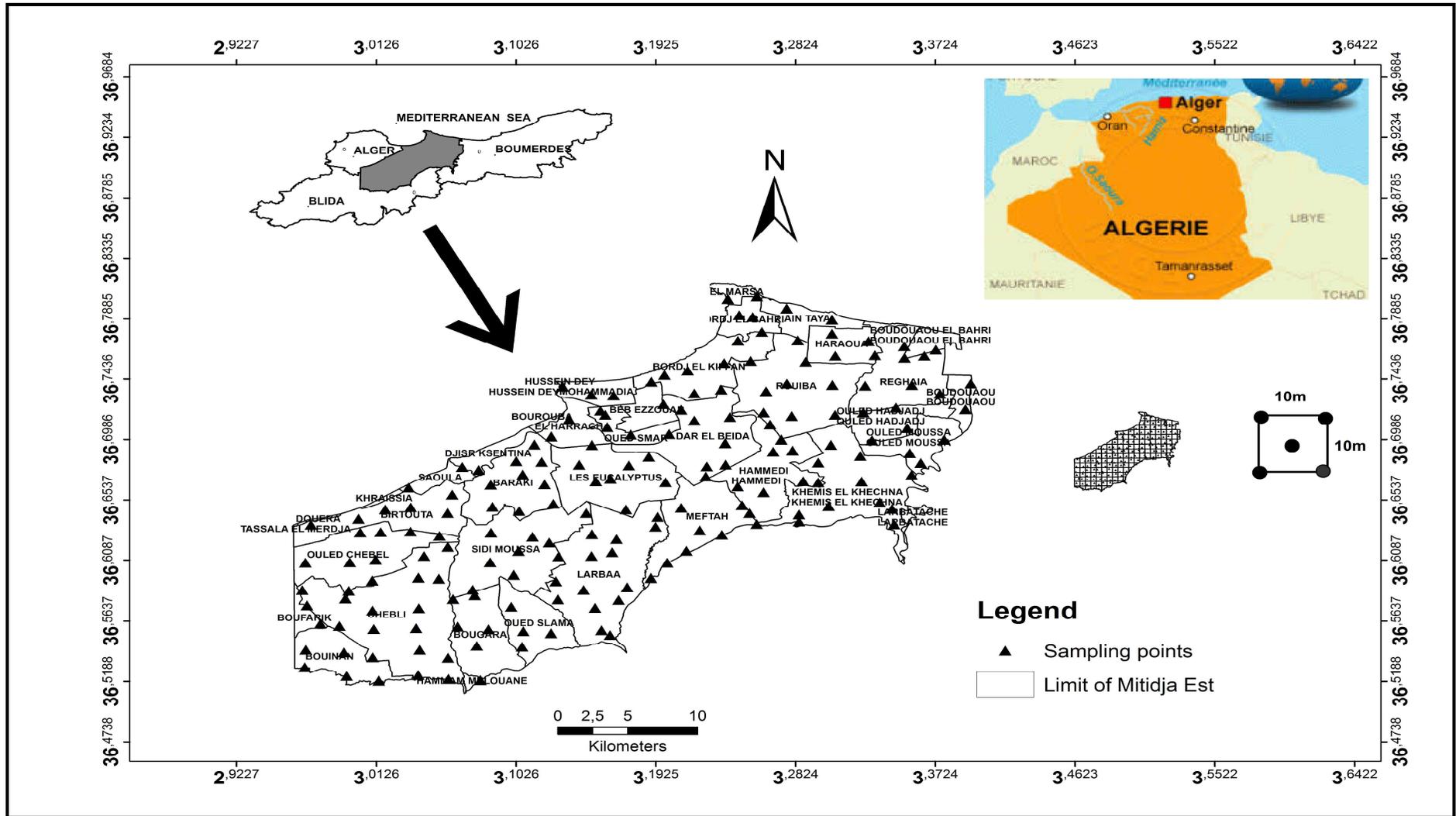


Figure 11 : Localisation de la plaine de la Mitidja Est et distribution des points d'échantillonnage des sols.

Chaque échantillon composite (2.5 kg) est formé de 5 prises ponctuelles de sol, chacune ayant été préalablement homogénéisée et le mélange également homogénéisé, prélevés dans une aire de 10m\*10m.

Au laboratoire, les échantillons ont été séchés à une température ambiante (approximativement de 20 °C, broyés et tamisés à une fraction inférieure à 2 mm (fig. 12).



Figure 12 : Préparation des échantillons.

Le conditionnement des échantillons de sols a été effectué dans des sacs plastiques en polyéthylène pour des analyses au laboratoire. Chaque site d'échantillonnage a fait l'objet d'une fiche technique d'informations dont un exemple est illustré dans le tableau 8 et la figure 13.

### 2.2. Prélèvement et préparation des échantillons de sédiments et eaux

Afin d'évaluer l'influence anthropique sur les concentrations des ETM dans les eaux et les sédiments de surface, dix-sept sites de prélèvements ont été retenus pour l'échantillonnage dans la plaine de la Mitidja Est. La localisation géographique des différents sites de prélèvement est représentée dans la figure 14.

Les sites ont été choisis, de sorte qu'ils soient accessibles et reflètent les caractéristiques chimiques des eaux, des sédiments et des activités anthropiques. Dans chaque site, un échantillon d'eau et un échantillon de sédiment ont été prélevés, tout au long de l'Oued El-Harrach, Oued El-Hamiz et le Lac de Reghaia, soit un total de

34 échantillons. Les échantillons d'eau ont été prélevés à l'aide de bouteilles appropriés, préalablement rincées avec de l'eau distillée et de l'eau du site de prélèvement, et conservés, ensuite, dans une glacière (4 °C). Les paramètres physico-chimiques tels que le pH et la conductivité électrique (CE) ont été analysés dans les 24 h qui suivent. Les échantillons d'eau ont été ensuite acidifiés avec de l'acide nitrique (HNO<sub>3</sub>) jusqu'à pH = 2 et conservés à 4 °C jusqu'à analyse des éléments traces métalliques.

Tableau 8. Fiche d'informations sur les points d'échantillonnages, d'identification et description de la parcelle.

<b>Projet et numéro de l'échantillon :</b> IOS ETM 101		<b>Date :</b> 21/11/2013	
<b>Type d'échantillonnage :</b>		<b>Système d'irrigation :</b> Goutte à goutte	
X : 3°10'6.5"	Y : 36°34'46"	<b>Pente :</b> 0-3%	<b>Altitude :</b> 82m
<b>Couverture du sol :</b> Sol labouré			
<b>Culture aux alentours :</b> Verger d'agrumes et de poirier			
<b>Type d'impact :</b> Poulailier, Industrie			
<b>Type d'industrie :</b> Société CEVICO, Balat, usine Rabrab			
<b>Commune :</b> Larbaa			
<b>Wilaya :</b> Blida			
<b>Localisation du point :</b>		à 400 m de la route nationale N° 29	



Figure 13 : Echantillonnage des sols à proximité d'un poulailier.

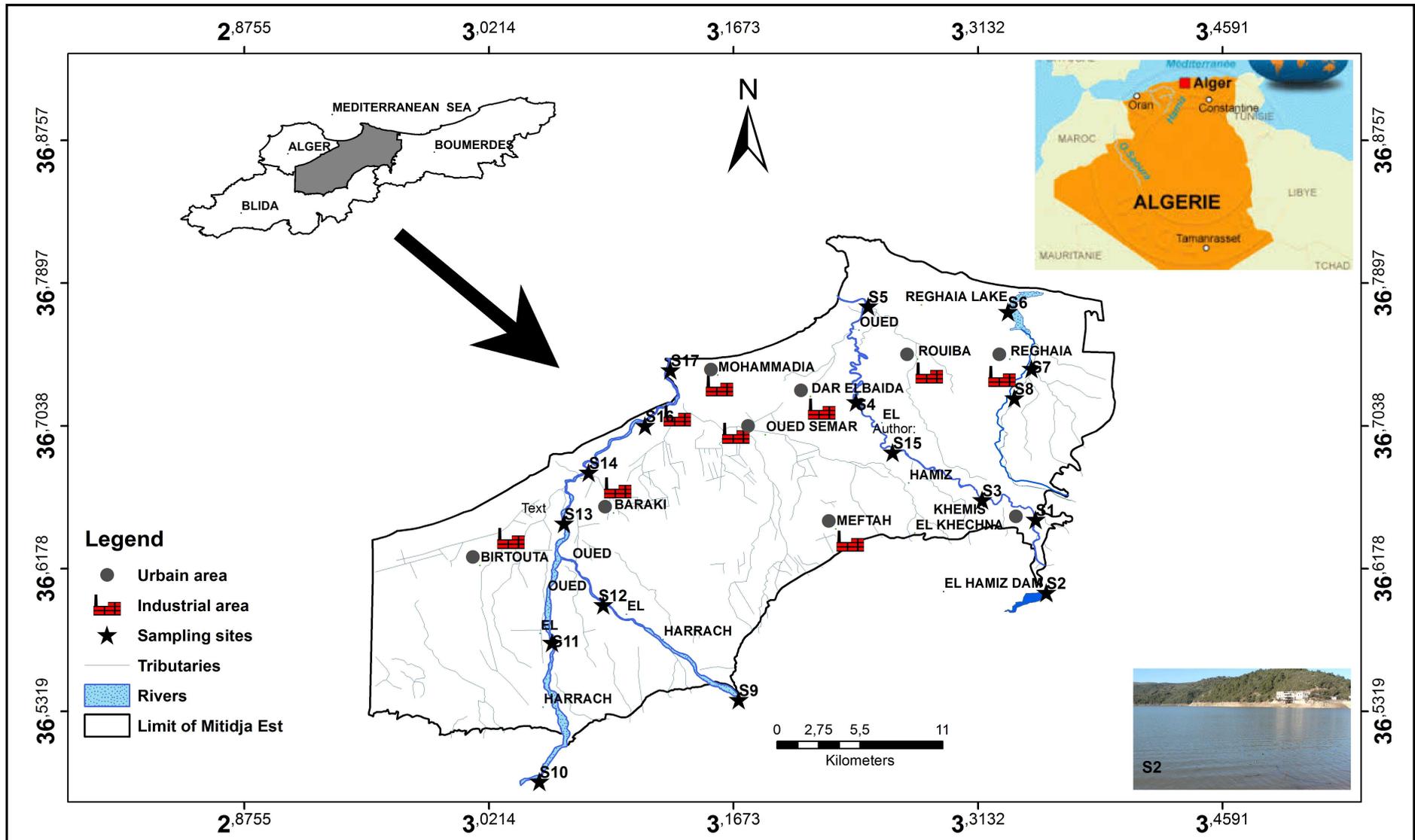


Figure 14 : Distribution des points d'échantillonnage des sédiments et des eaux dans la plaine de la Mitidja est.

Tous les échantillons de sédiment sont conservés dans des sacs en plastiques. Une fois au laboratoire, les sédiments sont séchés à l'étuve pendant 72 h à 80°C, broyés et tamisés à l'aide d'un tamis de 2 mm.

### 3. Caractérisation physico-chimique des sols

Pour la détermination de certaines caractéristiques physico-chimiques du sol, nous nous sommes inspirés des procédures analytiques publiées par Mathieu et Pielin, (2003).

#### 3.1. Détermination du pH eau des échantillons de sol

Les mesures du pH ont été réalisées dans l'eau distillée après agitation par retournement de 30 minutes, avec un rapport sol/solution de 1/5.

#### 3.2. Détermination du calcaire des échantillons de sol

Le calcaire total est déterminé par volumétrie à la suite d'une attaque à l'HCl en utilisant le calcimètre de Bernard.

#### 3.3. Détermination de la conductivité électrique (1/5) des échantillons de sol

La salinité a été mesurée par conductivité électrique de l'extrait dilué dans un rapport sol/eau (1/5).

#### 3.4. Détermination de l'humidité résiduelle du sol

La détermination de l'humidité résiduelle de l'échantillon a été effectuée par la méthode gravimétrique. Le principe de la méthode consiste à sécher (passer dans un four à 105 °C) pendant 24h un échantillon de sol et connaître ensuite par pesée finale (ramenée à la pesée initiale) le poids d'eau contenu par l'échantillon.

#### 3.5. Analyse granulométrique

La texture est déterminée sur la base des proportions des fractions granulométriques (argile, limon et sable). La fraction fine des échantillons de sol (argile et limon) a été déterminée par sédimentation en utilisant la pipette de Robinson et les fractions grossières (sables) ont été récupérées par tamisage.

#### 3.6. Evaluation de la capacité d'échange cationique

La capacité d'échange cationique a été déterminée par saturation à l'acétate d'ammonium à pH=7 et évaluée selon la méthodologie recommandée pour les sols de

l'Algérie du Nord (Djili et Daoud, 2001). L'évaluation de la capacité d'échange cationique a été appréhendée en utilisant l'équation 2 suivante :

$$\text{CEC (cmol/kg)} = 0.45 \text{ argile} + 0.59 \text{ MO} \quad (2)$$

### 3.7. Détermination du carbone organique total des échantillons de sol

La détermination de la teneur en carbone des sols a été mesurée selon la technique de combustion en utilisant l'analyseur élémentaire flash EA 1112 séries. L'évaluation de la matière organique a été faite en utilisant l'équation 3 suivante:

$$\text{MO (\%)} = \text{C (\%)} * 1.72 \quad (3)$$

### 3.8. Détermination de l'azote total des échantillons de sol

L'analyse de l'azote total a été réalisée par la méthode Kjeldahl. Le principe de cette méthode consiste dans un premier temps à minéraliser à chaud la matière organique azotée de l'échantillon de sol, par un mélange d'acide sulfurique concentré et d'acide salicylique. Dans un deuxième temps, l'ion  $\text{NH}_4^+$  est déplacé par l'hydroxyde de sodium et entraîné par vapeur d'eau pour être fixé par l'acide borique et dosé par la suite par  $\text{H}_2\text{SO}_4$  titré.

## 4. Minéralisation des échantillons de sol pour l'analyse des ETM

La mise en solution (extraction) des éléments traces métalliques des sols a été effectuée selon le protocole ISO (1995). Le principe de la méthode consiste à soumettre l'échantillon de sol préalablement broyé dans un mortier en agate, à l'action de l'eau régale (mélange d'acide chlorhydrique (HCl) et d'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ )) durant 16 heures à températures ambiante, puis à ébullition avec reflux pendant 2 heures. L'extrait est alors filtré et ajusté au volume avec de l'acide nitrique.

Dans un souci de validation des données, des blancs et des matériaux de référence certifiés, notamment le BCR, CRM 143 ont été inclus dans les différentes séries d'analyses.

Pour l'échantillon certifié, un taux de récupération de l'élément analysé est calculé et présenté dans le tableau 9. Le taux de récupération est calculé selon l'équation suivante (4) :

$$\text{TR (\%)} = \frac{\text{Concentration mesurée}}{\text{Concentration certifiée}} * 100 \quad (4)$$

Les valeurs de récupération ont varié de 85% pour le Cu à 98% pour le Ni et se trouvent dans l'intervalle des valeurs acceptées (80-120 %) dans la littérature scientifique.

Tableau 9. Taux de récupération des éléments traces métalliques dans le matériel de référence (BCR, CRM 131).

	Concentration mesurée	Concentration certifiée	TR (%)
<b>Cd</b>	30.3	31.5	96
<b>Cr</b>	184	208	88
<b>Cu</b>	201	236	85
<b>Ni</b>	90.8	92.7	98
<b>Pb</b>	1211	1317	92
<b>Zn</b>	1145	1301	88

### 4.1. Analyses des éléments traces métalliques par ICP-MS et ICP-OES

Le dosage du Cd, Cr, Ni, Cu, Pb et Zn dans les différents extraits de sol a été réalisé par spectrométrie de masse couplée à un plasma inductif (**ICP-MS, Agilent 7700**) pendant que le Fe a été déterminé par spectrométrie à émission optique couplée à un plasma inductif (**ICP-OES, Perkin Elmer 5300 DV**). Les limites de détection pour les différents éléments traces analysés par ICP sont ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) : Cd 0.00003, Cr 0.003, Cu 0.0006, Fe 0.002, Ni 0.0005, Pb 0.002 et Zn 0.003.

## 5. Caractérisation physico-chimiques des sédiments.

### 5.1. Détermination du pH eau des échantillons de sédiment

Les mesures du pH ont été réalisées dans l'eau distillée après agitation par retournement de 30 minutes, avec un rapport sol/solution de 1/5.

### 5.2. Détermination du calcaire des échantillons de sédiment

Le calcaire total est déterminé par volumétrie à la suite d'une attaque à l'HCl en utilisant le calcimètre de Bernard.

### 5.3. Détermination de la conductivité électrique (1/5) des échantillons de sédiment

La salinité a été mesurée par conductivité électrique de l'extrait dilué dans un rapport sol/eau (1/5).

### 5.4. Teneur en matière organique

Le carbone organique des sédiments a été dosé selon la méthode Anne. La méthode est basée sur l'oxydation du carbone organique par le dichromate de potassium en milieu sulfurique. La teneur en matière organique est calculée à partir d'un dosage du carbone organique, sachant que celui-ci représente une estimation de 58% en moyenne de la matière organique.

### 5.5. Détermination de l'humidité résiduelle des échantillons de sédiment

La détermination de l'humidité résiduelle de l'échantillon a été effectuée par la méthode gravimétrique. Le principe de la méthode consiste à sécher (passer dans un four à 105 °C) pendant 24h un échantillon de sédiment et connaître ensuite par pesée finale (ramenée à la pesée initiale) le poids d'eau contenu par l'échantillon.

### 5.6. Analyse granulométrique

Comme pour les sols, la texture des sédiments est déterminée sur la base des proportions des fractions granulométriques (argile, limon et sable). La fraction fine des échantillons (argile et limon) a été déterminée par sédimentation en utilisant la pipette de Robinson et les fractions grossières (sables) ont été récupérées par tamisage.

## 6. Minéralisation des échantillons de sédiment et analyse des ETM

La digestion des échantillons de sédiment a été réalisée selon la méthode 3050B préconisée par l'Agence de Protection de l'Environnement (USEPA, 1996). Le principe de la méthode consiste à soumettre l'échantillon à l'action répétée de l'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) et le peroxyde d'oxygène ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ). Après cela, 10 ml d'acides chlorhydriques concentrés sont rajoutés aux minéralisas, ensuite ils sont filtrés et ajustés au volume avec de l'eau distillée. Des témoins ont été inclus dans chaque lot d'analyse.

L'analyse des éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn) dans les sédiments a été effectuée à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique (**Perkin Elmer AAnalyst 800**).

Les limites de détection pour les différents éléments traces métalliques sont (mg/l): 0.018, 0.078, 0.077, 0.1, 0.14, 0.19 et 0.018 pour le Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn respectivement.

### 7. Analyse des éléments traces métalliques dans les échantillons aqueux

Les concentrations en Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn dans l'eau ont été dosées à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique de type **Perkin Elmer AAnalyst 800**. Des témoins ont été inclus dans chaque lot d'analyse. Les limites de détection pour les différents éléments traces métalliques sont (mg/l) : 0.018, 0.078, 0.077, 0.1, 0.14, 0.19 et 0.018 pour le Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn respectivement.

### 8. Evaluation de la contamination des sols

L'évaluation de la contamination des sols a été effectuée en utilisant le facteur d'enrichissement (FE), l'indice de pollution (IP), et l'indice de pollution intégré (IPI). L'approche du FE est largement utilisée pour discriminer entre les apports anthropiques des sources naturelles, et ainsi définir le degré de contamination des sols (Sulaiman *et al.*, 2016).

Globalement, à mesure que le FE augmente, la contribution des sources anthropiques augmente également. Le FE (équation 5) est calculé comme suite, où  $(C_x/C_{Fe})_{sol}$  est le rapport de la concentration de l'élément considéré à celui du Fe dans l'échantillon de sol et  $(C_x/C_{Fe})_{référence}$  est le même rapport de concentration, mais pour le matériel de référence.

$$FE = \frac{(C_x/C_{Fe})_{sol}}{(C_x/C_{Fe})_{référence}} \quad (5)$$

Dans la présente étude, les concentrations moyennes des éléments traces dans la croûte terrestre ont été utilisées comme valeurs du fond géochimique (BV) (McLennan 2001), compte tenu que la composition chimique du sol fait partie de la couche superficielle de la croûte terrestre. Le Fe a été utilisé comme élément de référence à cause de son abondance élevée dans la croûte terrestre (Krami *et al.*, 2013) et sa faible variabilité.

Sur la base du FE, six catégories de contamination sont reconnues et interprétées comme définies par Hussain *et al.*, (2015) et Sun *et al.*, (2016) : FE ≤ 1, pas d'enrichissement (valeurs de fond); FE = 1-2, enrichissement faible; FE = 2-5, enrichissement modéré; FE = 5-20, enrichissement signifiant (fort); FE = 20-40, très fort enrichissement; and FE > 40 enrichissement extrême.

En outre, le diagnostic de la pollution des sols en éléments traces métalliques a été évalué en utilisant l'indice de pollution (IP) pour chaque métal et l'IPI pour les six métaux (Chen *et al.*, 2005 ; Guo *et al.*, 2012). L'indice de pollution de chaque métal a été défini

comme le rapport de sa concentration à la valeur VFG du métal correspondant dans la croûte terrestre en utilisant l'équation 6, où C est la concentration mesurée de chaque élément trace métallique, et S est la valeur VFG.

$$IP = \frac{C}{S} \quad (6)$$

L'indice IPI représente le degré global de pollution métallique dans le sol, il est calculé selon l'équation 7 où n: est le nombre de métaux considérés.

$$IPI = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C}{S}}{n} \quad (7)$$

L'IP de chaque métal a été classé comme étant une contamination faible ( $IP \leq 1$ ), modérée ( $1 < IP \leq 3$ ) ou élevée ( $IP > 3$ ). Trois niveaux de contamination ont été définis pour les éléments traces sur la base des valeurs de l'IPI comme suit :  $IPI \leq 1$ , faible contamination;  $1 < IPI \leq 2$ , contamination modérée;  $IPI > 2$ , contamination élevée.

### 9. Evaluation du degré de contamination des sédiments

A partir des concentrations en éléments traces métalliques mesurées des sédiments et des valeurs de références telles que les valeurs du fond géochimique présent dans la croûte terrestre, nous avons calculé le degré de contamination des sédiments. Plusieurs indices quantitatifs ont été proposés dans la littérature internationale pour évaluer le niveau de contamination des sédiments.

Il s'agit notamment du facteur d'enrichissement (FE) et de l'index de géo-accumulation (Igeo). Outre ces deux indices qui permettent d'obtenir des informations sur la contamination des sédiments, l'indice de risque potentiel écologique ( $E_{RI}$ ) a été calculé. Ce dernier prend en considération la notion de toxicité liée à chaque métal.

#### 9.1. Facteur d'enrichissement (FE)

Le facteur d'enrichissement est utilisé afin de discriminer entre les sources naturelles et anthropiques des éléments traces métalliques. Il est exprimé par la formule suivante (équation 8) :

$$\text{Facteur d'enrichissement (FE)} = \frac{(C_n)/(Fe) \text{ sédiment}}{(C_n)/(Fe) \text{ référence}} \quad (8)$$

Où  $(Cn)_{\text{sédiment}}$  est la concentration du métal dans le sédiment ;  $(Fe)_{\text{sédiment}}$  est la concentration du Fe dans le sédiment ;  $(Cn)_{\text{référence}}$  est la concentration du métal dans le matériau de référence ;  $(Fe)_{\text{référence}}$  est la concentration du Fe dans le matériau de référence. Dans cette étude, les concentrations des éléments traces métalliques dans le matériau de référence correspondent aux valeurs du fond géochimique dans la croûte terrestre (McLennan, 2001).

Pour ne pas surestimer ou sous-estimer ce facteur d'enrichissement, la normalisation des teneurs en ETM par la concentration d'un élément conservatif et représentatif de sa phase porteuse est communément employée. Le but de la normalisation est de corriger les changements dans la nature du sédiment qui pourraient influencer la distribution du contaminant (diminution ou augmentation des phases porteuses). Le Fe a été choisi comme élément de référence étant donné son abondance naturelle dans les sédiments (Rodriguez-Barroso et al., 2009 ; Barakat et al., 2012). L'interprétation des résultats du facteur d'enrichissement a été faite selon les niveaux de contamination suggérés par Abdelhafez and Li, (2014) :  $FE \leq 2$  indique que la source prédominante de l'élément est celle de la croûte terrestre ;  $2 < FE < 5$  enrichissement modéré ;  $5 < FE \leq 20$  enrichissement très significatif ;  $20 < FE \leq 40$  très fort enrichissement et  $FE > 40$  enrichissement extrême.

### 9.2. Index de géo-accumulation ( $I_{\text{geo}}$ )

L'indice de géo-accumulation ( $I_{\text{geo}}$ ) introduit par Muller (1969) pour l'évaluation du niveau de contamination des sédiments par les éléments traces métalliques, a été utilisé par différents auteurs (Rodriguez-Barroso et al., 2009 ; Ghrefat et al., 2011). Cet indice à caractère empirique compare une concentration donnée versus une concentration considérée comme valeur de référence ou de fond géochimique. Il est défini de la manière suivante (équation 9) :

$$I_{\text{geo}} = \log_2 \left[ \frac{C_n}{1.5B_n} \right] \quad (9)$$

Où  $C_n$  est la concentration mesurée du métal dans le sédiment ;  $B_n$  est la valeur correspondante du fond géochimique dans la croûte terrestre. La constante 1.5 est un facteur de correction qui prend en considération l'effet de possibles variations de la valeur du fond géochimique, qui peuvent être attribuées à des changements minéralogiques du sédiment. En partant de cette équation, une échelle de valeurs avec six classes, en fonction

de l'intensité de contamination, a été définie dans la littérature :  $I_{geo} < 0$ , sans contamination ;  $0 < I_{geo} < 1$ , sans à contamination modérée ;  $1 < I_{geo} < 2$ , contamination modérée ;  $2 < I_{geo} < 3$ , contamination modérée à forte ;  $3 < I_{geo} < 4$ , forte contamination ;  $4 < I_{geo} < 5$ , forte à extrême contamination ;  $I_{geo} > 5$ , traduit une contamination extrême. La dernière classe indique au minimum un enrichissement équivalent à 100 fois la teneur naturelle.

**9.3. Indice de risque potentiel écologique (E<sub>RI</sub>)**

L'indice de risque potentiel écologique a été défini originellement par Hakanson (1980). Cet indice prend en compte les aspects de toxicité des métaux et la comparaison entre la concentration mesurée de l'élément chimique et la valeur de fond géochimique. Plus récemment, il a été utilisé pour l'évaluation de la contamination des sédiments par les éléments traces métalliques (Li et al., 2013 ; Yan et al., 2016). La valeur de E<sub>RI</sub> peut être calculée par la formule suivante (équations 10 et 11) :

$$E_r^i = T_r^i * \frac{C^i}{C_0^i} \tag{10}$$

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^{i=6} E_r^i \tag{11}$$

Où E<sub>RI</sub> : est l'indice de risque potentiel écologique d'une région en fonction de la sensibilité des communautés biologiques à divers métaux ; E<sub>r</sub><sup>i</sup> est le coefficient de risque potentiel écologique individuel des métaux ; C<sup>i</sup> et C<sub>0</sub><sup>i</sup> sont les concentrations mesurées dans les sédiments et leurs valeurs de fond géochimique en métaux, respectivement ; T<sub>r</sub><sup>i</sup> est le facteur de toxicité du métal (les valeurs pour le Cd, Cu, Cr, Ni, Pb et Zn sont 30, 5, 2, 5, 5 et 1, respectivement). Hankanson, (1980) a définit cinq catégories pour E<sub>r</sub><sup>i</sup> et quatre catégories pour E<sub>RI</sub> (tableau 10).

Tableau 10. Critères de classification de l'indice de risque potentiel écologique.

Valeur E <sub>r</sub> <sup>i</sup>	Catégories E <sub>r</sub> <sup>i</sup>	Valeur E <sub>RI</sub>	Catégories E <sub>RI</sub>
E <sub>r</sub> <sup>i</sup> < 40	Risque faible	E <sub>RI</sub> < 150	Risque faible
40 ≤ E <sub>r</sub> <sup>i</sup> < 80	Risque modéré	150 ≤ E <sub>RI</sub> < 300	Risque modéré
80 ≤ E <sub>r</sub> <sup>i</sup> < 160	Risque considérable	300 ≤ E <sub>RI</sub> < 600	Risque considérable
160 ≤ E <sub>r</sub> <sup>i</sup> < 320	Risque élevé	E <sub>RI</sub> ≥ 600	Risque très élevé
E <sub>r</sub> <sup>i</sup> ≥ 320	Risque très élevé		

### 10. Evaluation de la contamination des eaux

La qualité chimique des eaux a été appréhendée à l'aide de deux indices, à savoir l'indice métallique (IM) et l'indice de pollution métallique (HPI). Le principe de ces deux indices est fondé sur la comparaison des concentrations mesurées dans les eaux par rapport à des valeurs limites réglementaires dans les eaux d'irrigation et l'eau potable.

#### 10.1. Indice métallique (IM)

La contamination des eaux par les éléments traces métalliques est associée à un cocktail d'éléments plutôt qu'à un seul métal. L'indice métallique est calculé par l'équation **12** suivante (Tamasi and Cini, 2004 ; Goher et *al.*, 2014) :

$$IM = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{(MAC)_i} \quad (12)$$

Ou  $C_i$  est la concentration de chaque métal ;  $MAC$  est la concentration maximale admissible. Six classes ont été suggérées pour apprécier la qualité métallique des eaux (Caerio et *al.*, 2005 ; Ogunkunle et *al.*, 2016) : classe I, très pure < 0.3 ; classe II, pure 0.3-1 ; classe III, légèrement affectée 1-2 ; classe IV, modérément affectée 2-4 ; classe V, fortement affectée 4-6 et classe VI, sérieusement affectée > 6.

#### 10.2. Indice de pollution métallique (HPI)

Un autre critère d'évaluation du niveau de contamination métallique des eaux est l'indice de pollution métallique HPI suggéré par Mohan et *al.*, (1996) ; Prasad and Bose, (2001) et utilisée récemment par Ogunkunle et *al.*, (2016) ; Abdel-Satar et *al.*, (2017). L'indice de pollution métallique est calculé en utilisant l'équation **13** suivante :

$$HPI = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (13)$$

$W_i$  (unité de poids) est calculé comme  $1/S_i$ , avec  $S_i$  est la valeur limite réglementaire pour l'élément considéré (WHO, 2011 ; USEPA, 2012) ;  $n$  est le nombre de métaux considérés et  $Q_i$  est le ratio de qualité individuelle de chaque métal et il est exprimé de la manière suivante (équation **14**) :

$$Q_i = \frac{C_i}{S_i} * 100 \quad (14)$$

$C_i$  est la concentration mesurée de chaque métal en  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Il est admis qu'une valeur de  $\text{HPI} > 100$  est indicatrice d'une pollution métallique critique de l'eau (Prasad and Bose, 2001).

### 11. Analyse statistique

L'examen des statistiques univariées et multivariées a été réalisé à l'aide des logiciels Minitab17 (Minitab Inc, 2010) et Past3 (Hammer et *al.*, 2001). Des modèles de régression linéaires en fonction de tel ou tel paramètre pédologique ont également été évaluées.

La corrélation entre les différentes variables mesurées a été étudiée par le biais du coefficient de corrélation de Pearson à des seuils de probabilité de 5% et 1%. La normalité des variables a été vérifiée par le biais des tests Ryan-Joiner (R-J) et Kolmogorov-Smirnov (K-S).

Les statistiques univariées ont porté sur les statistiques descriptives (moyenne, médiane, écart type, etc.), tandis que les statistiques multivariées sur l'Analyse en Composantes Principales (ACP) et la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH).

L'Analyse en Composantes Principales permet d'identifier les facteurs qui ont le plus contribué à la construction des composants principaux. Elle a été réalisée par la méthode de rotation orthogonale VARIMAX.

Le critère de Kaiser a été utilisé afin de définir le nombre de facteurs, correspondant aux valeurs propres initiales supérieures à 1. Ce type d'analyse permet le plus souvent de regrouper les données ayant des caractéristiques similaires ou très proches, donnant ainsi des indices sur les processus de contamination ou sur l'origine de certains ETM (Wei et *al.*, 2011; Huang et *al.*, 2013 ; Abdelhafez and Li, 2014 ; Fu et *al.*, 2014).

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) vise à répartir une population dans un certain nombre de classes ou sous-groupes dont le résultat est présenté sous forme d'un dendrogramme. La méthode de Ward a été choisie comme méthode d'agrégation afin d'obtenir les classes les plus homogènes possibles dans les eaux (Zhao et *al.*, 2012 ; Bilgin and Konanç, 2016) et les sols (Wei et *al.*, 2011; Huang et *al.*, 2013), et la méthode de liaison moyenne dans les sédiments (Reimann et *al.*, 2008).

Préalablement à l'application des statistiques multivariées, des transformations de variables (Box-Cox ou logarithmique) ont été réalisées afin de se rapprocher de la normalité et réduire l'effet des valeurs anormales ou aberrantes «outliers» (McGrath et *al.*, 2004 ;

Zhang et *al.*, 2009). L'interprétation des résultats de l'ACP et la CAH a été faite sur la base des sources possibles des ETM (lithogéniques, anthropogènes ou mixtes).

### 12. Analyse spatiale à partir des systèmes d'information géographique (GIS)

#### 12.1. Prédiction spatiale des paramètres pédologiques

Dans la présente étude, l'extension **Geostatistical Analyst de l'ArcGIS (ArcMap 10.3)** a été utilisée afin de prédire spatialement les différentes variables. Cette approche dérive une surface en utilisant les valeurs des emplacements mesurés pour prévoir des valeurs pour chaque emplacement du paysage. Les étapes majeures suivies sont illustrés dans la figure 15.

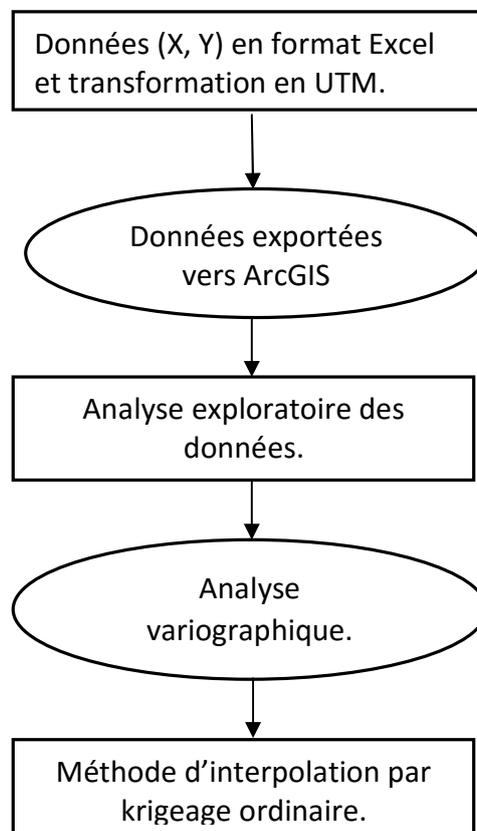


Figure 15 : Les étapes principales dans l'étude spatiale des différents paramètres du sol.

Globalement, l'approche géostatistique, s'appuyant sur la théorie des variables régionalisées, comprend les étapes suivantes :

**(a)** Analyse exploratoire des données (construction d'histogrammes, diagramme quantile-quantile (Q-Q) et analyse des tendances) pour identifier les tendances générales, repérer les données aberrantes, délimiter des zones aux propriétés différentes.

**(b)** Caractérisation de la variabilité spatiale des paramètres pédologiques, et en particulier l'homogénéité ou l'hétérogénéité du site, ainsi que la portée ou « distance de corrélation » des variogrammes expérimentaux. Le variogramme est exprimé à l'aide de la fonction suivante (équation 15) (Oliver and Webster, 2015):

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (15)$$

Où  $\gamma(h)$  est la semivariance,  $N(h)$  est le nombre de paires ou de couples distants de  $h$ ,  $Z(x_i)$  et  $Z(x_i+h)$  sont les valeurs de la fonction  $Z$  (dans notre cas les paramètres pédologiques) aux positions  $x_i$  et  $x_i+h$ , respectivement. Pour mieux caractériser la structure spatiale des jeux de données, il est indispensable d'ajuster des fonctions connues au variogramme expérimental. Dans l'abstrait, cette étape est similaire à une analyse de régression dans laquelle une ligne ou courbe continue est ajustée aux points de données.

Les ajustements les plus courants sont les modèles de variogramme théoriques sphériques, exponentiels et gaussiens (Mousavifard et al., 2012 ; Oliver and Webster, 2015). Ces ajustements décrivent la structure spatiale du paramètre pédologique étudié qui sera utilisée, ultérieurement, lors du krigeage.

Le variogramme présente généralement trois caractéristiques : l'effet de pépité, la portée et le palier. L'effet de pépité traduit la variabilité due aux erreurs de mesures et /ou la variabilité à petite échelle. La portée représente la distance moyenne maximale au-delà de laquelle deux échantillons ne sont plus corrélés. Elle correspond à la distance à partir de laquelle le modèle atteint le palier. Le palier est la valeur de la semi-variance observée quand celle-ci tend vers une asymptote.

**(c)** Une fois la structure de la variable déterminée par le biais du variogramme, l'interpolation par krigeage peut être utilisée.

La méthode d'interpolation spatiale de type krigeage ordinaire a été retenue pour cartographier la distribution spatiale des paramètres pédologiques dans la zone d'étude. Cette méthode est l'approche de krigeage la plus largement reportée dans la littérature en raison des résultats obtenus. La valeur interpolée  $Z^*(X_0)$  de la variable régionalisée  $Z$  au point  $X_0$  est donnée par (équation 16) :

$$Z^*(X_0) = \sum_{i=1}^n \gamma_i Z(X_i) \quad (16)$$

Où  $Z^*(X_0)$  est la valeur prédite en un point  $X_0$  à partir des observations  $Z(x_i)$  en  $n$  points de mesure  $X_i$ ;  $\gamma_i$  est le poids associé à la mesure  $Z(x_i)$  pour l'estimation de  $Z^*(X_0)$ . Globalement, l'estimation en un point, s'écrit comme la somme pondérée des valeurs aux points expérimentaux.

### 12.2. La validation croisée

La validation du type de modèle de variogramme théorique et de ses paramètres, ainsi que la qualité des résultats de l'interpolation par krigeage, a été réalisée par la méthode de validation croisée (Webster and Oliver, 2007 ; Oliver and Webster, 2015). Cette méthode consiste à éliminer temporairement un point de l'ensemble des données puis à estimer sa valeur par krigeage à l'aide des données restantes et du modèle de variogramme qui a été ajusté. Les valeurs mesurées et prédites du point omis des traitements sont comparées.

Cette procédure est répétée une deuxième fois, ainsi de suite jusqu'à la réalisation de tous les points. La comparaison de la valeur prédite à la valeur mesurée fournit une erreur d'estimation expérimentale. Deux critères pertinents, la Racine de l'Erreur Moyenne Quadratique (REMQ) et la Racine de l'Erreur Quadratique Normalisée Moyenne (REQNM) (équations 17 et 18) permettent de confronter les différents modèles (Droesbeke et al., 2006 ; Yao et al., 2013).

$$REMQ = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_i (Z_i^* - Z_i)^2} \quad (17)$$

$$REQNM = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_i \frac{(Z_i^* - Z_i)^2}{\sigma_i^{*2}}} \quad (18)$$

Un modèle est d'autant meilleur que REQNM « Root mean Square Standardized Error » est proche de 1. Ce critère normalise l'erreur quadratique moyenne par son espérance (la variance de krigeage) au point d'interpolation.

### 12.3. Cartographie géochimique des éléments traces métalliques

Les cartes géochimiques montrant la répartition spatiale des éléments trace métalliques ont été élaborées à l'aide de l'outil **Spatial Analyst de l'ArcGIS (ArcMap 10.3)**. Afin d'identifier les zones contaminées, la méthode d'interpolation spatiale par pondération

inverse à la distance (IDW) a été utilisée pour prédire les caractéristiques locales de la contamination des sols, en particulier les zones hot-spots et cold-spots (Kelepertzis, 2014; Wu et *al.*, 2014).

L'interpolation a été calculée en utilisant les équations **19** et **20**, où  $Z(x)$  est la valeur prédite en un point interpolé,  $W_i$  est le poids assigné au point  $i$ ,  $Z_i$  au point connu,  $d_i$  est une distance entre le point  $i$  et le point prédit, et  $n$  est le nombre total de points connus utilisés dans l'interpolation. À mesure que la distance augmente, le poids des points voisins diminue,  $u$  : est la puissance de pondération qui décide comment le poids diminue à mesure que la distance augmente.

$$Z(x) = \frac{\sum_{i=1}^n W_i Z_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (19)$$

$$W_i = d_i^{-u} \quad (20)$$

En résumé, la méthode IDW permet de prédire la valeur attributive d'une variable à des positions où aucun échantillon n'est disponible en fonction de la distance spatiale entre cette position et d'autres positions où des échantillons ont été prélevés.

Les observations les plus proches spatialement de l'observation à prédire reçoivent un poids plus important dans la prédiction alors que les observations éloignées auront une influence relativement faible sur la prédiction. Sur la base de la méthode des quantiles, huit classes d'intervalles ont été définies pour les différentes variables à cartographier.

## *CHAPITRE 3*

### ***Résultats et Discussions***

### 1. Evaluation de la contamination métallique des eaux des principaux affluents de la plaine de la Mitidja Est.

#### Résumé

Le présent travail consiste à évaluer le niveau de contamination des eaux des principaux affluents de la Mitidja Est. Pour cela, des échantillons d'eau ont été prélevés sur 17 sites, et les concentrations en éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn) ont été déterminées par spectrophotométrie d'absorption atomique.

Les résultats obtenus montrent que les concentrations en ETM dans les eaux diffèrent en fonction du site et de l'élément considéré.

Les concentrations moyennes des ETM dans l'eau sont de 15.29 µg/l pour le Cd ; 122.41 µg/l pour le Cr ; 37.7 µg/l pour le Cu ; 707.65 µg/l pour le Fe ; 30.18 µg/l pour le Ni ; 69.94 µg/l pour le Pb et 132.94 µg/l pour le Zn. Afin d'évaluer le niveau de contamination des eaux, l'indice métallique (IM) et l'indice de pollution métallique (HPI) ont été calculés.

Des résultats obtenus, il ressort que les eaux sont impropres à la consommation et à l'irrigation. L'Analyse en Composantes Principales a permis d'extraire trois principaux facteurs ou sources qui déterminent la distribution des ETM dans les eaux. Par ailleurs, la Classification Ascendante Hiérarchique a permis de regrouper les différents sites en quatre regroupements en fonction de la composition chimique des eaux.

Les rejets des eaux usées industrielles et urbaines et les décharges des déchets solides incontrôlés sont les principales sources de contamination des eaux, sans toute fois exclure les retombées atmosphériques et les ruissellements des surfaces agricoles. La mise en place d'un programme de surveillance et de traitement des eaux serait indispensable pour réduire les risques environnementaux.

#### 1.1. Introduction

Les éléments traces métalliques qui se retrouvent dans le système des eaux de surface proviennent en partie du fond géochimique des roches mais aussi des activités anthropiques (les exploitations minières, les ruissellements agricoles et les contaminations industrielles) (Greenfield et *al.*, 2012).

En Algérie, la croissance urbaine et industrielle accélérée durant ces trente dernières années, a engendrée une dégradation de l'environnement, particulièrement celles des eaux de surface (Afri-Mehennaoui et *al.*, 2009 ; Kerboub et Fehdi, 2014). La plaine de la Mitidja

Est, à l'instar des autres plaines en Algérie, connaît aujourd'hui d'importantes activités anthropiques. De nombreuses unités industrielles ont été implantées tout au long de ces principales rivières, notamment Oued El Harrach, Oued El Hamiz et Oued Reghaia.

Les principales activités industrielles rencontrées concernent les activités métallurgiques, les matériaux de construction, la pétrochimie, les produits pharmaceutiques, les industries électriques et électroniques, l'agroalimentaire et le papier. Cependant, ces unités génèrent des eaux usées qui ne sont que peu ou pas traitées, et déversent, de nombreux polluants (éléments traces métalliques, colorants, pesticides, hydrocarbures etc.) dans les eaux, représentant ainsi une atteinte à l'environnement et à la qualité du milieu aquatique (APPL, 2003).

A titre d'exemple, le volume total des eaux usées rejetées dans l'Oued El Harrach, est estimé à 57000 m<sup>3</sup>/jour (Benouar, 2002). Dans le même contexte, le rapport de PAC (2005) révèle que seul 8 % des eaux usées (225 million de m<sup>3</sup> an<sup>-1</sup>) rejetées dans la baie d'Alger sont traitées. Dans l'état actuel, seulement 51 unités industrielles sont dotées de stations d'épuration des eaux usées sur un total de 156 activant dans la wilaya d'Alger (<http://www.huffpostmaghreb.com/2017/01/29/station-epuration>).

Afin de réglementer l'usage de l'eau et protéger le milieu naturel, l'Algérie dispose de plusieurs textes réglementaires: la Loi n° 05-12 (2005) relative à l'eau, le Décret exécutif n° 06-141 (2006) définissant les valeurs seuils des rejets d'effluents liquides industriels et le Décret exécutif n° 11-219 (2011) relatif à la qualité des eaux superficielles destinées à l'alimentation en eau potable. De nombreux travaux ont mis en évidence une contamination métallique d'Oued El Harrach et les sédiments de la baie d'Alger ; cette contamination a été reliée, principalement, aux rejets incontrôlés d'effluents industriels et domestiques (Yoshida et al., 2005 ; Yoshida et al., 2007).

La présence des éléments traces métalliques à des concentrations supérieures aux valeurs seuils, représente un danger pour la faune et la flore aquatique et un risque important de santé publique en raison des pathologies variées que peuvent engendrer ces éléments chimiques. C'est pour cela, qu'une connaissance des niveaux et des sources de contaminations des ETM dans les eaux est indispensable afin de mettre au point des stratégies de remédiation des sites contaminés.

Plusieurs approches complémentaires ont été proposées dans la littérature scientifique pour évaluer le niveau de contamination des eaux de surface en éléments traces

métalliques. Ces approches reposent sur l'application de méthodes d'analyses statistiques multivariées et des indices de pollution métalliques.

L'indice métallique (IM) a été, par exemple, mis en évidence par Goher et *al.*, (2014) afin d'évaluer la qualité de l'eau du canal d'Ismailia dans la rivière du Nil en Egypte. D'autre part, l'indice de pollution métallique (HPI) a été utilisé pour évaluer la pollution des eaux par les ETM en Egypte et au Nigeria (Ogunkunle et *al.*, 2016 ; Abdel-Satar et *al.*, 2017). Zhao et *al.*, (2012) ; Bilgin and Konanç (2016) ont recherché l'origine de l'évolution chimique des eaux et des sources de contamination à partir de méthodes exploratoires multivariées telles que l'Analyse en Composante Principale (ACP) et la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH).

L'objectif du présent travail est d'évaluer les concentrations en éléments traces métalliques dans les eaux des principaux affluents de la Mitidja Est afin de préciser les risques environnementaux liés à leur utilisation agricole ou leur consommation. Dans ce contexte, les statistiques multivariées ont été combinées avec les indices de pollution dans le but d'évaluer le niveau de contamination des eaux et d'identifier les sources éventuelles des ETM. Il s'agit à notre connaissance d'un premier travail dans la zone d'étude qui utilise cette approche et traite la problématique des contaminations à l'échelle régionale.

### 1.2. Caractéristiques physico-chimiques et concentrations des ETM dans les eaux

Les résultats des analyses et les statistiques descriptives des caractéristiques physico-chimiques des eaux sont reportées dans le tableau 11.

A la lecture des résultats, il ressort que la conductivité électrique des échantillons d'eau varie d'un minimum de 640  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (S2) à un maximum de 1610  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (S1) avec une moyenne de 1334.7  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (tableau 11). Ces résultats révèlent un risque léger à modéré dans le cas où ces eaux sont utilisées à des fins agricoles (Ayers and Westcot, 1985). La valeur la plus élevée est enregistrée au niveau de l'Oued El Hamiz. La valeur la plus faible est détectée au niveau du barrage el Hamiz.

Les valeurs du pH dans les différents sites varient de 7.4 et 7.69 avec une moyenne de  $7.56 \pm 0.1$ . Ces valeurs se trouvent dans l'intervalle de pH (6.5-8.4) recommandé pour les eaux d'irrigation (USEPA, 2012). La valeur la plus élevée est détectée au niveau de l'Oued El Harrach (S13). La valeur la plus faible est observée au niveau de l'Oued Reghaia (S8). Ces résultats indiquent que le pH des eaux de surface est légèrement alcalin. Ceci est lié

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

probablement à la présence des carbonates qui permettent de tamponner les eaux de surface.

Tableau 11. Valeurs du pH, CE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) et concentration en éléments traces métalliques ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) dans les échantillons d'eau.

Paramètres	pH	CE	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
<b>Min</b>	7.4	640	12	49	13	43	8	19	32
<b>Max</b>	7.69	1610	21	212	59	3078	49	135	497
<b>Moyenne</b>	7.56	1334.7	15.29	122.41	37.7	707.65	30.18	69.94	132.94
<b>Médiane</b>	7.57	1480	15	126	36	283	29	77	84
<b>Ecart-type</b>	0.1	279.3	2.28	49.97	14.27	897.88	10.97	35.45	135.64
<b>CV (%)</b>	1.35	20.92	14.94	40.82	37.84	126.88	36.34	50.68	102
<b>R-J test</b>	0.959*	0.932	0.976*	0.982*	0.988*	0.845	0.989*	0.971*	0.841
<b>CMMR<sup>a</sup></b>	nd	nd	0.08	0.7	1.48	66	0.8	0.08	0.6
<b>CMAI<sup>b</sup></b>	6.5-8.4	< 700	10	100	200	5000	200	5000	2000
<b>QEP<sup>c</sup></b>	6.5-9	2800	5	100	2000	ND	ND	50	5000
<b>WHO<sup>d</sup></b>	6.5-9	600	3	50	2000	2000	70	10	3000

\* p-value > 0.1

<sup>a</sup> Concentration moyenne mondiale dans les eaux naturelles des rivières (Gaillardet et al., 2003).

<sup>b</sup> Concentration maximale dans les eaux d'irrigation (USEPA, 2012).

<sup>c</sup> Qualité des eaux superficielles destinées à l'alimentation en eau potable (Décret exécutif n° 11-219, 2011).

<sup>d</sup> Valeurs guides pour les eaux potables selon l'organisation mondiale de la santé (WHO, 2011).

Par ailleurs, le tableau 11 présente les résultats des concentrations des ETM dans les eaux de surface pour les différents sites de prélèvements. Les résultats du test R-J ont révélé que le Cd, Cr, Cu, Ni et Pb suivent une distribution normale, exception faite pour le Fe et Zn.

Aussi, les résultats montrent une faible variabilité pour le Cd (CV < 15%) et une forte variabilité pour le reste des éléments Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn (CV > 35%) dans la région d'étude (Boateng et al., 2015). La comparaison des concentrations moyennes observées pour les différents éléments permet le classement suivant :

Fe >> Zn > Cr > Pb > Cu > Ni > Cd.

De ces résultats, il ressort que les concentrations moyennes des ETM dans les eaux dépassent les valeurs moyennes mondiales dans les eaux naturelles des rivières (Gaillardet et *al.*, 2003). La figure 16 présente la variation spatiale des concentrations en ETM aux différents sites de prélèvement des eaux.

Les concentrations en Cd varient entre 12 et 21  $\mu\text{g/l}$  avec une moyenne de  $15.29 \pm 2.28$ . La concentration moyenne en Cd de la zone d'étude est supérieure aux valeurs limites pour les eaux d'irrigation (USEPA, 2012) et les eaux destinées à l'alimentation en eau potable (Décret exécutif n° 11-219, 2011).

Ces résultats traduisent l'évidence d'une contamination des eaux par le Cd. Les valeurs les plus élevées et les plus faibles ont été observées respectivement aux sites de prélèvements S15 (Oued El Hamiz) et S11 (Oued El Harrach) (fig. 16a). A titre de comparaison, les concentrations en Cd de cette présente étude sont inférieures aux concentrations obtenues pour les eaux de surface dans la partie Sud-est du Nigéria, qui atteignent jusqu'à 83.2  $\mu\text{g/l}$  (Edet and Offiong, 2002). Une étude réalisée sur la qualité des eaux de l'Oued Hassar, au Maroc rapporte des concentrations inférieures aux nôtres dans les eaux (Fouad et *al.*, 2014).

Les sources anthropogéniques du Cd dans l'environnement proviendraient des rejets urbains et industriels, de l'incinération des déchets, des industries métallurgiques (ex : protection de l'acier contre la corrosion), la combustion des produits pétroliers et l'utilisation des pesticides et des fertilisants en agriculture. A titre d'exemple, l'étude réalisée par Remili et Kerfouf (2013) a montrée que l'ensemble des métaux analysés dans les différents rejets des eaux usées d'Oran et Mostaganem en Algérie, seul le Cd se place au-dessus de la limite normative de 0.20 mg/l. Par ailleurs, certains chercheurs, ont indiqué que la majeure partie du Cd rajouté à l'eau ou la terre est d'origine atmosphérique (Nriagu and Pacyna, 1988).

Concernant le Cr, la concentration maximale (212  $\mu\text{g/l}$ ) est observée au niveau de l'Oued El Harrach (S17) (fig. 16b). La concentration minimale (49  $\mu\text{g/l}$ ) caractérise le site de prélèvement S2 de l'Oued El Hamiz. La concentration moyenne est de 122.4  $\mu\text{g/l}$ . Les eaux de la rivière de Karnaphuli au Bangladesh ont des concentrations moyennes en Cr comprises entre 69.56–86.93  $\mu\text{g/l}$ , inférieures aux valeurs trouvées dans la présente étude.

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

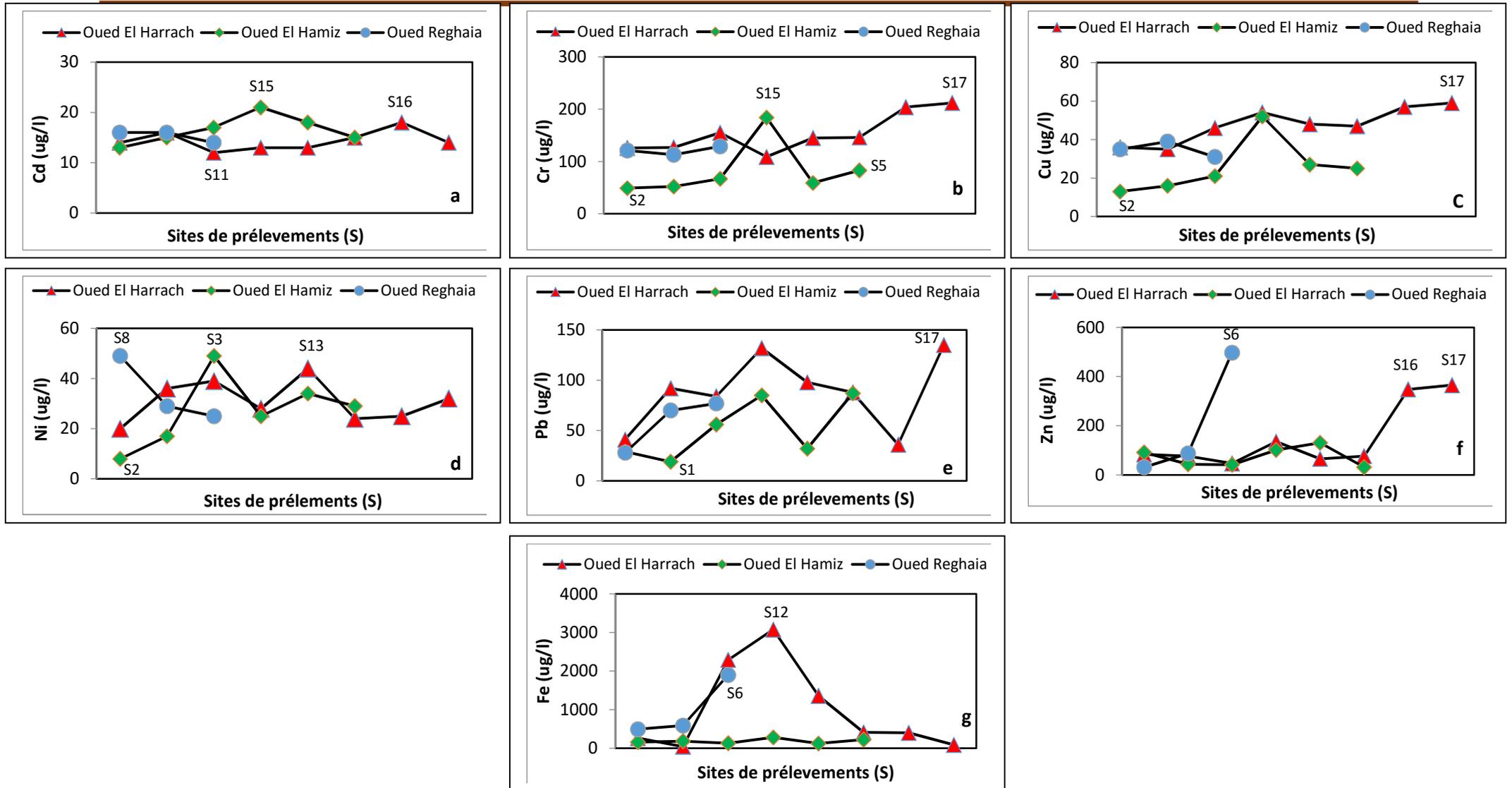


Figure 16 : Variation spatiale des éléments traces métalliques dans les différents cours d'eau de la plaine de la Mitidja Est.

La valeur moyenne du Cr dans ce présent travail est 1.2 fois supérieure aux valeurs réglementaires pour les eaux d'irrigation (USEPA, 2012) et l'alimentation en eau potable (Décret exécutif n° 11-219, 2011). Les résultats de cette étude concordent avec ceux obtenus par Yoshida et *al.*, (2005) qui ont mis en évidence des niveaux de pollution en Cr dans les eaux d'Oued El Harrach.

Le déversement des effluents industriels et urbains incontrôlés dans l'Oued serait à l'origine de cette pollution (Yoshida et *al.*, 2007 ; Kerboub et Fehdi, 2014). Ces niveaux de contamination en Cr sont enregistrés à partir du site de prélèvement S6 et qui augmentent de l'amont vers l'aval de l'Oued El Harrach jusqu'à atteindre une concentration maximale au niveau du site S17.

La présence du Cr dans les échantillons d'eaux est généralement associée aux industries du métal, aux industries chimiques, aux activités galvaniques et activités de traitement de surface et des tanneries (Forstner and Wittmann, 1983 ; Nriagu and Pacyna, 1988). La zone étudiée dispose de toutes ces activités.

Les concentrations en Cu sont comprises entre 13 et 59 µg/l, avec une moyenne de 37.7 µg/l (fig. 16c). Ces valeurs restent inférieures aux normes fixées pour les eaux d'irrigation et l'alimentation en eau potable (Décret exécutif n° 11-219, 2011 ; USEPA, 2012). Ainsi les eaux de surface des principaux affluents de la Mitidja Est sont considérées d'une bonne qualité vis-à-vis du cuivre. Ces résultats concordent avec ceux de Messaoud Nacer (1987) qui mettent en exergue, dans l'ensemble, des concentrations en Cu inférieures à la norme WHO.

En outre, les concentrations en Fe s'échelonnent entre 43 et 3078 µg/l, pour une moyenne de 707.6 µg/l. La concentration moyenne en Fe est inférieure aux valeurs limites suggérées pour l'alimentation en eau potable et les eaux d'irrigation.

Le Fe est généralement plus abondant dans l'environnement aquatique que les autres métaux, en raison notamment de son abondance élevée dans la croûte terrestre (McLennan, 2001). Les niveaux de Fe dans les eaux observés dans cette présente étude se trouvent dans l'intervalle des valeurs (200-8000 µg/l) signalées pour les eaux du bassin versant du Mazafran, Mitidja (Messaoud Nacer, 1987).

La figure 16d et les résultats du tableau 11 montrent également que la concentration minimale en Ni (8 µg/l) se présente dans les eaux de l'Oued El Hamiz (S2). La concentration maximale (49 µg/l) s'observe respectivement dans les eaux de l'Oued El Hamiz (S3) et l'Oued

Reghaia (S8). Les concentrations en Ni dans les eaux sont inférieures aux concentrations maximales dans les eaux d'irrigations (200 µg/l, USEPA, 2012) et les eaux potables (70 µg/l, WHO, 2011).

Concernant les concentrations du Pb dans les différents sites d'échantillonnage, les résultats montrent des teneurs comprises entre 19 et 135 µg/l, soit une moyenne de 69.9 µg/l (fig. 16e). Les concentrations minimales et maximales en Pb sont enregistrées respectivement au niveau des prélèvements S1 (Oued El Hamiz) et S17 (Oued El Harrach). La concentration moyenne en Pb des eaux étudiées dépassent les valeurs limites dans les eaux potables fixées par l'organisation mondiale de la santé (WHO, 2011) et la législation en vigueur en Algérie (Décret exécutif n° 11-219, 2011).

Toutefois, elles restent inférieures aux concentrations maximales dans les eaux d'irrigation (5000 µg/l, USEPA, 2012). Des travaux de recherche scientifiques indiquent des concentrations en Pb de 2 à 175 µg/l dans les eaux de la rivière du Nyl en Afrique du sud (Greenfield *et al.*, 2012) et de 5 à 51 µg/l dans la rivière du Nile en Egypte (Abdel-Satar *et al.*, 2017).

Les concentrations en Zn dans les eaux des principaux affluents se trouvent à des niveaux inférieurs aux normes de potabilité des eaux qui sont respectivement de 3000 µg/l (WHO, 2011) et 5000 µg/l, (Décret exécutif n° 11-219, 2011). Comme pour le Pb, les concentrations en Zn restent inférieures aux valeurs limites recommandées pour les eaux d'irrigation (2000 µg/l, USEPA, 2012). La concentration maximale de 497 µg/l est observée au niveau du site S6 (Lac de Reghaia) (fig. 16f). Les concentrations minimales (32 µg/l) sont enregistrées respectivement aux sites S5 et S8 (Oued El Hamiz et Oued Reghaia).

Par ailleurs, l'examen de la courbe d'évolution du Zn révèle l'existence de trois pics au niveau des sites S6, S16 et S17 correspondant à des apports anthropiques. Des concentrations assez proches (entre 0 et 800 µg/l) des résultats de cette étude ont été rapportées dans les eaux du bassin versant du Mazafran, Mitidja (Messaoud Nacer, 1987).

### 1.3. Distribution des espèces aqueuses et état de saturation des solutions

L'évaluation des différentes espèces ioniques simples et complexes et du degré de saturation des solutions par rapport aux minéraux a été appréhendée par le biais du logiciel Visual Minteq3 (Gustafsson, 2012). Ce programme est basé sur les relations thermodynamiques qui caractérisent les relations d'équilibre entre minéraux et solutions.

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

Les différentes espèces métalliques et leurs pourcentages sont répertoriés dans le tableau 12. Le Cd est présent en solution sous forme  $\text{Cd}^{+2}$  et  $\text{CdOH}^+$ . L'espèce  $\text{Cd}^{+2}$  est la plus prépondérante dans la solution (99.88%). Des résultats similaires ont été obtenus par Edet and Offiong (2002) qui ont rapporté un taux supérieur à 95% pour le  $\text{Cd}^{+2}$ .

Tableau 12. Les espèces ioniques dominantes dans les eaux.

Eléments	Espèces dominantes	% de la concentration totale
<b>Cd</b>	$\text{Cd}^{+2}$	99.88
	$\text{CdOH}^+$	0.20
<b>Cr</b>	$\text{Cr(OH)}_3$ (aq)	92.74
	$\text{Cr(OH)}_2^{+1}$	6.70
	$\text{CrOH}^{+2}$	0.55
	$\text{Cr(OH)}^{4-}$	0.01
<b>Cu</b>	$\text{Cu}^{+2}$	54.06
	$\text{CuOH}^+$	42.37
	$\text{Cu(OH)}_2$ (aq)	2.62
	$\text{Cu}_2(\text{OH})_2^{+2}$	0.92
	$\text{Cu}_3(\text{OH})_4^{+2}$	0.02
<b>Fe</b>	$\text{Fe(OH)}_2^+$	96.66
	$\text{Fe(OH)}_3$ (aq)	1.76
	$\text{Fe(OH)}^{4-}$	1.56
	$\text{FeOH}^{+2}$	0.02
<b>Ni</b>	$\text{Ni}^{+2}$	99.67
	$\text{NiOH}^+$	0.32
<b>Pb</b>	$\text{Pb}^{+2}$	61.23
	$\text{PbOH}^+$	38.35
	$\text{Pb(OH)}_2$ (aq)	0.41
<b>Zn</b>	$\text{Zn}^{+2}$	96.48
	$\text{ZnOH}^+$	2.46
	$\text{Zn(OH)}_2$ (aq)	1.06

Par ailleurs, les espèces aqueuses  $\text{Cu}^{+2}$  et  $\text{CuOH}^+$  représentent ensemble plus de 96% de la concentration totale. Le Cr se trouve majoritairement sous forme  $\text{Cr(OH)}_3$  et  $\text{Cr(OH)}_2^{+1}$  (> 99%). Concernant le Fe, l'espèce  $\text{FeOH}_2^+$  est dominante en solution avec un taux de

96.66%. Enfin, les autres espèces aqueuses  $Ni^{+2}$  et  $Zn^{+2}$  constituent plus de 95% du contenu. Ces résultats concordent globalement avec ceux obtenus par Edet and Offiong (2002). Des résultats obtenus, il ressort que les espèces métalliques libres sont les formes les plus biodisponibles dans l'eau (Ekwere and Ekwere, 2015).

Le degré de saturation, de sous-saturation ou l'état d'équilibre d'une solution vis-à-vis d'un minéral n'est apprécié que si l'on peut comparer le produit des activités ioniques (IAP) de référence dans la solution au produit de solubilité des minéraux (Ks). La connaissance de ces deux paramètres permet de définir ce qu'on appelle communément l'indice de saturation ( $IS = \log IAP - \log Ks$ ).

Ainsi, lorsque  $IS > 0$ , la solution est sursaturée (précipitation du minéral);  $IS < 0$ , la solution est sous-saturée (dissolution du minéral) et  $IS = 0$ , la solution est juste à saturation ou bien en équilibre (Sigg et al., 2006). La précipitation et la dissolution des phases solides jouent un rôle important dans la régulation de la concentration des éléments traces métalliques dans les eaux.

Les résultats ainsi obtenus montrent dans l'ensemble une sous-saturation par rapport à l'hydroxyde de cuivre  $Cu(OH)_2$ , la zincite ( $ZnO$ ), aux hydroxydes de nickel  $Ni(OH)_2$  et aux hydroxydes de zinc  $Zn(OH)_2$  et donc une dissolution de ces minéraux dans l'eau. En outre, il est noté une sursaturation par rapport à l'hydroxyde de chrome  $Cr(OH)_3$ , l'oxyde de chrome ( $Cr_2O_3$ ), Cupric Ferrite, Ocre ferreuse ( $Fe^{+3})_2O_3 \cdot 0.5H_2O$ , la Goethite ( $FeOOH$ ), l'Hématite ( $Fe_2O_3$ ), Lépidochrome ( $Fe^{3+}O(OH)$ ), Maghémite et à la Ténorite ( $CuO$ ) et par conséquent une éventuelle précipitation de ces minéraux dans l'eau.

Parallèlement, les eaux des sites S10, S11, S12, S13, S14, S15 et S17 se trouvent sursaturés par rapport à l'hydroxyde de plomb  $Pb(OH)_2$ . Le reste des sites à savoir S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7, S8, S9 et S16 sont sous-saturés par rapport à ce minéral.

### 1.4. Les indices de contamination métalliques

Pour évaluer l'intensité de la contamination du milieu, les concentrations en ETM mesurées dans les différents sites sont comparées aux valeurs seuils établies pour les eaux potables (WHO, 2011) et aux concentrations maximales dans les eaux d'irrigations rapportées par l'Agence Américaine pour la Protection de l'Environnement (USEPA, 2012). Les résultats des indices de contamination métalliques sont illustrés dans le tableau 13. Les valeurs de HPI pour les eaux d'irrigation sont comprises entre 112.04 et 190.54, avec une

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

moyenne de 138.08. Pour les eaux potables (WHO, 2011), les valeurs de HPI varient entre 374.39 et 695.62 soit une moyenne de 523.31.

Selon la classification proposée par Prasad and Bose (2001), tous les sites de prélèvements d'eau dépassent la valeur limite (HPI > 100). Des résultats similaires ont été obtenus par Abdel-Satar et *al.*, (2017) qui ont rapporté des HPI supérieures à la valeur limite > 100 dans les eaux du Nile, en Egypte. Les résultats de cette présente étude traduisent une contamination des principaux cours d'eau par les ETM. Ils sont, par conséquent, impropres à l'irrigation et à la consommation humaine.

Tableau 13. Les indices de contamination métalliques des eaux.

Site de prélèvement	HPI (Irrigation)	HPI (eau potable)	IM (irrigation)	IM (eau potable)
S1	129,07	401,10	2,25	8,30
S2	112,04	374,39	1,98	8,45
S3	147,62	530,06	2,78	13,40
S4	155,06	501,24	2,79	10,98
S5	132,07	549,28	2,68	15,91
S6	127,79	508,11	3,61	16,43
S7	143,13	539,30	3,25	15,35
S8	144,11	451,29	3,35	11,53
S9	127,41	430,77	3,04	11,75
S10	144,33	587,68	3,29	17,65
S11	113,92	478,49	3,67	17,24
S12	118,37	600,18	3,51	21,72
S13	121,48	531,35	3,53	18,39
S14	137,65	556,58	3,45	17,32
S15	<b>190,54</b>	<b>695,62</b>	4,45	19,74
S16	167,54	521,77	<b>4,51</b>	14,38
S17	135,29	639,08	4,20	<b>23,06</b>
<b>Minimum</b>	112.04	374,39	1.98	8.30
<b>Maximum</b>	190.54	695,62	4.51	23.06
<b>Moyenne</b>	138.08	523,31	3,31	15,39

Par ailleurs, dans le but de confirmer les observations faites à partir de l'HPI, les indices métalliques (IM) ont également été calculés. Les résultats du tableau 13 et la figure 17,

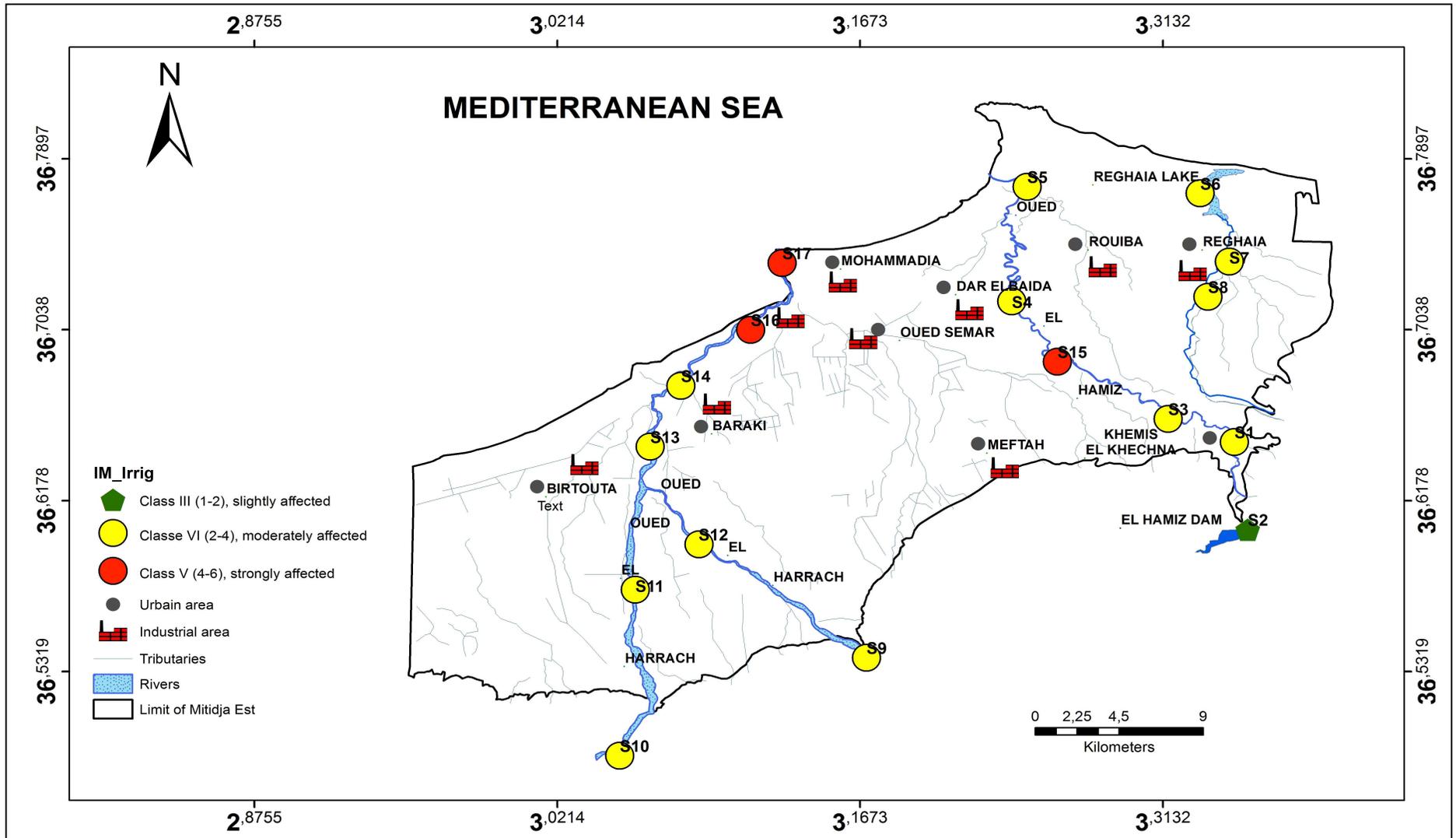


Figure 17 : Répartition spatiale de l'indice métallique pour les eaux d'irrigation aux différents points d'eau de la Mitidja Est.

Révèlent que l'IM pour les eaux potables varie d'un minimum de 8.30 à un maximum de 23.06, avec une moyenne de 15.39. La valeur la plus élevée de l'IM est détectée au niveau du site S17 de Oued El Harrach.

D'après les valeurs guides fixées par WHO (2011), ces résultats suggèrent que tous les sites de prélèvements des eaux sont sérieusement affectés par les éléments traces métalliques ( $IM > 6$ ), ce qui les rend impropres à la consommation humaine. Ces valeurs sont faibles comparativement à celles obtenues ( $IM : 47.46-82.97$ ) dans les différents barrages d'eau dans la partie Nord centrale du Nigéria (Ogunkunle et *al.*, 2016).

Concernant les eaux d'irrigation, les valeurs de l'IM sont comprises entre 1.98 et 4.51, soit une moyenne de 3.31. La valeur la plus élevée de l'IM est observée au niveau du site S16 de Oued El Harrach (fig. 17). Les résultats montrent que 6% des sites sont légèrement affectés (classe III, 1-2), 76% sont modérément affectés (classe VI, 2-4) et 18% sont fortement affectés (classe V, 4-6) (fig. 17). Les eaux classées comme modérément et fortement affectées sont considérées comme polluées par les ETM (Selvam et *al.*, 2015).

Cependant, il est important de souligner que les eaux du barrage El Hamiz (S2) apparaissent comme les moins affectées par une contamination métallique dans la région d'étude. Sur la base de la valeur moyenne de l'IM (3.31), les cours d'eau de la zone d'étude sont classés modérément affectés par les ETM.

Les résultats de l'IM amènent aux mêmes conclusions que celles obtenues avec l'HPI, en confortant le caractère contaminateur des eaux. Les valeurs élevées de l'IM et HPI dans les principaux cours d'eau de la Mitidja Est peuvent être expliquées par la présence de sources anthropogéniques dans la région d'étude.

Les rejets incontrôlés d'effluents industriels et domestiques tout au long des rives des différents cours d'eau sont à l'origine de cette contamination (Yoshida et *al.*, 2005 ; Yoshida et *al.*, 2007), sans toutefois exclure la pollution d'origine agricole, à travers l'usage des intrants chimiques, par le biais du lessivage et ruissellement des surfaces agricoles.

Ces résultats concordent avec ceux obtenus par Krika and Krika (2017) qui ont mis en évidence que les activités agricoles et les rejets des eaux usées domestiques sont considérés comme les principales sources de contamination des eaux de la rivière du Nil au Nord Est de l'Algérie.

### 1.5. La matrice de corrélation entre les éléments traces métalliques dans les eaux

Les résultats des corrélations entre ETM des échantillons d'eau sont consignés dans le tableau 14. Il ya lieu de rappeler qu'un coefficient de corrélation  $r > 0.7$  indique une forte corrélation, alors qu'un  $r$  entre 0.5 et 0.7 montre une corrélation modérée. Ils existent des corrélations statistiques significatives entre les paires d'éléments suivants : Cd/Fe ( $r = -0.524$  ;  $p < 0.05$ ), Cr/Cu ( $r = 0.898$  ;  $p < 0.01$ ), Cr/Pb ( $r = 0.49$  ;  $p < 0.05$ ), Cr/Zn ( $r = 0.477$  ;  $p \leq 0.05$ ) et Cu/Pb ( $r = 0.633$  ;  $p < 0.01$ ).

Tableau 14. Matrice de corrélation entre les éléments traces métalliques dans les eaux.

Eau	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
<b>Cd</b>	<b>1</b>						
<b>Cr</b>	0.130	<b>1</b>					
<b>Cu</b>	0.062	<b>0.898**</b>	<b>1</b>				
<b>Fe</b>	<b>-0.524*</b>	0.126	0.353	<b>1</b>			
<b>Ni</b>	0.085	0.133	0.186	0.123	<b>1</b>		
<b>Pb</b>	-0.275	<b>0.490*</b>	<b>0.633**</b>	0.457	0.198	<b>1</b>	
<b>Zn</b>	-0.002	<b>0.477*</b>	0.341	0.173	-0.208	0.211	<b>1</b>

\*  $p < 0.05$  ; \*\*  $p < 0.01$ .

Des corrélations statistiques significatives entre éléments traces métalliques dans les eaux reflètent, d'une part, des niveaux similaires et/ou de libération à partir des mêmes sources et, d'autre part, un comportement identique lors de leur transport dans le réseau fluvial (Ali et *al.*, 2016).

Par ailleurs, les résultats du tableau 14 font ressortir que l'évolution du Cd se fait dans un sens contraire de celle du Fe dans les eaux. L'anti-corrélation s'expliquerait par les différentes origines de ces éléments. L'autre explication éventuelle serait que le Cd co-précipite avec les oxydes de Fe, ce qui réduirait sa (bio) disponibilité et par conséquent sa toxicité (Martinez and McBride, 1998).

### 1.6. Evaluation des sources

Les résultats obtenus avec l'Analyse en Composantes Principales (ACP) sont reportés dans le tableau 15. Cette analyse a permis d'extraire trois principaux facteurs ou composantes (PC1, PC2 et PC3) dont la somme des variances exprimées est de 81%.

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

Tableau 15. Total de la variance expliquée et matrice des composantes pour les éléments traces métalliques étudiés dans les eaux.

<i>Composante</i>	<i>valeurs propres initiales</i>			<i>Somme des extractions</i>			<i>Somme des extractions après rotation</i>		
	<i>Total</i>	<i>% variance</i>	<i>Cumulé (%)</i>	<i>Total</i>	<i>% variance</i>	<i>Cumulé (%)</i>	<i>Total</i>	<i>% variance</i>	<i>Cumulé (%)</i>
<i>Total de variance expliquée</i>									
1	3.012	43	43	3.012	43	43	2.935	41.9	41.9
2	1.441	20.6	63.6	1.441	20.6	63.6	1.509	21.6	63.5
3	1.213	17.3	81	1.213	17.3	<b>81</b>	1.222	17.5	<b>81</b>
4	0.615	8.8	89.9						
5	0.360	5.1	94.9						
6	0.293	4.2	99.1						
7	0.063	0.9	100						

<i>Elément</i>	<i>Matrice des composantes</i>			<i>Matrice des composantes après rotation</i>		
	PC 1	PC 2	PC 3	PC 1	PC 2	PC 3
Cd	-0.092	-0.912	-0.059	0.107	<b>-0.912</b>	0.035
Cu	0.948	-0.155	-0.027	<b>0.957</b>	0.049	-0.068
Ni	0.507	-0.315	0.703	<b>0.590</b>	-0.123	<b>0.698</b>
Pb	0.781	0.124	0.104	<b>0.739</b>	0.298	0.045
Zn	0.432	-0.062	-0.821	0.404	-0.057	<b>-0.836</b>
Cr	0.904	-0.183	-0.132	<b>0.916</b>	0.000	-0.168
Fe	0.484	0.658	0.115	0.333	<b>0.755</b>	0.021

Méthode d'extraction: Analyse en Composantes Principales; Méthode de rotation: Varimax.

Les facteurs de chargement du PCs (connu comme vecteurs propres ou comme poids) sont également représentés dans ce tableau. Les coefficients de chargement  $\geq 0.5$  ont été utilisés pour définir les trois composantes (Moore et *al.*, 2011). La première composante principale (PC1) domine sur les deux autres et représente environ 43% de la variance totale.

Le facteur 1 est formé par le Cu, le Cr et le Pb et partiellement par le Ni. Les concentrations en Cr dans la zone d'étude dépassent les valeurs limites fixées pour l'eau d'irrigation et l'eau potable.

Les principales sources d'émission du Cr dans l'environnement sont l'industrie chimique (chromage, tannage, pigments) et l'industrie métallurgique. Les tanneries par exemple, peuvent générer des effluents contenant plusieurs mg/l de Cr (Forstner and Wittmann, 1983). Une contamination par le Cr a été déjà rapportée pour l'Oued El Harrach et l'Oued Semar (Yoshida et *al.*, 2005).

Ceci a été attribué aux déchets solides urbains et industriels disposés tout au long de la rive et au déversement des effluents industriels et urbains incontrôlés. Contrairement au Cr, les concentrations en Cu et Pb dans l'eau se trouvent inférieures aux valeurs guides fixées par WHO, (2011) et USEPA, (2012).

Cependant l'association de ses deux éléments avec le Cr suggère une origine mixte (naturelle et anthropogénique). En effet, l'existence d'une corrélation statistique significative ( $r = 0.49$  ;  $p < 0.05$ ) entre le Cr et le Pb montre qu'il existe une affinité entre ces deux métaux dans l'eau. Cela traduit que le processus d'accumulation du Cr et du Pb dans l'eau est en partie la conséquence des rejets des eaux usées.

La seconde composante principale (PC2) représente 21.6% de la variance exprimée et est corrélée positivement pour le Fe (0.755) et négativement pour le Cd (-0.912). Les deux éléments évoluent dans un sens inverse et présentent par conséquent des sources différentes. Vu les concentrations du Cd dans les eaux (au dessus des valeurs limites), il apparait évident que cet élément est issue d'une source anthropique. La charge en cet élément dans l'environnement aquatique peut avoir une origine atmosphérique, urbaine, industrielle et agricole (Forstner and Wittmann, 1983 ; Nriagu and Pacyna, 1988 ; Remili et Kerfouf, 2013).

Concernant le Fe, les analyses effectuées indiquent que la concentration de cet élément dans les eaux se trouve inférieure aux valeurs limites recommandées pour les eaux d'irrigation et les eaux potables. En outre, le Fe ne révèle pas une corrélation statistique

significative avec les autres éléments analysés, exception faite de la relation inverse observée avec le Cd, ce qui laisse envisager une origine lithologique ou un devenir différent pour cet élément dans les eaux.

La troisième composante (PC3) est caractérisée par le Ni (0.698) et Zn (-0.836) et représente 17.5% de la variance totale. Ces deux éléments se trouvent à des concentrations inférieures aux valeurs normatives et sont donc normales. Ces résultats traduisent vraisemblablement une source naturelle en grande partie, mais d'origines différentes.

L'analyse des données suivant la méthode de la Classification Ascendante Hiérarchique a permis de procéder au regroupement des sites dont les compositions chimiques des eaux sont similaires (fig. 18).

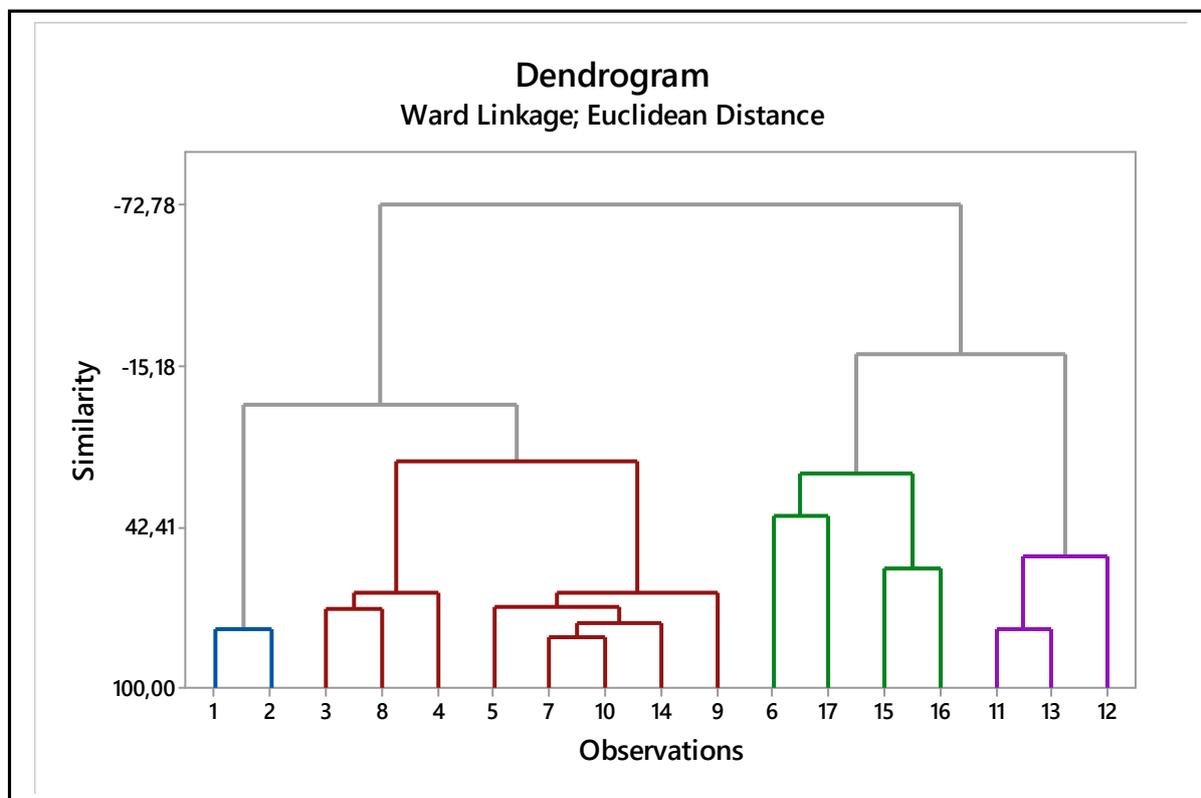


Figure 18 : Classification Ascendante Hiérarchique des sites de prélèvements.

Ces résultats mettent en évidence quatre regroupements des observations. Le premier groupe comprend les sites : 1 et 2. Ces deux sites présentent les niveaux de contamination les plus faibles au niveau de la région d'étude. Le second groupe est constitué par les sites S3, S4, S5, S7, S8, S9, S10 et S14. Ce groupe présente une contamination modérée. Le troisième groupe comprend les sites S6, S15, S16 et S17, riches en Cr et en Zn, caractérisé par une forte contamination. Il est à préciser que les deux derniers points de prélèvements

des eaux se situent à l'embouchure de l'Oued El Harrach, ou en trouve un important tissu urbain et industriel (ZI de Baba Ali, ZI Gué de Constantine et ZI d'El Harrach) qui déversent les eaux usées directement dans les cours d'eau. Enfin, le quatrième groupe représente les sites S11, S12 et S13, riches en Fe.

### 1.7. Conclusion

Les eaux de la région d'étude sont caractérisées par un pH neutre à légèrement alcalin (pH 7.4 à pH 7.69) et une salinité globale de 1334.7  $\mu\text{S}/\text{cm}$  qui révèle un risque léger à modérer dans le cas où les eaux sont utilisées à des fins d'irrigation. Les éléments traces métalliques sont classés par ordre d'abondance de la manière suivante : Fe >> Zn > Cr > Pb > Cu > Ni > Cd.

De tous les éléments analysés, les concentrations moyennes en Cd et en Cr se retrouvent à des niveaux supérieurs aux valeurs limites fixées pour les eaux potables et les eaux d'irrigation. La contamination par le Cd est généralisée et concerne l'ensemble des sites. En revanche, les concentrations en Cr dans les eaux augmentent de l'amont en aval pour atteindre des niveaux maximum à l'embouchure d'Oued El Harrach.

Dans le même contexte, la concentration moyenne en Pb dépasse la norme de potabilité des eaux, mais reste inférieure à la valeur limite pour les eaux d'irrigation. Les rejets industriels et urbains incontrôlés seraient, en partie, à l'origine de cette contamination des eaux. Le calcul de l'indice de contamination métallique et de l'indice de pollution métallique qui prend en considération les concentrations en éléments traces dans les différents sites confirme une contamination métallique des principaux affluents de la Mitidja Est.

La recherche des sources éventuelles en ETM dans les eaux par le biais de l'ACP a permis d'identifier trois composantes qui se singularisent. Une première composante formée par le Cr, Cu, Ni, Pb, une deuxième composante constituée par le Cd et le Fe et une troisième composante représentée par le Ni et Zn.

En outre, la Classification Ascendante Hiérarchique a permis de regrouper les 17 sites de prélèvements en quatre regroupements en fonction de la composition chimique des eaux. A l'issue de cette étude, des actions doivent être entreprises en matière de remédiation contre la contamination, en contrôlant les rejets d'effluents industriels et urbains dans les cours d'eau.

### 2. Evaluation de la contamination et du risque associé à l'accumulation des éléments traces métalliques dans les sédiments de la plaine de la Mitidja Est.

#### Résumé

La présente étude a pour objectif principal d'évaluer le niveau de contamination par les éléments traces métalliques (ETM) des sédiments des principaux affluents de la plaine de la Mitidja. Cette étude est faite sur la base de 17 échantillons et l'analyse des ETM suivants : Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA).

Pour répondre à cet objectif, le facteur d'enrichissement (FE), l'indice de géo-accumulation ( $I_{geo}$ ) et le risque potentiel écologique ( $E_{RI}$ ) ont été calculés. Les sources éventuelles en ETM de notre zone d'étude ont été investiguées en effectuant une analyse statistique multivariée, en l'occurrence l'Analyse en Composante Principale (ACP) et la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH).

Les résultats d'analyse des ETM dans les sédiments, révèlent une forte contamination pour le Cd, une contamination modérée pour le Zn et le Pb et aucune contamination pour le Cr, Cu, Fe et Ni. De tous les ETM étudiés, seule le Cd peut présenter un risque potentiel écologique pour l'écosystème.

Les résultats des statistiques multivariées, mettent en évidence une association géochimique des éléments Cr, Fe et Ni, qui traduisent une origine naturelle de ces éléments.

Les autres éléments Cu, Pb et Zn proviendraient en partie de sources anthropiques. Concernant le Cd, il reflète une origine anthropogénique différente de celles des autres éléments. Les résultats de cette étude sont importants pour le développement de toute stratégie future de protection de l'environnement aquatique.

#### 2.1. Introduction

La contamination par les éléments traces métalliques des écosystèmes aquatiques est un problème environnemental d'envergure mondiale qui a bénéficié d'une attention particulière au cours des deux dernières décennies en raison de ses effets négatifs. Dans l'environnement aquatique, les sédiments ont été largement utilisés comme des indicateurs environnementaux dans l'évaluation de la contamination métallique de l'eau (Ali et *al.*, 2016).

Les sédiments jouent un rôle important pour de nombreuses espèces en tant qu'habitat, mais ils peuvent adsorber des polluants persistants, agissant alors comme une

réserve de polluants mais surtout comme une source à long-terme de contamination pour les eaux de surface. La bioaccumulation d'éléments toxiques dans les organismes aquatiques dont le transport le long de la chaîne alimentaire représente un danger pour la santé humaine. C'est pour cela, qu'un programme de suivi régulier de la qualité des sédiments est toujours recommandé afin d'éviter un éventuel risque toxique des sédiments et ainsi identifier les sites contaminés.

L'origine des éléments traces métalliques présents dans les sédiments de rivière est d'une part, l'héritage de la roche mère, et d'autre part, les apports anthropiques tels que les dépôts atmosphériques, le lessivage agricole, les activités minières, les effluents industriels et les effluents domestiques (Moore et *al.*, 2009 ; Barakat et *al.*, 2012 ; Yacoub et *al.*, 2012).

Dans la plaine de la Mitidja Est, de nombreuses unités industrielles ont été implantées tout au long de ces principales rivières, notamment Oued El Harrach, Oued El Hamiz et Oued Reghaia. Ces unités génèrent des eaux usées qui ne sont que peu ou pas traitées, et déversent, de nombreux polluants dans les eaux, représentant ainsi une atteinte à l'environnement et à la qualité du milieu aquatique (APPL, 2003).

Ainsi, Benouar (2002) rapporte que le volume total des eaux usées rejetées dans l'Oued El Harrach, est estimé à 57000 m<sup>3</sup>/jour. Tous les travaux réalisés à ce jour attestent d'une contamination métallique des sédiments de la baie d'Alger et d'Oued El Harrach, qui est liée justement aux rejets incontrôlés d'effluents industriels et domestiques (Benamar et *al.*, 1999 ; Yoshida et *al.*, 2005 ; Yoshida et *al.*, 2007 ; Atroune et Boutaleb, 2012).

En Algérie, différentes lois ont été mises au point pour réglementer l'usage de l'eau et protéger le milieu naturel : la Loi n° 05-12 (2005) relative à l'eau et le Décret exécutif n° 06-141 (2006) définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels.

Afin d'établir les politiques appropriées concernant la gestion des sites contaminés, il est nécessaire d'avoir une bonne connaissance sur les concentrations, mais aussi de distinguer les sources naturelles de celles anthropogènes. L'Analyse en Composantes Principales (PCA) et la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) sont des outils de statistiques multivariées les plus communément utilisées dans l'interprétation des données environnementales et dans l'exploration des sources des éléments traces métalliques (Reimann et *al.*, 2008 ; Fu et *al.*, 2014).

En outre, les méthodes géochimiques à travers l'application d'indices quantitatifs tels que le facteur d'enrichissement (FE) et l'indice de géo-accumulation (Igeo) sont largement

utilisées afin de rechercher l'influence des sources naturelles ou anthropiques sur le degré de contamination des sédiments par les éléments traces métalliques (Ghrefat et *al.*, 2011 ; Abdelhafez and Li, 2014).

A notre connaissance, aucune étude sur la qualité environnementale des sédiments à l'échelle régionale n'a été effectuée pour diagnostiquer la qualité du milieu. Pour cela, les principaux objectifs de cette présente étude sont :

1. Détermination des concentrations en éléments traces métalliques des principaux affluents de la plaine de la Mitidja est, à travers les analyses de sédiments.
2. Evaluation du degré de contamination métallique des sédiments par le biais d'une approche géochimique.
3. Evaluation du risque potentiel écologique liée à l'accumulation des éléments traces métalliques.
4. Identification des similitudes et des différences entre les éléments traces métalliques afin d'obtenir plus d'informations sur les sources de contamination.

### **2.2. Caractéristiques physico-chimiques et concentrations en éléments traces métalliques des sédiments**

Les caractéristiques physiques et physico-chimiques des sédiments sont mentionnées dans le tableau 16. Le pH des sédiments oscille entre un minimum de 7.3 et un maximum de 8.04, soit en moyenne 7.57. Ce caractère neutre à légèrement alcalin des sédiments atteste bien de la nature des sédiments, dominée par des facies calcaires.

Les résultats relatifs à la conductivité électrique des sédiments montrent une salinité qui varie de 0.07 à 0.58 dS/m, avec une moyenne de 0.27 dS m<sup>-1</sup> pour l'ensemble des échantillons. Il s'agit de sédiments non salins. Les taux de CaCO<sub>3</sub> varient de 0.88 à 28.91%. Le taux moyen en calcaire (15.4%) suggère que les sédiments sont modérément calcaires. Le taux moyen de matière organique dans les sédiments est de 2.83%.

Ce résultat suggère que les échantillons sont moyennement pourvus en matière organique. L'analyse granulométrique met en exergue des teneurs moyennes respectives en argiles, en limons et en sables de 23.62%, 32.24% et 44.14%. La texture moyenne des sédiments est de type limoneux (loam).

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

Tableau 16. Caractéristiques physico-chimiques et concentrations en éléments traces métalliques (mg kg<sup>-1</sup>) des sédiments de la plaine de la Mitidja Est.

Variable	Minimum	Maximum	Mean	Median	25 <sup>th</sup>	75 <sup>th</sup>	SD	CV (%)	Skewness	Kurtosis	R-J test
pH	7.30	8.04	7.57	7.50	7.43	7.64	0.20	2.6	1.14	0.89	0.948
CE (dS m <sup>-1</sup> )	0.07	0.58	0.27	0.23	0.16	0.37	0.16	59.4	0.96	-0.16	0.945
CaCO <sub>3</sub> (%)	0.88	28.91	15.4	12.48	8.54	24.96	9.54	61.9	0.02	-1.35	0.980*
MO (%)	0.67	5.48	2.83	2.73	1.53	4.19	1.51	53.4	0.24	-1.00	0.984*
Sable (%)	12.1	87.8	44.14	39.7	27.6	59.2	23.1	52.3	0.85	-0.32	0.946
Limon (%)	6.7	54.9	32.24	32.8	21.9	44.6	13.6	42.2	-0.23	-0.51	0.990*
Argile (%)	2	48	23.62	26	8.3	35.0	14.7	62.1	-0.03	-1.10	0.985*
Cd	1.4	10.3	3.8	3.6	2.4	4.6	2.09	54.4	1.98	5.21	0.896
Cr	58	213.1	100.5	93.3	69.4	118.9	43.90	43.7	1.55	2.10	0.908
Cu	10.9	63.6	39.6	39.3	28.3	52.6	13.78	34.8	-0.20	-0.37	0.988*
Ni	31.1	77.1	51.4	53	40.5	59	12.92	25.1	0.22	-0.35	0.990*
Pb	9.9	112.2	54.6	41.1	29.5	91.4	33.1	60.6	0.63	-1.09	0.950
Zn	100	519.5	291.7	281.6	168.2	410.3	134.7	46.2	0.46	-0.97	0.973*
Fe	28910	66950	44932.4	44310	33435	56555	12263.5	27.3	0.31	-1.22	0.973*

\*P-Value > 0.100

L'application du test de R-J a mis en exergue que toutes les propriétés des sédiments (Argile, limon, Matière organique et calcaire) présentent une distribution normale, exception faite pour le pH, CE et les sables. Les résultats d'analyse des éléments traces métalliques (Cd, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb et Zn) dans les sédiments des différents sites de prélèvement sont présentés dans le tableau 16.

La distribution spatiale des éléments traces métalliques dans les sédiments a été mise en évidence dans la figure 19. Le test de normalité de R-J a mis en évidence que tous les métaux (Cu, Fe, Ni et Zn) montrent une distribution normale, exception faite pour le Cd, Cr et Pb. Les résultats obtenus de cette étude sont comparés à certaines valeurs rapportés au niveau local et international dans les sédiments (tableau 17).

Les concentrations en Cd dans les sédiments de la zone d'étude varient entre 1.4 et 10.3 mg kg<sup>-1</sup>. La concentration moyenne est de 3.8 mg kg<sup>-1</sup> pour l'ensemble des échantillons. La concentration en Cd la plus élevée est observée au niveau du site S1. La concentration la plus faible est observée au niveau du site S11. La concentration moyenne en Cd dans la zone d'étude est supérieure aux valeurs moyennes observées pour les sédiments d'oued Rhumel (2.7 mg.kg<sup>-1</sup>) et la rivière du Cheliff (1.68 mg kg<sup>-1</sup>) en Algérie (Belhadj et *al.*, 2006 ; Afri-Mehennaoui et *al.*, 2009) et la concentration moyenne mondiale des sédiments de rivières de 1.55 mg kg<sup>-1</sup> (Viers et *al.*, 2009). En outre, les concentrations en Cd dans tous les sites de prélèvements dépassent la valeur de fond géochimique en Cd de 0.1 mg kg<sup>-1</sup> (McLennan, 2001).

Ces résultats suggèrent un apport anthropique en Cd. Les principales sources à l'origine de la contamination des sédiments en Cd sont la galvanoplastie, les stabilisants, les activités métallurgiques, la combustion de produits pétroliers et l'incinération des ordures ménagères (Afri-Mehennaoui et *al.*, 2009). Cependant, cette valeur demeure inférieure à la valeur moyenne rapportée pour les sédiments du Lac Dongting en Chine et qui est de 4.65 mg kg<sup>-1</sup> (Li et *al.*, 2013) et la concentration moyenne de 9 mg kg<sup>-1</sup> déterminée pour les sédiments du barrage Oued Al-Arab en Jordanie (Ghrefat and Yusuf, 2006).

Concernant le Cr, les résultats obtenus indiquent des concentrations qui sont comprises entre 58 et 213.1 mg kg<sup>-1</sup>, avec une moyenne de 100.5 mg kg<sup>-1</sup>. Les concentrations maximales en Cr sont enregistrées au niveau du site S3 (Oued El Hamiz) tandis que les concentrations minimales caractérisent les sédiments du site S13 (Oued El Harrach).

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

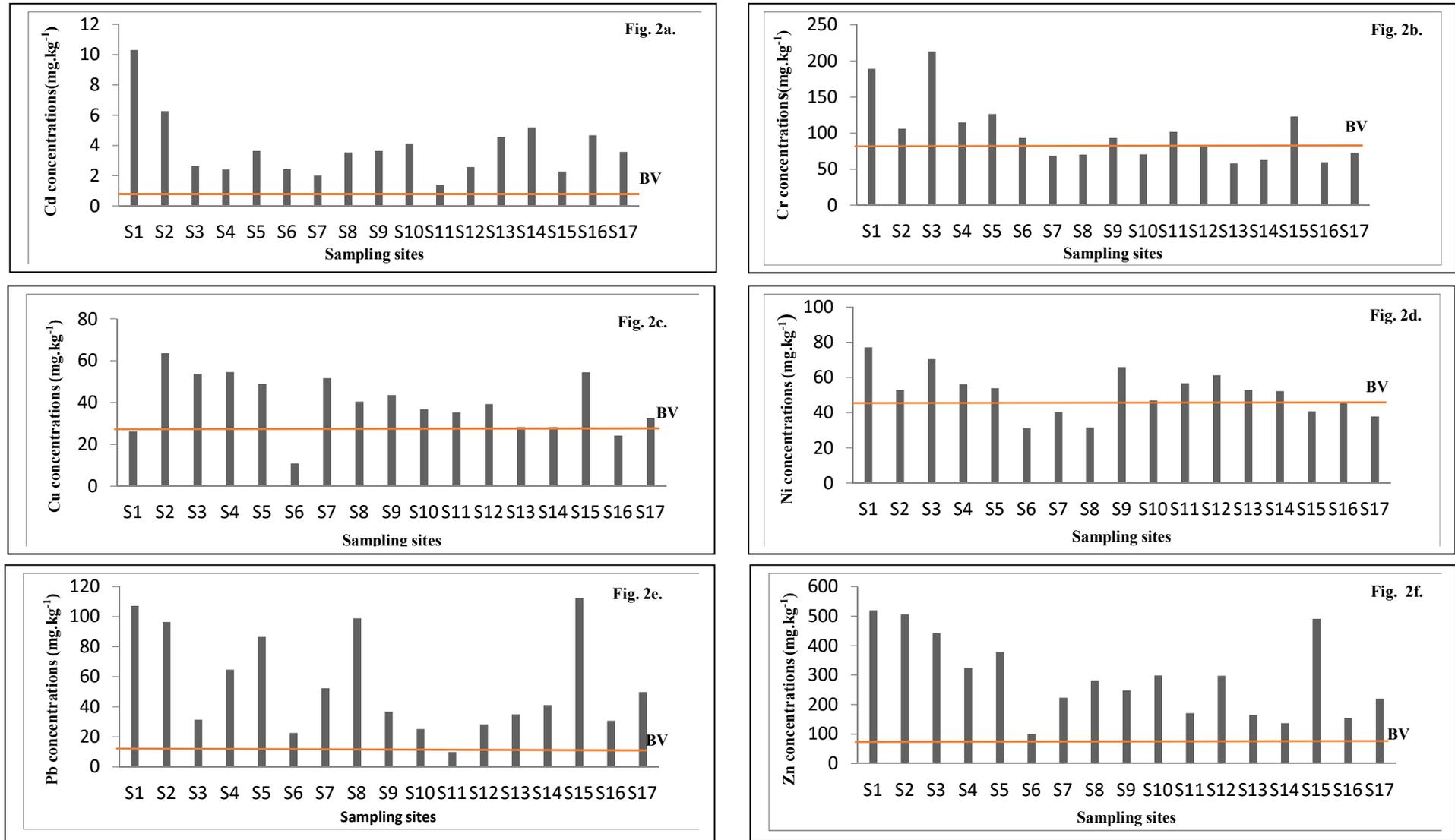


Figure 19 : Distribution spatiale des éléments traces métalliques dans les sédiments de la plaine de la Mitidja Est. La ligne horizontale représente la valeur du fond géochimique (BV).

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

Tableau 17. Concentration moyenne en éléments traces métalliques dans les sédiments ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de la plaine de la Mitidja est et de différentes régions du monde.

Localisation	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn	Références
Oueds. Mitidja.	3.8	100.5	39.6	44932.4	51.4	54.6	291.7	Cette étude
La Baie d'Alger (Algérie)	Nd	59	40	35000	Nd	33	132	Benamar et <i>al.</i> , (1999)
La rivière du Cheliff (Algérie)	1.68	191	102	Nd	Nd	122	288	Belhadj et <i>al.</i> , (2006)
Oued Rhumel (Algérie)	2.7	Nd	Nd	Nd	Nd	104	148	Afri-Mehennaoui et <i>al.</i> , (2009)
La rivière du Day (Maroc)	1.27	102.27	108.62	26241	Nd	109.01	100.13	Barakat et <i>al.</i> , (2012)
Barrage Oued Al-Arab (Jordanie)	9	Nd	60	11270	Nd	Nd	340	Ghrefat and Yusuf (2006)
La rivière Utrata (Pologne)	2.52	Nd	76.44	9651.65	Nd	49.7	164.52	Wojtkowska (2011)
La rivière de karnaphuly (Bangladesh)	2.5	92.11	Nd	Nd	Nd	49.04	Nd	Ali et <i>al.</i> , (2016)
Lac Dongting (Chine)	4.65	88.29	47.48	Nd	Nd	60.99	185.25	Li et <i>al.</i> , (2013)
Moyenne mondiale des rivières	1.55	130	75.9	58100	74.5	61.1	208	Viers et <i>al.</i> , (2009)
BV (Crôte terrestre)	0.1	83	25	35000	44	17	71	McLennan (2001)

Nd : Non disponible.

La concentration moyenne en Cr des sédiments de notre zone d'étude est supérieure au fond géochimique ( $83 \text{ mg kg}^{-1}$ , McLennan, 2001), à la concentration moyenne de la Baie d'Alger de  $59 \text{ mg kg}^{-1}$  (Benamar et al., 1999) et à la concentration du Lac Dongting en Chine de  $88.29 \text{ mg kg}^{-1}$  (Li et al., 2013).

En revanche, elle demeure inférieure, d'une part, à la concentration moyenne mondiale des rivières de  $130 \text{ mg kg}^{-1}$  (Viers et al., 2009) et d'autre part, à la concentration moyenne de la rivière du Cheliff de  $191 \text{ mg kg}^{-1}$  (Belhadj et al., 2006). Des résultats similaires ( $102.27 \text{ mg kg}^{-1}$ ) ont été obtenus pour la rivière du Day au Maroc (Barakat et al., 2012).

Les concentrations en Cu s'échelonnent entre  $10.9$  et  $63.6 \text{ mg kg}^{-1}$ , avec une moyenne de  $39.6 \text{ mg kg}^{-1}$ . On remarque que les fortes concentrations en Cu ont été obtenues au niveau du site S2 (Barrage El Hamiz) en amont d'oued El Hamiz. Les concentrations minimales sont enregistrées au niveau du site S6 (Lac Reghaia). La comparaison de la concentration moyenne en Cu de notre zone d'étude avec d'autres régions en Algérie, révèle une concentration similaire à celle trouvée pour la Baie d'Alger de  $40 \text{ mg kg}^{-1}$  (Benamar et al., 1999), et une concentration inférieure à celle observée pour la rivière du Cheliff de  $102 \text{ mg kg}^{-1}$  (Belhadj et al., 2006). Barakat et al., (2012) mettent en évidence une concentration moyenne de  $108.62 \text{ mg kg}^{-1}$  dans les sédiments de la rivière du Day au Maroc qui est 2.7 fois supérieure à celle de notre zone d'étude. Par ailleurs, nous notons une concentration en Cu 1.6 fois supérieure à la valeur du fond géochimique naturel proposée par McLennan (2001).

La concentration des sédiments en Fe varie entre  $28910$  et  $66950 \text{ mg kg}^{-1}$ . La concentration moyenne pour la zone d'étude est de l'ordre de  $44932.4 \text{ mg kg}^{-1}$ . Les résultats du Fe comparés aux autres éléments traces métalliques, semblent présenter les concentrations les plus élevées. Cependant, il faut noter que la concentration moyenne en Fe de notre zone d'étude reste inférieure à la valeur moyenne mondiale des rivières, qui est de l'ordre de  $58100 \text{ mg kg}^{-1}$  (Viers et al., 2009). Le Fe est cité dans la majeure partie des études qui traitent des contaminations, comme étant un élément de référence pour évaluer le degré de contamination des sédiments par les éléments traces métalliques.

Les résultats d'analyse du Ni dans les sédiments étudiés montrent que les concentrations oscillent entre  $31.1$  et  $77.1 \text{ mg kg}^{-1}$  avec une moyenne de  $51.4 \text{ mg kg}^{-1}$ . Les fortes concentrations en Ni sont observées au niveau du site S1 de l'Oued El Hamiz. Les faibles concentrations sont détectées au niveau du site S6 (Lac Reghaia). La concentration moyenne en Ni de notre zone d'étude reste inférieure à la concentration moyenne mondiale des rivières de

74.5 mg kg<sup>-1</sup> (Viers et *al.*, 2009). Elle est, toutefois, légèrement supérieure à la valeur moyenne du fond géochimique naturel, qui est de l'ordre de 44 mg kg<sup>-1</sup> (McLennan, 2001).

La concentration moyenne en Pb des sédiments est de 54.6 mg kg<sup>-1</sup>. Cette concentration dépasse la valeur moyenne de la croûte terrestre (17 mg kg<sup>-1</sup>) estimée par McLennan (2001). Cependant, elle est inférieure à la valeur moyenne mondiale des rivières, qui est de l'ordre de 61.1 mg kg<sup>-1</sup> (Viers et *al.*, 2009).

La littérature scientifique révèle des concentrations moyennes de Pb de 33 mg kg<sup>-1</sup> dans les sédiments de la Baie d'Alger (Benamar et *al.*, 1999), de 122 mg kg<sup>-1</sup> dans les sédiments de la rivière du Cheliff (Belhadj et *al.*, 2006) et de 104 mg kg<sup>-1</sup> dans les sédiments d'Oued Rhumel en Algérie (Afri-Mehennaoui et *al.*, 2009). La concentration maximale de 112.2 mg kg<sup>-1</sup> a été observée au niveau du site S15 (Oued El Hamiz).

La concentration minimale de 9.9 mg kg<sup>-1</sup> a été enregistrée au niveau du site S11 (à l'amont d'Oued El Harrach). La concentration la plus élevée en Pb des sédiments serait liée vraisemblablement aux activités anthropiques et les apports atmosphériques associés au trafic routier (Benamar et *al.*, 1999).

Les concentrations en Zn des échantillons étudiés varient de 100 à 519.5 mg kg<sup>-1</sup>, avec une moyenne de 291.7 mg kg<sup>-1</sup>. Les concentrations maximales et minimales en Zn sont enregistrées au niveau des sites S1 (Oued El Hamiz) et S6 (Lac Reghaia) respectivement. La comparaison de la concentration moyenne en Zn de cette présente étude avec les travaux réalisés au niveau local met en évidence une concentration supérieure à la valeur de 132 mg kg<sup>-1</sup> rapportée par Benamar et *al.*, (1999) pour les sédiments de la Baie d'Alger et à celle signalée par Afri-Mehennaoui et *al.*, (2009) pour les sédiments d'Oued Rhumel (148 mg kg<sup>-1</sup>). En revanche, elle se rapproche de la valeur moyenne (288 mg kg<sup>-1</sup>) trouvée pour les sédiments de la rivière du Cheliff (Belhadj et *al.*, 2006). La valeur moyenne observée pour cet élément est 4 fois supérieure à la valeur de fond géochimique naturel, qui est de 71 mg kg<sup>-1</sup> (MacLennan, 2001).

Des concentrations inférieures ont été observées dans les sédiments de la rivière du Day au Maroc (Barakat et *al.*, 2012), de la rivière Utrata en Pologne (Wojtkowska, 2011) et du Lac Dongting en Chine (Li et *al.*, 2013). Les concentrations élevées en Zn dans les sédiments proviendraient vraisemblablement du déversement des eaux usées urbaines et industrielles dans les cours d'eau. En effet, l'étude réalisée sur les sédiments de la Baie d'Alger montre que l'absence de traitement des déchets industriels et domestiques et leur déversement dans

l'Oued El Harrach serait à l'origine d'une pollution par les éléments traces métalliques (Yoshida et *al.*, 2007 ; Atroune et Boutaleb, 2012).

Les concentrations en éléments traces métalliques obtenues dépendent de l'élément chimique et du site de prélèvement considéré. Ainsi, la séquence des concentrations en éléments traces métalliques dans les sédiments suit l'ordre décroissant suivant :

Fe >> Zn > Cr > Pb > Ni > Cu > Cd.

### 2.3. Evaluation de la contamination en éléments traces métalliques des sédiments

Les résultats du facteur d'enrichissement des sédiments étudiés sont présentés dans le tableau 18. Les résultats obtenus montrent que les facteurs d'enrichissement sont compris entre 7.32 et 114.59 (Cd), entre 0.60 et 2.53 (Cr), entre 0.45 et 2.01 (Cu), entre 0.67 et 1.95 (Ni), entre 0.30 et 7.01 (Pb) et entre 1.26 et 8.14 (Zn). Les facteurs d'enrichissement moyen respectifs sont : Cd (34.31), Cr (0.98), Cu (1.25), Ni (0.95), Pb (2.76) et Zn (3.32). Le facteur d'enrichissement suit l'ordre décroissant suivant : Cd > Zn > Pb > Cu > Cr > Ni.

Ces résultats font ressortir que les éléments Cr, Cu et Ni présentent une variation allant d'un enrichissement nul à un enrichissement très faible. En revanche, les résultats relatent un enrichissement modéré en Zn et Pb. Quant au Cd, il présente un enrichissement extrême dans les sédiments. Le facteur d'enrichissement en Cd le plus élevé est observé au niveau du site S1 (Oued El Hamiz) et le plus faible au niveau du site S11 (Oued El Harrach).

Cette très forte contamination en Cd pourrait être liée à des activités anthropiques dans la région d'étude. Des valeurs de FE pour le Cd assez proches aux nôtres (30) ont été répertoriées dans les sédiments de Wadi Al-Arab en Jordanie (Ghrefat and Yusuf, 2006). Cette différence dans les valeurs du facteur d'enrichissement aux différents sites de prélèvement peut-être due à la différence de l'amplitude des intrants pour chaque élément chimique dans le sédiment.

En outre, le tableau 18 indique les résultats du calcul de l'indice de géo-accumulation (Igeo) des éléments traces métalliques dans les sédiments de la zone d'étude. Les résultats obtenus révèlent que les valeurs de Igeo varient de 3.22 à 6.10 pour le Cd, de -1.79 à 0.76 pour le Cu, de -1.10 à 0.78 pour le Cr, de -0.86 à 0.35 pour le Fe, de -1.08 à 0.22 pour le Ni, de -1.37 à 2.14 pour le Pb et de -0.09 à 2.29 pour le Zn. Selon la valeur moyenne de Igeo, l'ordre de classification des éléments traces métalliques en terme de contamination, est le suivant: Cd (4.51) > Zn (1.30) > Pb (0.82) > Cu (-0.03) > Fe (-0.28) > Ni (-0.41) > Cr (-0.42).

Tableau 18. Evaluation de la contamination des sédiments par le biais du facteur d'enrichissement (FE), de l'indice de géo-accumulation (Igeo) et du coefficient de risque potentiel écologique ( $E_r^i$ ).

	Facteur d'enrichissement (FE)				Indice de géo-accumulation (Igeo)				$(E_r^i)$			
	Minimum	Maximum	Moyenne	SD	Minimum	Maximum	Moyenne	SD	Minimum	Maximum	Moyenne	SD
<b>Cd</b>	7.32	114.59	34.31	25.67	3.22	6.10	4.51	0.69	420.3	3090	1150.61	626.3
<b>Cr</b>	0.6	2.53	0.98	0.47	-1.10	0.78	-0.42	0.55	1.4	5.13	2.42	1.06
<b>Cu</b>	0.45	2.01	1.25	0.38	-1.79	0.76	-0.03	0.62	10.85	63.55	39.57	13.78
<b>Fe</b>	----	----	----	----	-0.86	0.35	-0.28	0.40	----	----	----	----
<b>Ni</b>	0.67	1.95	0.95	0.32	-1.08	0.22	-0.41	0.37	3.54	8.76	5.84	1.47
<b>Pb</b>	0.30	7.01	2.76	1.89	-1.37	2.14	0.82	0.96	2.91	33	16.06	9.73
<b>Zn</b>	1.26	8.14	3.32	1.73	-0.09	2.29	1.30	0.71	1.41	7.32	4.11	1.90

Des éléments traces métalliques étudiés, le Cr, Cu, Fe et Ni ne présentent aucune contamination. En revanche, le Pb varie d'une contamination nulle à modérée. Le Zn présente une contamination modérée dans les sédiments. S'agissant du Cd, les résultats indiquent une extrême contamination des sédiments. En général, les résultats obtenus à partir des Igeo conduisent aux mêmes conclusions que celles obtenues avec les FE, et confirment donc les discussions précédentes.

Par ailleurs, les résultats du coefficient de risque potentiel écologique de notre zone d'étude montre que le Cd est le seul élément chimique qui peut présenter un risque élevé à l'écosystème  $E_T^i > 320$  (tableau 18). Les autres éléments chimiques à savoir le Cr, Cu, Ni, Pb et Zn mettent en évidence un risque faible pour l'environnement ( $E_T^i < 40$ ). La comparaison des résultats du coefficient  $E_T^i$  pour les différents métaux étudiés dégage l'ordre décroissant suivant  $Cd > Cu > Pb > Ni > Zn > Cr$ .

Globalement, tous les sites de prélèvement (94%) présentent un indice de risque potentiel écologique très élevé ( $E_{RI} > 600$ ), lié justement à la concentration élevée du Cd dans les sédiments. Ces résultats concordent avec ceux de Li et *al.*, (2012) qui rapportent que le Cd est l'élément qui a présenté le risque potentiel écologique le plus élevée dans les sédiments de la Baie de Jinzhou en Chine avec une contribution de plus de 95% du total des sédiments étudiés. Un apport anthropique serait vraisemblablement à l'origine de cette pollution en Cd des sédiments.

#### 2.4. Matrice de corrélation entre les éléments traces métalliques dans les sédiments

Afin d'établir les relations statistiques entre les éléments traces métalliques et de déterminer la source commune des métaux présents dans les sédiments de la plaine de la Mitidja Est, une matrice de corrélation a été réalisée (tableau 19).

L'examen des résultats du tableau 19 révèlent des corrélations statistiques significatives entre les paires d'éléments Cd/Fe ( $r = -0.565$ ,  $p \leq 0.01$ ), Cd/Pb ( $r = 0.489$ ,  $p < 0.05$ ), Cr/Ni ( $r = 0.521$ ,  $p < 0.05$ ), Cr/Zn ( $r = 0.660$ ,  $p < 0.01$ ), Cu/Fe ( $r = 0.559$ ,  $p < 0.05$ ), Cu/Zn ( $r = 0.738$ ,  $p < 0.01$ ) et Pb/Zn ( $r = 0.624$ ,  $p < 0.01$ ). Des corrélations similaires ont été trouvées entre Ni/Cr au Brésil, ce qui soulève l'hypothèse d'une source géogénique (naturelle) de ces éléments traces métalliques (Pitrat et Braga, 2012).

Tableau 19. Matrice de corrélation entre les éléments traces métalliques dans les sédiments.

Sédiments	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
<b>Cd</b>	<b>1</b>						
<b>Cr</b>	-0.006	<b>1</b>					
<b>Cu</b>	-0.128	0.264	<b>1</b>				
<b>Fe</b>	<b>-0.565**</b>	0.401	<b>0.559*</b>	<b>1</b>			
<b>Ni</b>	0.264	<b>0.521*</b>	0.336	0.449	<b>1</b>		
<b>Pb</b>	<b>0.489*</b>	0.235	0.397	-0.318	-0.072	<b>1</b>	
<b>Zn</b>	0.229	<b>0.660**</b>	<b>0.738**</b>	0.349	0.431 <sup>a</sup>	<b>0.624<sup>b**</sup></b>	<b>1</b>

\* La corrélation est significative au niveau 0.05 ; \*\* La corrélation est significative au niveau 0.01.

### 2.5. Analyse statistique multivariée dans l'identification des sources des éléments traces métalliques

Dans l'analyse statistique multivariée, l'Analyse en Composantes Principales (ACP) et la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) sont utilisées pour mieux appréhender les associations géochimiques caractérisant la zone d'étude ainsi que pour identifier les sources de contamination en éléments traces métalliques des sédiments (Abdelhafez and Li, 2014 ; Fu et *al.*, 2014).

Les résultats de l'ACP des éléments traces métalliques étudiés sont consignés dans le tableau 20. Il ressort de ces résultats, que les concentrations en Cd, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb et Zn peuvent être regroupés en trois principaux facteurs (valeurs propres > 1). Ils expliquent à eux trois 87% de la variance (inertie) totale. La première composante principale (PC1) présente environ 31.5% de la variance totale, dominée par les éléments Cu (0.811), Pb (0.813) et Zn (0.847).

La deuxième composante (PC2) explique environ 28% de la variance totale, caractérisée par des coefficients respectifs Cr (-0.715) et le Ni (-0.942). La troisième composante (PC3) contribuant pour 27.4% de la variance totale, est corrélée positivement pour le Fe (0.815) et négativement pour le Cd (-0.919).

La concentration en Cd évolue inversement par rapport à la concentration du Fe dans les sédiments. En effet, l'étude des corrélations statistiques entre ces deux éléments dans les

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

sédiments ( $r = -0.565$  ;  $p \leq 0.01$ , tableau 19) corrobore ce résultat. L'anti-corrélation entre le Cd et le Fe s'explique par les différentes sources de ces éléments.

Par ailleurs, la majeure partie du Fe présent dans les sédiments est sous forme d'oxydes et d'hydroxydes. Ces composés entraînent la précipitation et seraient les principales phases fixatrices du Cd au sein du sédiment, ce qui va limiter ou diminuer sa mobilité dans le système (Lee and Saunders, 2003). Le Cd peut être considéré comme un élément anthropogénique vu les concentrations élevées trouvées dans les sédiments.

Tableau 20. Variance totale expliquée et pourcentage des variances exprimées par les facteurs pour les éléments traces métalliques étudiés dans les sédiments.

Composantes	Valeurs propres initiales			Somme des extractions			Somme des extractions après rotation		
	Total	% de variancee	(%) cumulé	Total	(%) de variancee	(%) cumulé	Total	% de variancee	(%) cumulé
<i>Variance totale expliquée</i>									
1	3.003	42.9	42.9	3.003	42.9	42.9	2.207	31.5	31.5
2	2.000	28.6	71.5	2.000	28.6	71.5	1.962	28	59.5
3	1.082	15.5	87	1.082	15.5	<b>87</b>	1.916	27.4	<b>87</b>
4	0.643	9.2	96.2						
5	0.135	1.9	98.1						
6	0.094	1.4	99.5						
7	0.039	0.6	100						

Elément	Matrice des composantes			Matrice des composantes après rotation		
	PC 1	PC 2	PC 3	PC 1	PC 2	PC 3
<b>Cd</b>	0.079	-0.849	-0.422	0.101	-0.227	<b>-0.919</b>
<b>Cr</b>	0.746	0.050	-0.287	0.355	<b>-0.715</b>	0.066
<b>Cu</b>	0.792	0.095	0.451	<b>0.811</b>	-0.216	0.369
<b>Fe</b>	0.586	0.765	0.041	0.186	-0.481	<b>0.815</b>
<b>Ni</b>	0.652	0.123	-0.670	0.034	<b>-0.942</b>	-0.014
<b>Pb</b>	0.435	-0.776	0.384	<b>0.813</b>	0.110	-0.517
<b>Zn</b>	0.925	-0.255	0.147	<b>0.847</b>	-0.471	-0.039

Méthode d'extraction: Analyse en Composantes Principales: Méthode de rotation : Varimax.

Globalement, les sources anthropogéniques du Cd dans l'environnement sont l'apport des engrais phosphatés, les pesticides, les rejets des eaux usées et les contaminations industrielles (Afri-Mehennaoui et al., 2009 ; Hou et al., 2013).

Les résultats de la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) sont illustrés dans la figure 20. Cette analyse est souvent couplée à une ACP pour confirmer les résultats et fournir un groupement de variables. Le dendrogramme obtenu révèle l'existence de trois groupes distinct par rapport au niveau de similarité.

Le groupe 1 comporte le Cu, Pb et Zn. Le groupe 2 est représenté par le Ni, Cr et Fe. Enfin, le troisième groupe est constitué uniquement par le Cd. Ce résultat indique que l'origine du Cd dans les sédiments de notre zone d'étude est différente de celle des autres éléments (Hou et *al.*, 2013).

Les éléments Cr, Fe et Ni, correspondent à des éléments sidérophiles. L'association de ces éléments est indicatrice de la lithologie de la zone d'étude et représente donc une source naturelle (Soliman et *al.*, 2015). Les autres éléments Cu, Pb et Zn traduisent une source différente de celle des autres éléments. Ce type d'association entre ces trois éléments a été également mis en évidence dans les sédiments de la Baie d'Alger (Atroune et Boutaleb, 2012). Les résultats obtenus de la CAH restent cohérents avec ceux de l'ACP.

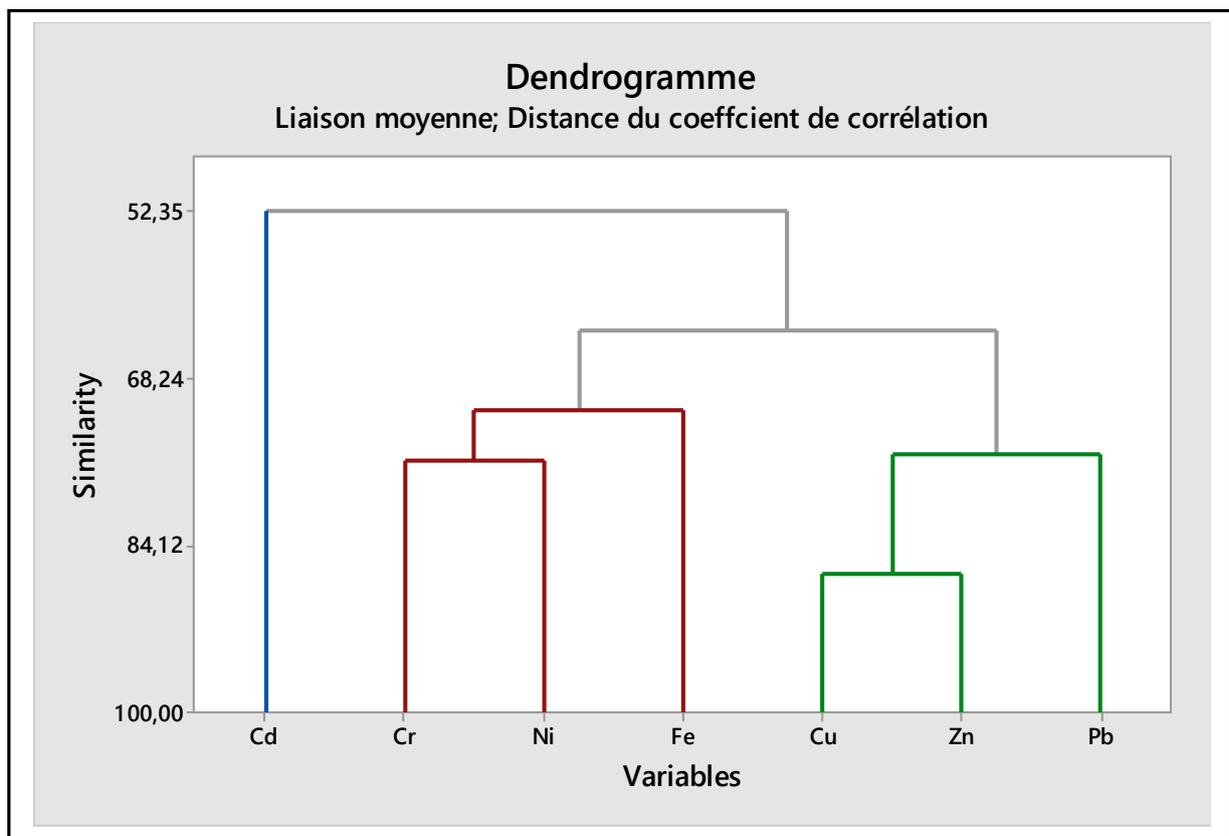


Figure 20 : Dendrogramme obtenu par l'Analyse de la Classification Ascendante Hiérarchique des éléments traces métalliques dans les sédiments.

### 2.6. Conclusion

L'étude des éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn) dans les sédiments de 17 sites de prélèvements a été réalisée dans le but d'approfondir nos connaissances sur le statut de la contamination métallique des principaux affluents de la plaine de la Mitidja Est, plus particulièrement Oued El Harrach, Oued El Hamiz et le Lac de Reghaia.

Les résultats obtenus du facteur d'enrichissement (FE) en éléments traces métalliques des sédiments ont permis de classer les éléments par ordre d'enrichissement décroissant suivant :  $Cd > Zn > Pb > Cu > Cr > Ni$ . Les résultats de l'indice de géo-accumulation (Igeo) révèlent que les sédiments étudiés sont non contaminés pour le Cr, Cu, Fe et Ni, modérément contaminés pour le Pb et Zn et fortement contaminés pour le Cd.

L'analyse de l'indice du risque potentiel écologique révèle que le Cd est le seul élément qui peut présenter un risque potentiel pour l'écosystème aquatique. Cependant la présence du Fe dans les sédiments réduit la mobilité du Cd en raison des processus d'adsorption et de co-précipitation.

Sur la base de la description des données, l'Analyse en Composante Principale et la Classification Ascendante Hiérarchique considèrent que les concentrations du Cr, Fe et Ni dans les sédiments proviennent de sources naturelles, alors que les concentrations du Cu, Pb et Zn sont contrôlés en partie par les apports anthropiques. Le Cd présente une source différente de celles des autres éléments. A cet effet, vu l'importance des risques de contamination à long terme, des actions politiques doivent être prises en matière de protection de l'environnement aquatique.

### 3. Evaluation et distribution spatiale de quelques paramètres pédologiques de la plaine de la Mitidja Est.

#### Résumé

L'objectif principal de cette étude est d'évaluer les caractéristiques physico-chimiques des sols de la plaine de la Mitidja et leurs distributions spatiales. A cet effet, 180 échantillons composites ont été prélevés d'une manière aléatoire stratifiée d'une surface totale de 665km<sup>2</sup>. L'étude a porté sur les paramètres pédologiques tels que le pH, la conductivité électrique (CE), le calcaire (CaCO<sub>3</sub>), la granulométrie, la capacité d'échange cationique (CEC), la matière organique (MO) et l'azote (N<sub>t</sub>) en utilisant des méthodes d'analyses standards.

La spatialisation des différents paramètres pédologiques à été réalisée en utilisant le module géostatistique du logiciel ArcGIS 10.3. La méthode d'interpolation spatiale choisie est de type Krigeage ordinaire. Les principaux résultats obtenus mettent en évidence plusieurs corrélations statistiques significatives entre les différents paramètres pédologiques.

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) a fait ressortir que 72% de la variance est expliquée par trois facteurs. Par ailleurs, les résultats du krigeage ont révélé que la distribution spatiale du pH, de la CE, de la CEC, des argiles et des sables est contrôlée par des facteurs intrinsèques ou structuraux tels que les processus pédogénétiques, alors que la distribution des autres paramètres tels que le CaCO<sub>3</sub>, la MO, l'N<sub>t</sub> et les limons est attribuée à la combinaison de facteurs structuraux et stochastiques. Les facteurs stochastiques concernent les pratiques d'aménagement des sols, la fertilisation et l'irrigation. Les résultats de cette étude peuvent servir de référentiels pour élaborer des stratégies de gestion de la qualité des sols à des fins d'optimisation des rendements.

#### 3.1. Introduction

Le sol constitue l'un des facteurs de production et la connaissance de la variabilité spatiale de ses propriétés est indispensable comme outil d'aide à la décision pour une gestion rationnelle du sol et une agriculture durable. En effet, Cambardella et *al.*, (1994) rapportent que la compréhension de la distribution des propriétés du sol au niveau parcellaire et à l'échelle du bassin est un enjeu important pour améliorer les pratiques agricoles et pour résoudre les enjeux agro-environnementaux actuels tels que la préservation des terres à fort

potentiel agronomique. Dans ce contexte, l'approche géostatistique constitue une voie de caractérisation statistique de la variabilité des sols.

Elle a pour premier objet, l'estimation de la valeur des variables en certains points, à partir d'observations faites sur un ensemble limité de points de mesures et par conséquent, de prédire ce qui se trouve en un site donné (Webster and Oliver, 2007). Elle est basée sur deux hypothèses : la stationnarité et l'autocorrélation spatiale des variables. En effet, tout est relié à tout le reste, mais les variables proches sont d'autant plus semblables que des variables distantes.

La technique de krigeage est l'approche géostatistique la plus utilisée pour réaliser des interpolations spatiales (Semar and Saibi, 2014 ; Oliver and Webster, 2015). Elle repose sur la définition d'un modèle spatial entre les observations (défini par un variogramme) pour prédire les valeurs d'une variable à des positions où aucun échantillon n'est disponible.

Le résultat de cette méthode d'estimation est une cartographie probabiliste complète de la région échantillonnée. L'application de la géostatistique en science du sol remonte à plus d'une trentaine d'année (Cambardella et *al.*, 1994) et a connu très rapidement un développement extraordinaire. A titre d'exemple, en Algérie, Douaoui and Yahiaoui (2015) ont utilisé la télédétection, les systèmes d'information géographiques et le krigeage pour cartographier la salinité des sols de la plaine de Hmadna.

Au niveau international, Wang et *al.*, (2008) ont utilisé le krigeage ordinaire pour réaliser la cartographie spatiale de la salinité des sols d'une oasis agricole dans la province de Xinjiang, Nord West de la Chine. Zhou et *al.*, (2012) ont utilisé la méthode d'interpolation par Krigeage pour prédire la distribution des sels, de la matière organique, de l'azote et l'humidité du sol à partir de 36 échantillons de sol de l'oasis de Tikanlik (Nord West de la Chine). De même, Shit et *al.*, (2016) ont utilisé le krigeage ordinaire pour prédire la distribution des propriétés des sols notamment le pH, la conductivité électrique, le phosphore, le potassium et le carbone organique dans les sols à l'Ouest du Bengal (Inde).

En outre, Bhunia et *al.*, (2016) ont testés cinq différentes méthodes d'interpolation qui incluent l'inverse de la distance (IDW), l'interpolation polynomiale locale (IPL), la fonction radiale (RBF), le krigeage ordinaire (KO) et le krigeage bayésien empirique (KBE) pour prédire la distribution de la matière organique dans les sols de la commune de Paschim Medinipur (Inde).

Ils ont rapporté que le krigeage ordinaire a révélé l'erreur moyenne quadratique la plus faible par rapport aux autres méthodes d'interpolation.

L'objectif du présent travail est d'évaluer d'une part, les caractéristiques physico-chimiques des sols et, d'autre part, de décrire la variabilité spatiale des sols et d'en comprendre les déterminants.

### 3.2. Analyse exploratoire des données

Les analyses et les statistiques descriptives comme par exemple la moyenne, l'écart-type, le coefficient de variation, le coefficient d'asymétrie et le coefficient d'aplatissement des différents paramètres pédologiques étudiés pour les sols de la Mitidja Est sont présentés dans le tableau 21.

Tableau 21. Les statistiques descriptives des paramètres pédologiques des sols de la plaine de la Mitidja Est.

Variable	Min	Max	Moy	Ecartype	CV (%)	Skewness	Kurtosis
pH	6.98	8.55	7.84	0.28	3.57	-0.92	1.37
CaCO <sub>3</sub> (%)	0	40.41	8.77	9.10	103	1.28	0.80
CE (dS m <sup>-1</sup> )	0.04	0.87	0.14	0.07	51.3	6.67	66.38
CEC (Cmol/Kg)	12.26	41.27	24.90	5.85	23.47	0.30	-0.21*
MO (%)	0.54	5.99	2.15	0.76	35.2	1.16	4.18
N <sub>t</sub> (%)	0.05	0.74	0.15	0.07	46.2	4.14	32.67
Argile (%)	10.5	73	37.7	12.8	33.9	0.30	-0.29*
Limon (%)	3.8	69.7	37.4	14.3	38.1	-0.27	-0.40*
Sable (%)	1.7	80.5	24.9	19.7	79.2	0.98	0.14

L'utilisation du test de Kolmogorov-Smirnov a révélé que l'ensemble des paramètres pédologiques (Argile, Limon et capacité d'échange cationique) ont présenté une distribution normale (\* p-value > 0.15) exception faite pour le pH, la conductivité électrique, le calcaire, la matière organique et l'azote. En effet, la construction des histogrammes à montré que tous les paramètres pédologiques ont présenté une allure asymétrique sauf pour les argiles, les limons et la CEC. Le coefficient d'asymétrie est positif (asymétrie gauche) pour le calcaire, la conductivité électrique, la matière organique, l'azote et le sable. En revanche, il est négatif pour le pH (asymétrie négative).

Par ailleurs, en considérant le coefficient de variation (CV), Wang et *al.*, (2008) ont souligné qu'un CV < 10% indique une faible variabilité alors qu'un CV > 100% révèle une très forte variabilité des propriétés des sols. Sur la base de cette classification, il est distingué trois classes de variabilités.

La première classe est représentée par une faible variabilité dont le coefficient de variation est inférieur à 10%. Dans ce contexte, seul le pH se trouve dans cette classe avec un CV = 3.57%. Ce résultat concorde avec celui de Mousavifard et *al.*, (2012) qui trouvent que le pH est l'un des paramètres pédologiques les moins variables à l'échelle régionale.

La deuxième classe est caractérisée par une variabilité moyenne à forte (23% < CV < 80%). Cette classe est représentée par la conductivité électrique, les fractions granulométriques, la matière organique, la capacité d'échange cationique et la teneur en azote. La troisième classe est représentée par le calcaire, elle est qualifiée de très forte variabilité dont le coefficient de variation CV = 103%.

De même que, Webster and Oliver (2007) rapportent que l'analyse géostatistique est plus performante quand les données présentent une distribution normale ou Gaussienne et sont stationnaires (la moyenne et la variance ne varient pas significativement dans l'espace). C'est pourquoi, une transformation logarithmique des variables a été appliquée afin de se rapprocher de la normalité et minimiser l'effet des valeurs aberrantes (Cambardella et *al.*, 1994 ; Mousavifard et *al.*, 2012 ; Yao et *al.*, 2013).

Afin de mieux cerner cet aspect de normalité, nous avons pris, comme exemple, les valeurs de la salinité des échantillons de sol. La figure 21a montre que les valeurs de la salinité ne suivent pas une distribution normale, en contrepartie la transformation logarithmique des données améliore la normalité de la population (figure 21b).

Ces résultats sont confirmés par le diagramme quantile-quantile (Q-Q) qui révèle que l'alignement des points le long de la bissectrice (45<sup>0</sup>) est d'autant plus important que les valeurs de la salinité subissent une transformation logarithmique (figure 22a, b).

Les facteurs à l'origine de cette variation dans les propriétés des sols sont les facteurs intrinsèques tels que les facteurs de formation des sols (matériau parental) et les facteurs extrinsèques en l'occurrence les pratiques de gestion des sols, la fertilisation, l'irrigation et la rotation des cultures (Wang et *al.*, 2008).

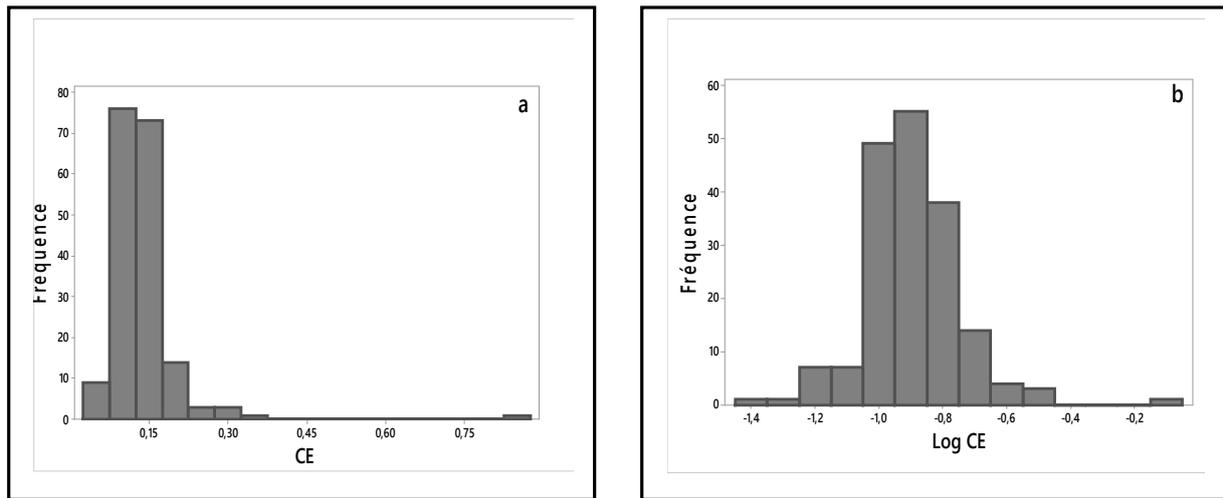


Figure 21 : Distribution des fréquences de la salinité (CE) : (a) données non transformées ; (b) transformation logarithmique des données.

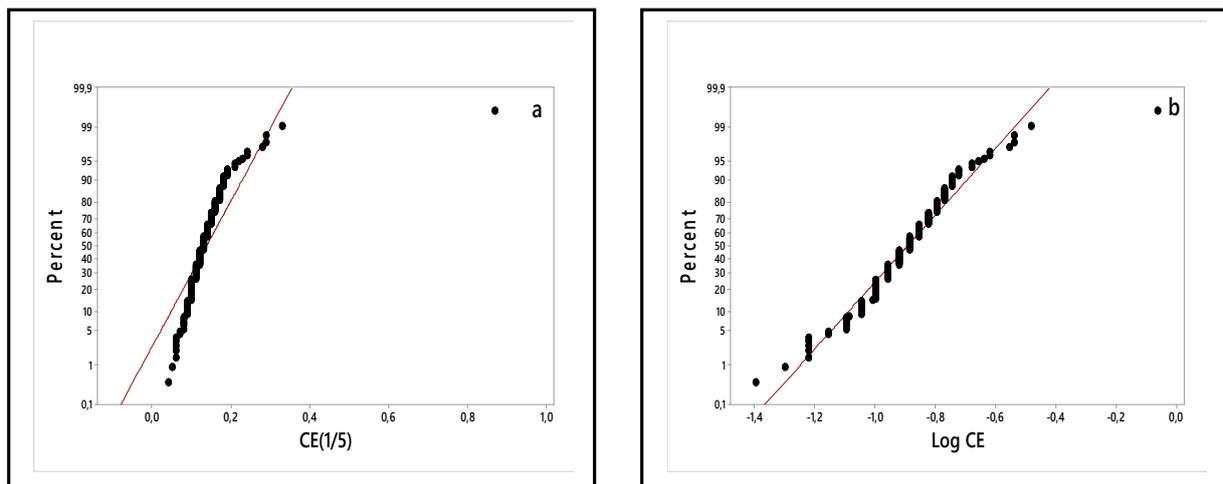


Figure 22 : Diagramme de probabilité des valeurs de la salinité (CE) : (a) données non transformées ; (b) transformation logarithmique des données.

La représentation des taux moyens des fractions granulométriques sur le diagramme textural de l'USDA révèle que la texture moyenne des sols étudiés est de type limono-argileux.

### 3.2.1. La texture

Les résultats rassemblés dans le tableau 21 montrent que les teneurs en argile des sols étudiés varient entre 10.5 et 73%. S'agissant des limons et des sables, les teneurs varient respectivement de 3.8 à 69.7% et de 1.7 à 80.5%. Les teneurs moyennes en argile, limon et sable sont de 37.7%, 37.4% et 24.9%, respectivement.

### 3.2.2. Le pH

Le pH est universellement reconnu comme un facteur d'importance primordiale pour la mobilité des éléments traces et leur disponibilité vis-à-vis des êtres vivants (Baize, 2000). Les sols étudiés présentent des valeurs de pH comprises entre 6.98 et 8.55, avec une moyenne de 7.84 et un écart-type de 0.28. Les résultats mettent en évidence que 75% des échantillons ont un pH > 7.72. La valeur moyenne du pH dans la zone d'étude caractérise les sols basiques. Ceci est lié probablement au matériel parental de nature calcaire qui confère au sol le caractère basique.

### 3.2.3. Le calcaire (Ca CO<sub>3</sub>)

Les sols de la plaine de la Mitidja ont des teneurs en calcaire qui varient entre 0 et 40.1%. La teneur moyenne est de 8.77% et l'écart-type est de 9.1 (tableau 21). Les résultats statistiques indiquent que 25% des échantillons ont des taux de calcaire supérieurs à 12.2%. Ces résultats considèrent que les sols étudiés sont modérément calcaires ( $5\% < \text{CaCO}_3 < 25\%$ , Baize, 2000). Ces résultats concordent avec ceux de Djili et *al.*, (1999) qui montrent que 70 à 80% des sols du Nord de l'Algérie sont moyennement à faiblement pourvus en calcaire.

### 3.2.4. La conductivité électrique (CE)

Les valeurs de la conductivité électrique sont comprises entre un minimum de  $0.04 \text{ dS m}^{-1}$  et un maximum de  $0.87 \text{ dS m}^{-1}$ , avec une moyenne de  $0.14 \text{ dS m}^{-1}$  (tableau 21). Les résultats indiquent que 75% des échantillons ont une CE inférieure à  $0.16 \text{ dS m}^{-1}$ . Ces résultats suggèrent que les sols de la plaine de la Mitidja Est ne sont pas salins ( $\text{CE} < 1 \text{ dS/m}$ , Mathieu et Pieltain, 2003). Bien que les sols ne présentent pas de problèmes de salinité, néanmoins, il semble que l'augmentation de la concentration des sels dans les sols entraîne le relargage des éléments traces métalliques dans la solution du sol (Acosta et *al.*, 2011).

### 3.2.5. La capacité d'échange cationique (CEC)

Les résultats révèlent que la capacité d'échange calculée (CEC) pour l'ensemble des échantillons se situe entre  $12.26$  et  $41.27 \text{ Cmol Kg}^{-1}$  avec une plage de variation de  $29 \text{ Cmol Kg}^{-1}$ . Ce résultat suggère que la CEC est assez hétérogène dans la zone d'étude. La valeur moyenne de la CEC dans les sols de la plaine de la Mitidja est de  $24.9 \text{ Cmol Kg}^{-1}$  et 25% des échantillons ont une CEC supérieure à  $29.2 \text{ Cmol Kg}^{-1}$ . Ces résultats mettent clairement en

évidence des valeurs de CEC élevées. Des résultats similaires ont été obtenus dans les sols de la commune de Meftah au niveau de la Mitidja Est (Laribi and Saidani, 2016).

### 3.2.6. La matière organique

L'évaluation de la matière organique des sols est d'une grande importance, en raison de ses multiples rôles aussi bien au plan environnemental qu'au plan agronomique. Les taux de matière organique s'échelonnent entre un minimum de 0.54 et 5.99% (tableau 21). La moyenne est de 2.15% et un écart-type de 0.76.

Sur la base de la teneur moyenne, les sols de la plaine de la Mitidja sont moyennement pourvus en matière organique. Cette teneur en carbone est tributaire du type de végétation naturelle ou artificielle (culture, prairie permanente, forêt) et des pratiques culturales (bilan des exportations et des restitutions ou épandages organiques) (Baize, 2000).

### 3.2.7. L'azote

Les teneurs en azote total dans les sols varient de 0.05 à 0.74%, avec un taux moyen de 0.15%. Ces résultats traduisent des teneurs faibles en azote total inférieures à 0.3% (Mohd and Riduan, 2009). En effet, le calcul du troisième Quartile montre que 75% des échantillons ont des teneurs en azote total en dessous de 0.17%. L'azote se présente dans le sol sous deux formes : minérale et organique. Contrairement à la forme minérale, la forme organique constitue une part importante de l'azote total dans le sol (Lindsay, 1979). Ce faible taux d'azote dans la zone d'étude est en relation étroite avec la teneur en matière organique dans les sols étudiés.

## 3.3. Corrélations entre les différentes caractéristiques étudiés

Nous recherchons, dans cette partie, les relations statistiques éventuelles entre les différents paramètres pédologiques pour l'ensemble des sols étudiés (180 échantillons composites). Le tableau 22 synthétise les différents coefficients de corrélation obtenus entre les descripteurs pédologiques pris deux à deux. Dans ce qui suit, les relations les plus courantes entre variables sont discutées. Les résultats révèlent:

- Que les paramètres texturaux en l'occurrence les argiles et les limons montrent des corrélations positives et hautement significatives avec tous les paramètres pédologiques ( $p < 0.01$ ), exception faite entre le calcaire et l'argile. Concernant ce dernier point, bien que la corrélation entre ces deux descripteurs soit négative, néanmoins, elle reste non significative.

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

En revanche les argiles et les limons sont corrélés négativement aux sables ( $p < 0.01$ ). Ce résultat corrobore celui de Mousavifard et *al.*, (2012) qui ont mis en exergue une corrélation négative et statistiquement significative entre l'argile et le sable ( $r = -0.866$ );

- La relation entre le pH et le calcaire est statistiquement hautement significative ( $p < 0.01$ ). L'augmentation du calcaire se traduit par l'augmentation du pH dans le sol. Toutefois, il y a lieu de préciser que l'association entre ces deux paramètres reste malgré tout faible ( $r = 0.23$ ).

Tableau 22. Matrice de corrélation entre les paramètres pédologiques étudiés pour les sols de la plaine de la Mitidja Est.

	Argile	Limon	Sable	pH	CaCO <sub>3</sub>	CE	CEC	MO	N <sub>t</sub>
Argile	1								
Limon	<b>0.26**</b>	1							
Sable	<b>-0.68**</b>	<b>-0.61**</b>	1						
pH	<b>0.24**</b>	<b>0.24**</b>	<b>-0.24**</b>	1					
CaCO <sub>3</sub>	-0.046	<b>0.36**</b>	<b>-0.25**</b>	<b>0.23**</b>	1				
CE	<b>0.23**</b>	<b>0.32**</b>	<b>-0.28**</b>	0.044	<b>0.43**</b>	1			
CEC	<b>0.99**</b>	<b>0.25**</b>	<b>-0.69**</b>	<b>0.23**</b>	-0.044	<b>0.24**</b>	1		
MO	<b>0.16*</b>	<b>0.28**</b>	<b>-0.28**</b>	-0.02	<b>0.21**</b>	<b>0.31**</b>	<b>0.23**</b>	1	
N <sub>t</sub>	<b>0.27**</b>	<b>0.46**</b>	<b>-0.46**</b>	<b>0.15*</b>	<b>0.29**</b>	<b>0.36**</b>	<b>0.31**</b>	<b>0.63**</b>	1

\*  $p < 0.05$  ; \*\*  $p < 0.01$ .

- la matière organique est liée positivement et hautement significativement à l'argile, aux limons, au calcaire, à la CE, à la CEC ( $r < 0.4$  ;  $p < 0.01$ ) et à l'azote ( $0.5 < r < 0.7$  ;  $p < 0.01$ ), mais négativement aux sables ( $r = -0.28$  ;  $p < 0.01$ ). La corrélation négative entre la matière organique et les sables peut s'expliquer par le fait que la matière organique n'est pas retenue sur les sables avec lesquels elle ne forme pas des complexes, contrairement aux argiles.

Par ailleurs, la relation hautement significative entre la matière organique et la teneur en azote des sols s'explique par le fait que l'augmentation des taux de MO dans le sol s'accompagne de ceux de l'azote total, en particulier de l'azote organique étant donné que l'azote minéral ne représente qu'une fraction très faible de la forme totale (Lindsay, 1979).

Une telle relation a été mise en évidence, également, pour les sols agricoles de la commune de Meftah au niveau de la plaine Mitidja Est (Far et Larabi, 2015) et au niveau de l'Oasis de Tikanlik au Nord-ouest de la Chine (Zhou et *al.*, 2012).

#### 3.4. L'Analyse en Composantes Principales (ACP)

Les relations entre les paramètres pédologiques analysés peuvent, également, être expliquées à partir des résultats de l'Analyse en Composantes Principales (ACP).

Elle permet la visualisation simplifiée des différentes associations existant entre les différentes variables d'un large jeu de données (fig. 23).

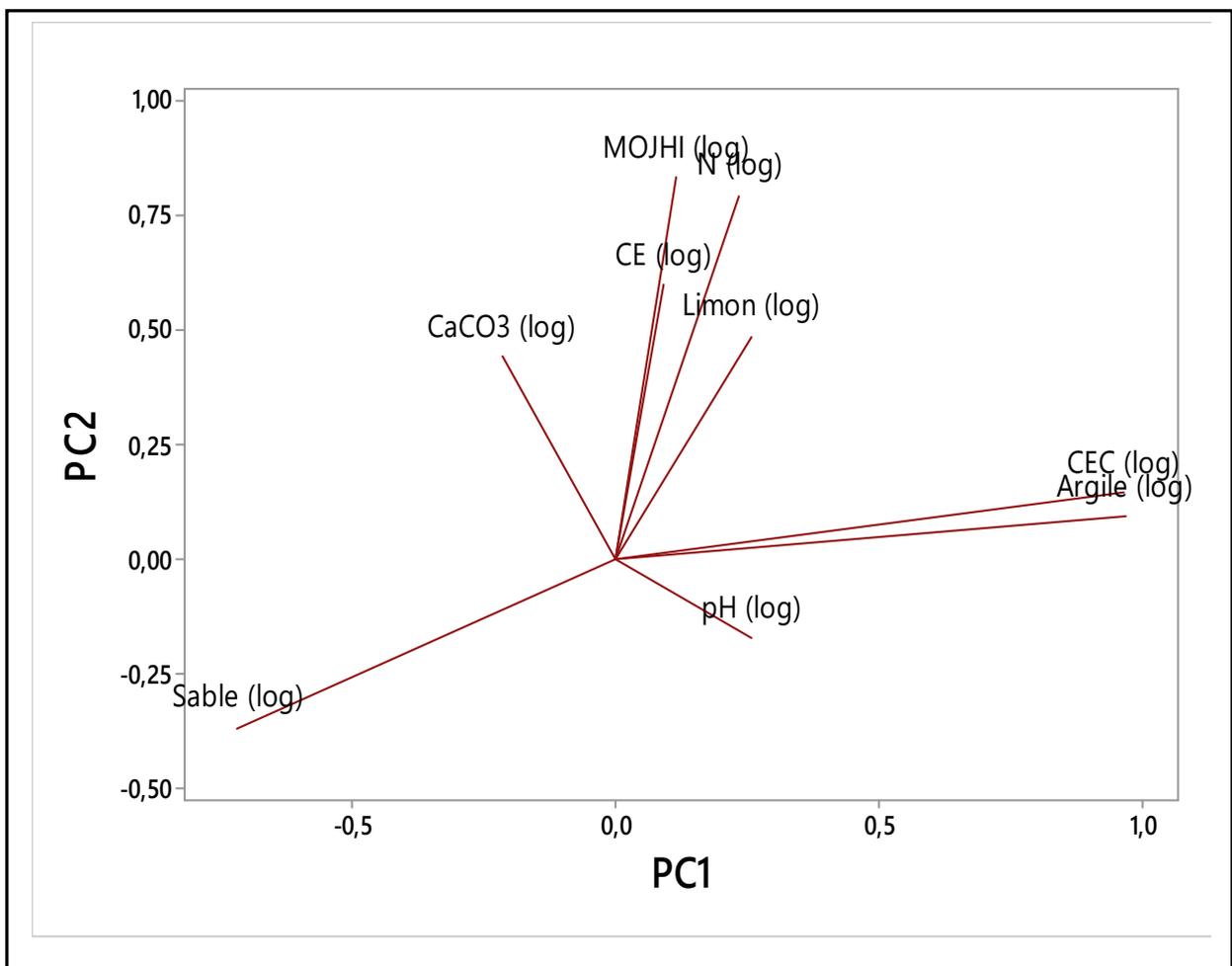


Figure 23 : Projection dans le plan PC1-PC2 des différentes variables.

L'analyse révèle que 72 % de la variance (ou l'inertie) est expliquée par trois facteurs ou composantes (tableau 23). Les valeurs propres des trois composantes principales sont supérieures à 1.

Tableau 23. Analyse des Composantes Principales des paramètres pédologiques étudiés.

Variables	Composantes Principales		
	PC1	PC2	PC3
Argile	<b>0.967</b>	0.094	0.056
Limon	0.257	0.486	<b>0.519</b>
Sable	<b>-0.719</b>	-0.368	-0.338
pH	0.259	-0.173	<b>0.746</b>
CaCO <sub>3</sub>	-0.215	0.443	<b>0.690</b>
CE	0.090	<b>0.599</b>	0.272
CEC	<b>0.965</b>	0.146	0.023
N <sub>t</sub>	0.234	<b>0.793</b>	0.116
MO	0.114	<b>0.832</b>	-0.161
<b>Totale de variance expliquée</b>	2.637	2.306	1.534
<b>% de la variance</b>	29.3	25.6	17.1

La première composante (PC1) explique 29.3% de la variance totale et est corrélée positivement pour les argiles et la CEC et négativement pour les sables. Ce résultat suggère que l'augmentation des taux d'argile dans le sol se traduit par une augmentation de la CEC. Contrairement aux argiles, les sables engendrent une diminution de la CEC.

De part la nature des trois variables, le premier facteur peut être associé à la texture du sol. La deuxième composante (PC2) explique 25.6% de la variance totale et comprend la conductivité électrique, l'azote total et la matière organique. La troisième composante est caractérisée par le limon, le calcaire et le pH et représente 17.1% de la variance totale.

Ce résultat indique que les sols présentant des taux élevés en calcaire et en limon se caractérisent par des pH élevés.

### 3.5. Analyse variographique

Comme il a été précisé dans le chapitre précédent, une des premières étapes de l'utilisation du krigeage consiste à rechercher la présence d'une structure spatiale des paramètres pédologiques. Sur la base des valeurs REQNM et REQM, il a été procédé à la

sélection de modèles variographiques théoriques qui ajustent au mieux les données des variogrammes expérimentaux (tableau 24).

De manière générale, les différents modèles ont présenté un REQNM proche de 1. La valeur la plus élevée de la Racine de l'Erreur Quadratique Normalisée Moyenne (REQNM) a été observée pour la CE suivie par l'azote total, l'argile, la CEC, le limon, la MO, le pH, le sable et enfin le calcaire.

Ainsi, le choix a été porté sur le modèle sphérique pour la conductivité électrique, le calcaire et la matière organique, et le modèle gaussien pour l'argile et la CEC, tandis que le modèle exponentiel a été le mieux approprié pour l'évaluation des paramètres pédologiques tels que le limon, le sable, le pH et l'azote.

La figure 24 présente l'exemple du variogramme Gaussien retenu pour décrire la variabilité spatiale de l'argile dans la zone d'étude.

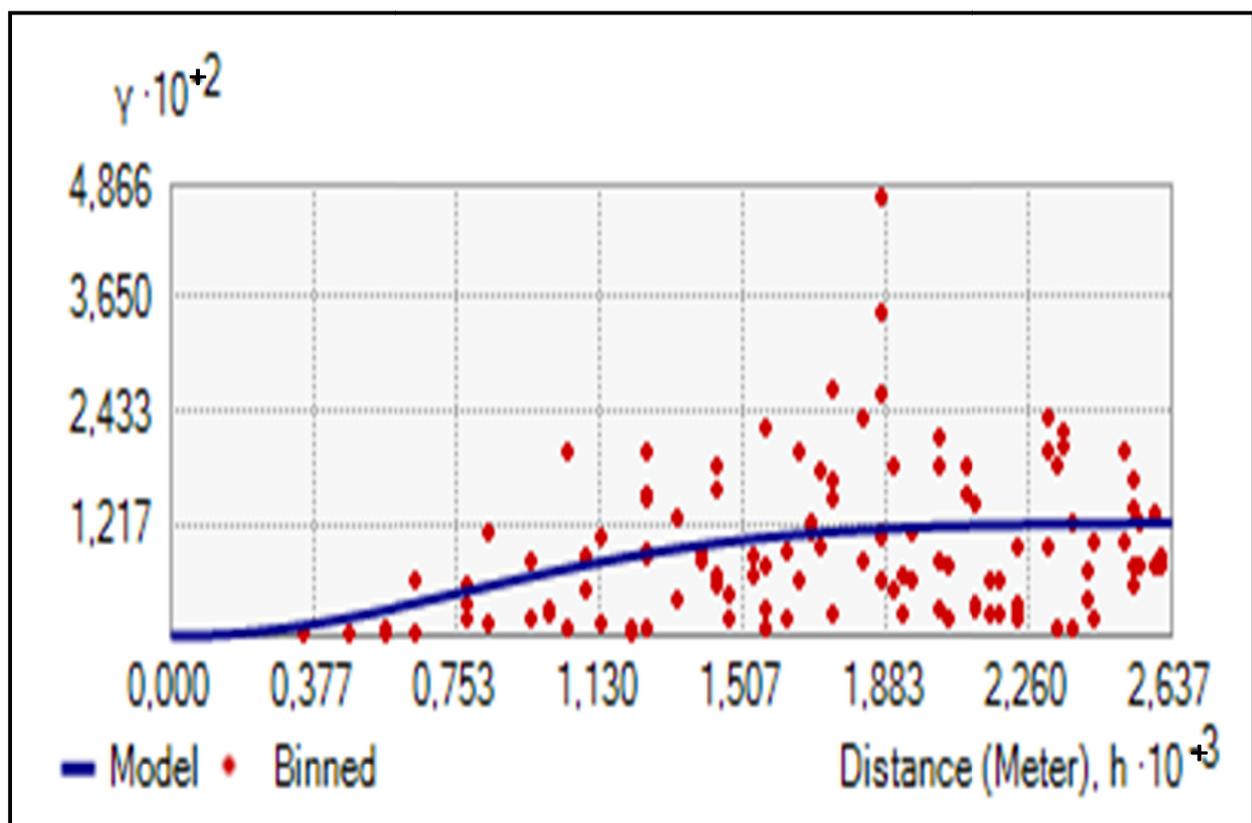


Figure 24 : Variogramme théorique moyen de l'argile ajusté à un modèle Gaussien.

Cambardella et al., (1994) ; Peng et al., (2013) ont trouvé que le modèle sphérique était le modèle théorique le plus adapté pour décrire la structure spatiale de la matière organique du sol. En revanche, il a été suggéré le modèle théorique exponentiel pour caractériser la

variabilité spatiale des argiles, des sables et de la conductivité électrique (Mousavifard et *al.*, 2012).

Les différents paramètres du variogramme : effet pépité ( $C_0$ ), pallier ( $C_0+C_1$ ), la portée ( $a$ ) et le rapport (effet pépité : pallier) sont rassemblés dans le tableau 24. L'effet pépité le plus élevé est celui des limons.

C'est aussi au niveau des limons qu'on observe généralement les paliers les plus élevés. Le rapport  $C_0/ (C_0+C_1)$  a été utilisé comme critère de classification de la dépendance spatiale des paramètres pédologiques (Cambardella et *al.*, 1994 ; Mousavifard et *al.*, 2012 ; Shit et *al.*, 2016).

Si le ratio est  $\leq 25\%$ , la variable est considérée fortement dépendante spatialement ; si le ratio est entre 25 et 75%, la variable est considérée modérément dépendante spatialement ; et si le ratio est  $> 75\%$ , la variable est considérée faiblement dépendante spatialement.

Les résultats mettent en évidence une forte autocorrélation spatiale pour le pH, la CE, la CEC, les argiles et les sables. Ces résultats suggèrent que la variabilité de ces paramètres dans l'espace est contrôlée par des facteurs intrinsèques ou structuraux tels que les processus pédogénétiques.

Tableau 24. Les paramètres des différents modèles de variogramme ajustés aux différentes propriétés des sols et les statistiques de la validation croisée.

Variable	Modèle	Pépité	Pallier	Portée	Pépité/Pallier	REQM	REQNM
<b>pH</b>	Exponentiel	0	0.001	1911	0	0.23	0.93
<b>CaCO<sub>3</sub></b>	Sphérique	0.87	1.76	1911	49.43	10.69	0.44
<b>CE</b>	Sphérique	0.02	0.1	2317	20	0.06	1.32
<b>CEC</b>	Gaussien	1	25.75	1911	3.88	5	1
<b>MO (%)</b>	Sphérique	0.07	0.11	1911	63.63	0.76	0.95
<b>N<sub>t</sub> (%)</b>	Exponentiel	0.07	0.1	3615	70	0.06	1.16
<b>Argile (%)</b>	Gaussien	0.12	122.3	1911	0.09	10.89	1.01
<b>Limon (%)</b>	Exponentiel	87.43	123.66	8045	70.7	8.88	0.99
<b>Sable (%)</b>	Exponentiel	0.11	0.54	2004	20.37	15.98	0.88

Les autres paramètres pédologiques tels que le  $\text{CaCO}_3$ , la matière organique, l'azote et les limons montrent une autocorrélation spatiale modérée, qui est attribuée à la combinaison des facteurs structuraux et stochastiques (Cambardella et *al.*, 1994 ; Mousavifard et *al.*, 2012 ; Shit et *al.*, 2016). Outre les facteurs intrinsèques, les facteurs stochastiques ou extrinsèques tels que les pratiques d'aménagement des sols, la fertilisation et l'irrigation contribuent au contrôle de la variabilité de ces paramètres dans l'espace. L'autocorrélation spatiale a été mise en évidence dans un intervalle de 1911 à 2317 m de portée.

Ces résultats suggèrent qu'au-delà de ces distances, les mesures des paramètres pédologiques deviennent statistiquement indépendantes, leurs corrélations sont d'autant plus fortes que les deux points de mesure sont proches. Des résultats similaires ont été, également, obtenus par Shit et *al.*, (2016) qui ont mis en exergue des distances de corrélation entre 925-2018 m. De même, des portées variant entre 1500 m et 4000 m ont été établies dans la région de Naqade en Iran (Mousavifard et *al.*, 2012).

#### 3.6. Distribution spatiale des propriétés des sols

La qualité des résultats de l'interpolation par krigeage des différentes variables a été examinée par la méthode de validation croisée. La figure 25 montre un exemple des valeurs prédites contre les valeurs mesurées pour le calcaire ( $\text{CaCO}_3$ ).

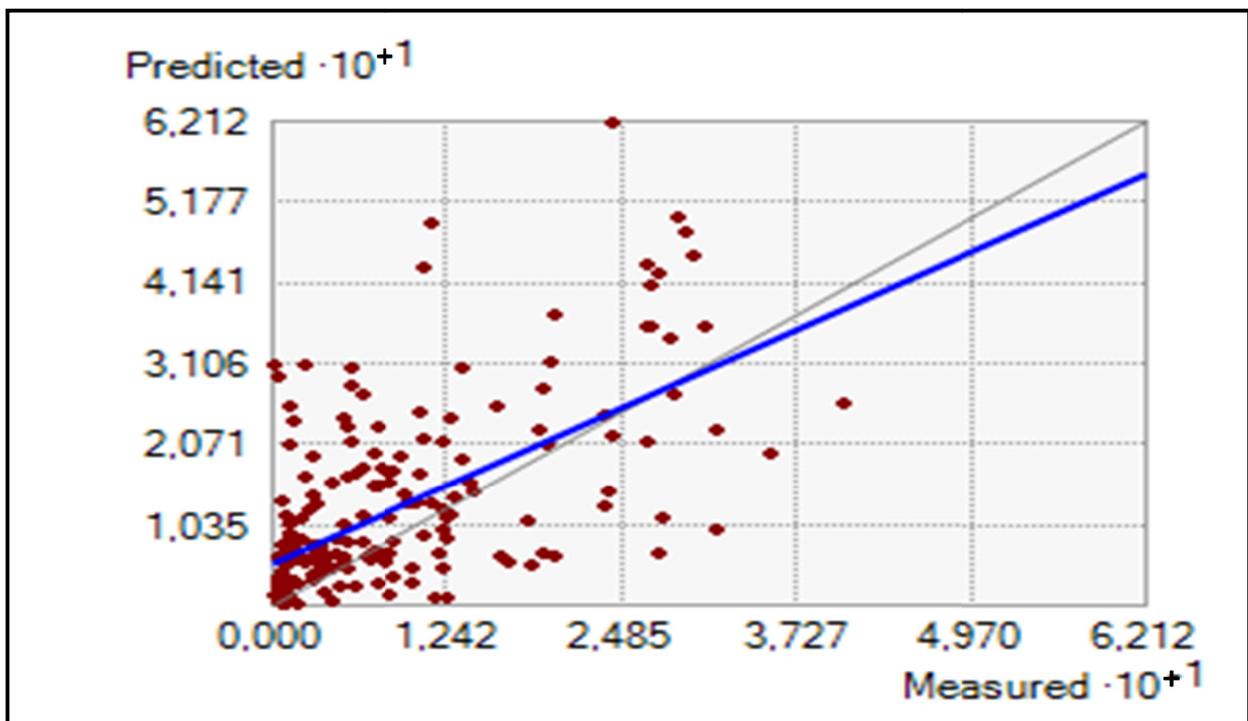


Figure 25 : Relation entre les valeurs du  $\text{CaCO}_3$  mesurées et les valeurs prédites.

Les figures 26, 27 et 28 illustrent les résultats de l'estimation spatiale des paramètres pédologiques par krigeage ordinaire. La variabilité du pH caractérisé par krigeage met en évidence une distribution plus ou moins homogène de ce paramètre dans l'espace. Toutefois, les valeurs élevées et faibles sont observées au Sud et à l'Est de la plaine, respectivement (Fig. 26a). Les plus faibles valeurs correspondent à des sols où les taux de sable sont élevés et les taux d'argile faibles.

Par ailleurs, la figure 26b illustre la distribution spatiale de la conductivité électrique. La spatialisation de ce paramètre par krigeage montre dans l'ensemble des sols non salins. Les concentrations maximales en sels se localisent au sein de la commune d'El Harrach et ses alentours. Cet emplacement correspond à une partie des sols hydromorphes qui se caractérisent par de fortes teneurs en argile ( $A > 30\%$ ).

Une corrélation statistique très hautement significative a été établie entre la fraction fine argileuse et la conductivité électrique ( $r = 0.23$  ;  $p < 0.01$ ). Les fortes teneurs en calcaire ( $\text{CaCO}_3 > 25\%$ ) sont observées, majoritairement, dans la partie Ouest de la plaine et les faibles teneurs concernent principalement la partie Est ( $\text{CaCO}_3 < 5\%$ ) (Fig. 26c). Les fortes teneurs en calcaires correspondent à des sols où les taux de limon sont élevés. En effet, une corrélation statistique hautement significative a été notée entre les taux de calcaire et les taux des limons ( $r = 0.36$  ;  $p < 0.01$ ). Par ailleurs, les résultats de cette étude attestent de la présence d'un gradient Est-Ouest de ce paramètre dans la région d'étude.

La distribution spatiale de la matière organique révèle que les teneurs élevées en matière organique sont observées au Nord-Ouest de la plaine alors que les faibles teneurs se situent dans la partie Est de celle-ci (Fig. 26d). La partie Ouest de la plaine abrite majoritairement des sols agricoles, ce qui explique les taux élevés de matière organique trouvés dans cette zone.

La même tendance est observée avec l'azote qui présente des teneurs les plus élevées dans la partie Ouest de la plaine (Fig. 27e). D'après Bhunia et *al.*, (2016), les horizons de surface (0-20 cm), des terres agricoles ont exhibé les taux de matière organique les plus élevés par comparaison aux terres forestières et en jachère. La répartition spatiale des argiles montre que les taux les plus élevés se concentrent dans la partie centrale de la plaine correspondant aux sols hydromorphes (Fig. 27f). Les taux les plus faibles sont enregistrés aux extrémités de la plaine notamment dans la partie Est de la région d'étude. Contrairement aux argiles, la partie Nord-est de la plaine a révélé les taux les plus élevés en sable (Fig. 27g).

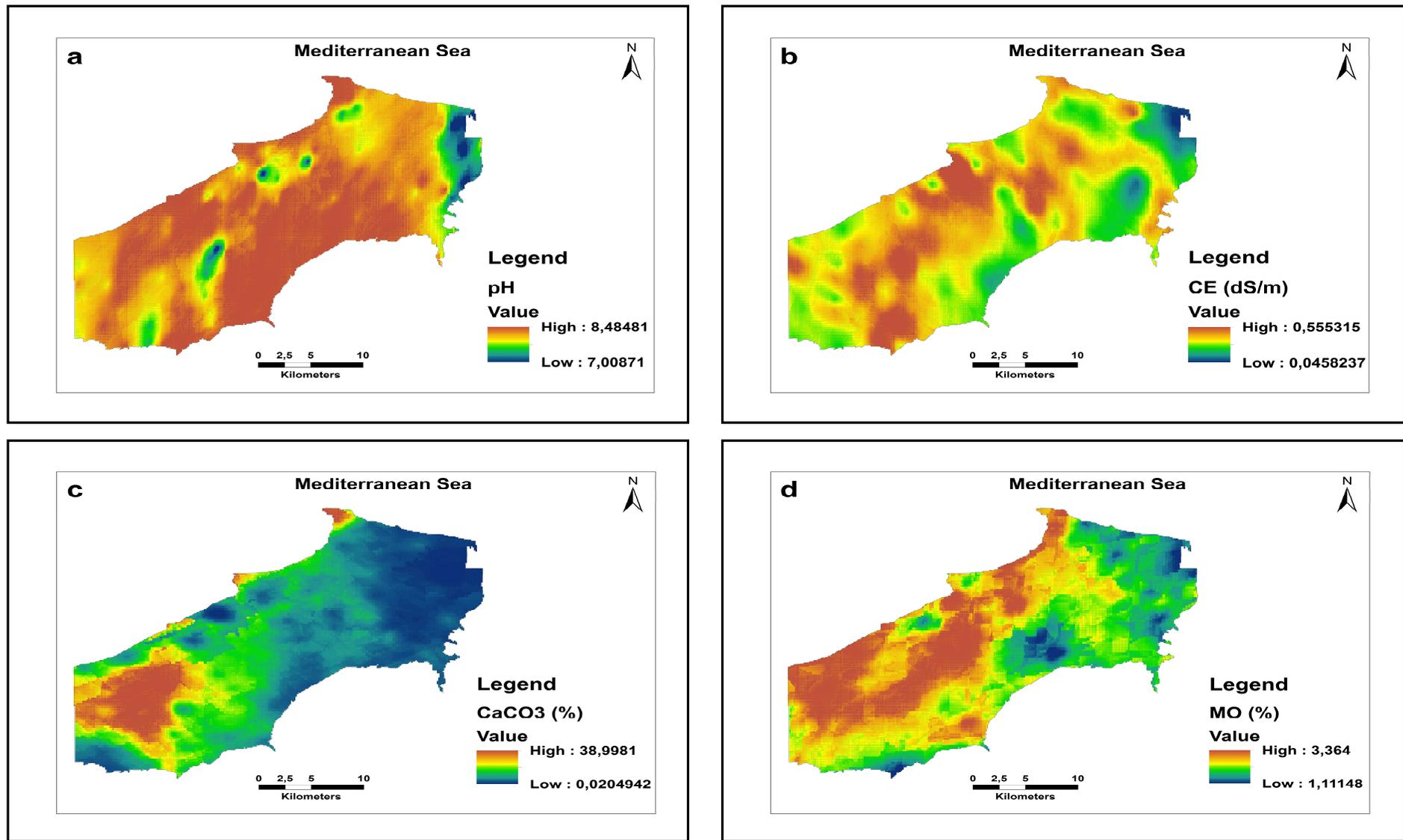


Figure 26 : Distribution spatiale du pH(a), CE(b), CaCO<sub>3</sub>(c), et MO (d) dans les sols de la plaine de la Mitidja Est.

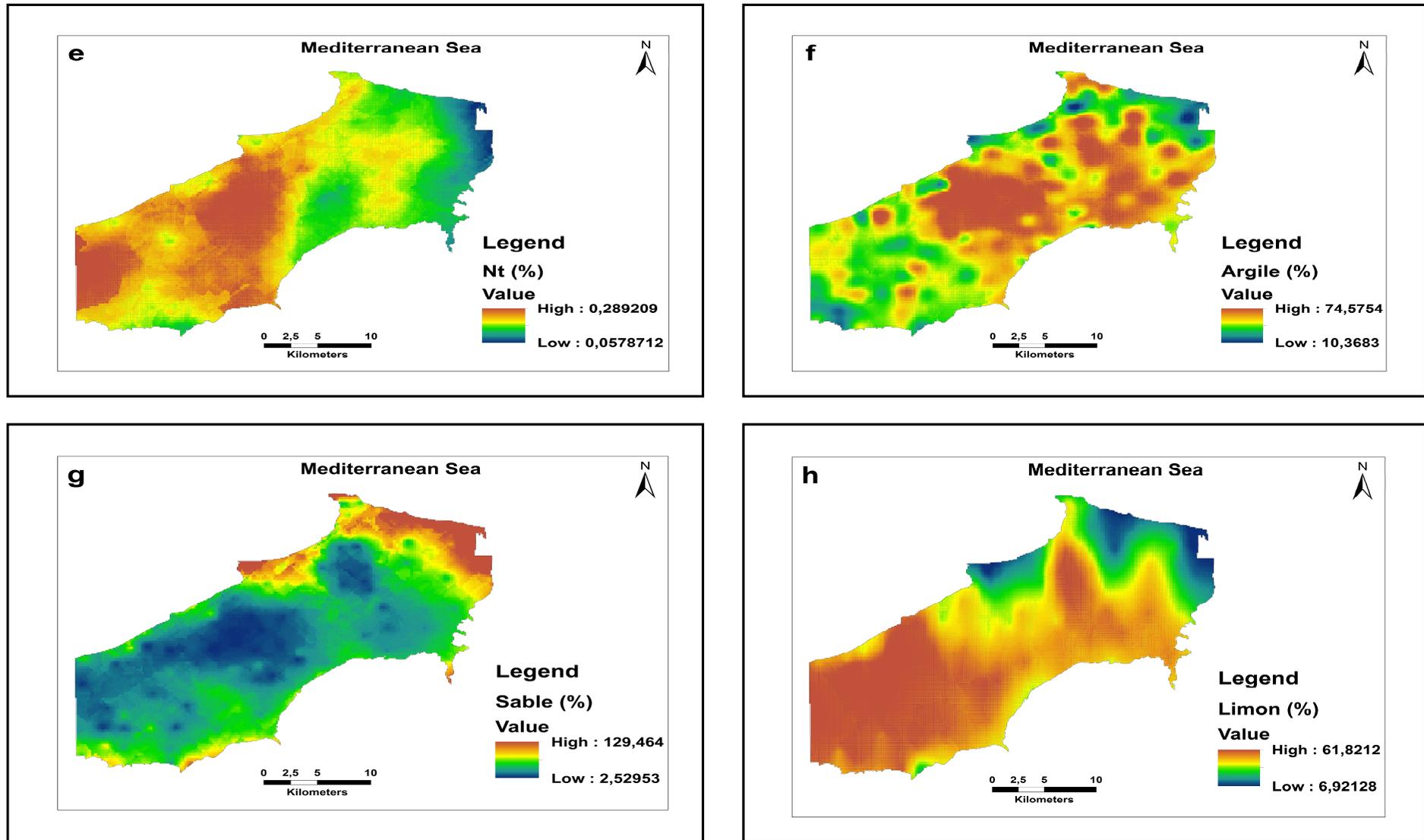


Figure 27 : Distribution spatiale du  $N_t$  (e), argile (f), sable (g), et limon (h) dans les sols de la plaine de la Mitidja Est.

Ceci est confirmé par les résultats de la matrice de corrélation qui indiquent une corrélation statistique négative et hautement significative entre les argiles et les sables ( $r = -0.68$  ;  $p < 0.01$ ).

La carte de répartition spatiale du limon met en évidence une distribution concentrique dans la partie Ouest de la plaine (Fig. 27h). En règle générale, il est observé des valeurs plutôt faibles à l'extrémité Est de la zone d'étude. Cette tendance est similaire à celle du calcaire qui a été déjà signalé précédemment.

La distribution spatiale de la capacité d'échange cationique (CEC) a suivie une tendance semblable à celle des argiles et opposée à celle des sables dans la plaine alluviale (Fig. 28i). Ceci est corroboré par la corrélation statistique positive et très hautement significative entre la CEC et les argiles ( $r = 0.99$  ;  $p < 0.01$ ), et la corrélation statistique négative et hautement significative entre la CEC et les sables ( $-0.69$  ;  $p < 0.01$ ). Ces résultats concordent avec ceux obtenus par Gorai et *al.*, (2015).

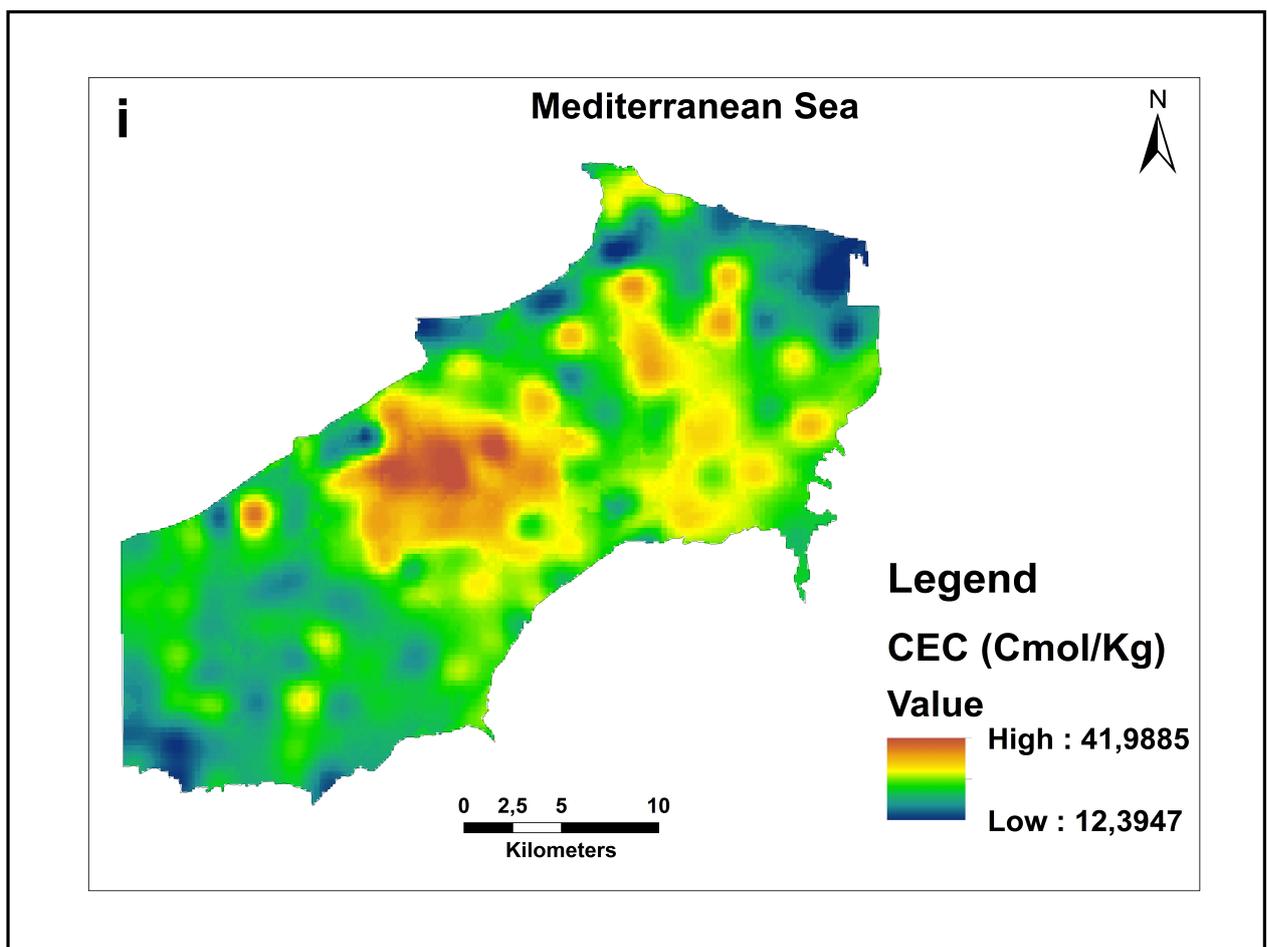


Figure 28 : Distribution spatiale de la CEC (i) dans les sols de la plaine de la Mitidja Est.

### 3.7. Conclusion

Les sols présentent en moyenne un pH basique (pH =7.84), une salinité nulle (CE < 1 dS/m), un taux de calcaire moyen (8.77%), une texture moyenne à prédominance limono-argileux, et une capacité d'échange cationique élevée (24.9 Cmol Kg<sup>-1</sup>). La teneur moyenne en matière organique est de 2.15% et caractérise des sols moyennement pourvus en cette composante.

Les teneurs en azote dans la zone d'étude indiquent des taux faibles dont la teneur moyenne est de 0.15%. L'analyse statistique a révélé que le calcaire varie très fortement dans l'espace (CV > 100%), que la conductivité électrique, les fractions granulométriques, la matière organique, la capacité d'échange cationique et la teneur en azote sont moyennement à fortement variables (23% < CV < 80%) et que le pH est faiblement variable (CV < 10%).

Des corrélations statistiques entre les différents paramètres pédologiques ont été également établies. L'analyse géostatistique a montrée une forte autocorrélation spatiale pour le pH, CE, la CEC, les argiles et les sables, et une autocorrélation modérée pour le reste des paramètres pédologiques. La forte autocorrélation spatiale serait liée à des facteurs structuraux tels que les processus pédogénétiques. En revanche, l'autocorrélation modérée est attribuée à une combinaison de facteurs structuraux et stochastiques (ex : pratiques d'aménagement des sols). L'autocorrélation spatiale a été mise en évidence dans un intervalle de 1911 à 2317 m de portée. Enfin, la spatialisation des paramètres pédologiques par Krigeage à permis de réaliser différentes cartes de prédiction qui serviront d'outils d'aide à la décision pour une utilisation rationnelle du sol dans cette région.

### 4. Evaluation de la contamination et des sources potentielles des éléments traces métalliques dans les sols de la plaine de la Mitidja Est.

#### Résumé

La plaine de Mitidja est une importante zone de production agricole en Algérie. Au cours des dernières décennies, elle a connue un développement économique qui a peut-être modifié les concentrations des éléments traces métalliques dans les sols. Dans l'état actuel des choses, il n'existe pas de données bibliographiques publiées sur la qualité environnementale du sol à l'échelle régionale.

Par conséquent, cette étude est l'une des premières et a pour objet d'étudier le degré de contamination et les sources des ETM à l'aide d'une combinaison d'approches statistiques et géochimiques avec un système d'information géographique (SIG). A cet effet, 180 échantillons composites de sols ont été collectés d'une manière aléatoire stratifiée dans la zone d'étude. Les concentrations en Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn ont été mesurées par spectrométrie avec plasma à couplage inductif (ICP) après extraction à l'eau régale.

Les résultats obtenus montrent que les médianes des ETM sont : Cd 0.19, Cr 44.7, Cu 54.6, Fe 37190, Ni 35, Pb 24.3 et Zn 81.6 mg kg<sup>-1</sup>. Les résultats du facteur d'enrichissement (FE) indiquent que le Cd, Cu, Pb et Zn ont été enrichis par des sources anthropiques, alors que le Ni et le Cr proviennent principalement de la croûte terrestre.

L'indice de pollution intégré (IPI) a révélé que la plaine de la Mitidja était modérément contaminée par les ETM. Les résultats de l'analyse statistique multivariée combinée au SIG sont en concordance avec l'approche du FE, à l'exception faite des résultats pour le Cu, qui a été classé comme issu de sources mixtes (anthropiques et lithogéniques). Les concentrations du cadmium, du plomb et du zinc dans les horizons de surface sont, principalement, affectées par les activités anthropiques, alors que les teneurs en Cr, Ni et Fe sont contrôlées par des sources naturelles.

#### 4.1. Introduction

L'accumulation des éléments traces métalliques dans les sols agricoles est un problème environnemental important dans le monde entier et particulièrement en Algérie en raison du développement économique et de l'industrialisation du pays. Les ETM dans le sol proviennent de sources lithogéniques et anthropiques et il a été démontré que la concentration et la

distribution des ETM dans le sol dépendent de facteurs tels que le climat, la topographie, le type de sol, les composantes organiques et inorganiques du sol et l'utilisation du sol (Bech et *al.*, 2008 ; Zhang et *al.*, 2008).

Les interfaces les plus importantes impliquées dans le comportement des ETM dans les sols sont les minéraux argileux, la matière organique (OM) et les oxydes et hydroxydes de Fe (Eze et *al.*, 2010 ; Alloway, 2012 ; Sipos et *al.*, 2014).

La concentration des ETM dans les sols dépend principalement de la composition du matériau géologique, qui représente la valeur de fond géochimique (Reimann and Garrett, 2005).

En géochimie environnementale, les concentrations moyennes des ETM dans la croûte terrestre, appelées valeurs de fond géochimiques (BV), sont couramment utilisées pour l'évaluation de la contamination des sols (Lienard et *al.*, 2014 ; Wu et *al.*, 2014).

Ces concentrations représentent ce que l'on appelle communément la source naturelle. En outre, les apports anthropiques des ETM dans les sols sont associés à de nombreuses activités, notamment les rejets urbains et industriels, les émissions du trafic routier, les dépôts atmosphériques, les mines et les fonderies, l'utilisation abusive de produits agrochimiques et d'autres activités humaines (Huang et *al.*, 2013 ; Lienard et *al.*, 2014 ; Zhao et *al.*, 2015).

La présence des ETM à des concentrations supérieures à la concentration maximale admissible peut affecter la fertilité du sol et présenter un risque et un danger importants pour la santé humaine à travers la chaîne alimentaire (Wuana and Okieimen 2011) en raison de leur non-biodégradabilité et leur persistance. Par conséquent, le monitoring géochimique des concentrations des ETM dans le sol est vital pour la protection adéquate et la restauration de la qualité des sols, la durabilité des systèmes agricoles et la sécurité alimentaire.

Comprendre les sources des ETM est important pour la gestion environnementale et la prise de décision et Baize (2010) a souligné qu'il est crucial pour l'évaluation des risques environnementaux de faire la distinction entre les teneurs en ETM naturels et anthropiques dans les sols.

A cet égard, deux catégories de méthodes, quantitatives et qualitatives, sont souvent citées dans la littérature. Les méthodes quantitatives ou approches géochimiques par l'application du facteur d'enrichissement et de l'indice de pollution sont largement utilisées pour évaluer l'étendue de la contamination en comparant la concentration actuelle du métal avec la BV (Sulaiman et *al.*, 2016). Les méthodes qualitatives ou approches statistiques

multivariées comme l'analyse de corrélation, l'Analyse en Composantes Principales (ACP) couplée à la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) sont des outils statistiques largement utilisés pour identifier les sources de pollution du sol (Zhang et *al.*, 2009 ; Huang et *al.*, 2013 ; Lienard et *al.*, 2014). Kelepertsis et *al.*, (2006) ont signalé que la combinaison de données statistiques multivariées et d'un système d'information géographique (SIG) permet d'examiner l'étendue spatiale de la contamination par des ETM et fournit des informations sur leur origine géogénique ou anthropique. Une combinaison d'approches géochimiques et statistiques peut permettre une évaluation plus complète et une meilleure compréhension des sources potentielles des éléments traces (Laribi et *al.*, 2017).

Les principales industries de la plaine de Mitidja comprennent entre autres la production de matières plastiques, d'hydrocarbures, de produits pétrochimiques, d'acier, de ciment, de matériaux de construction, de produits pharmaceutiques et de composants électroniques. D'autre part, les pratiques agricoles utilisées dans ces sols, telles que l'utilisation de produits agrochimiques et d'eaux usées pour l'irrigation des sols, pourraient également entraîner une contamination (Benouar, 2002 ; Khouli and Djabri 2011 ; Lebig and Ait-amar, 2013).

L'utilisation à long terme et extensive de terres pour l'agriculture avec l'application fréquente de produits agrochimiques est l'une des principales causes de l'accumulation des ETM tels que le Cd, le Cu et le Zn dans le sol (Zovko and Romić 2011). Les études précédentes sur les ETM dans la plaine de la Mitidja ont été localisées à une petite échelle (Benamar et *al.*, 1999 ; Laribi and Saidani, 2016) et à notre connaissance aucune donnée n'est publiée sur l'étendue de la contamination du sol à l'échelle régionale. A cet effet, les objectifs de cette recherche sont :

1. Entreprendre une étude des concentrations des éléments traces et le Fe dans les sols de la plaine de Mitidja Est.
2. Evaluer le niveau de contamination en ETM par des approches géochimiques (BV, FE, IP et IPI).
3. Evaluer les sources des éléments traces à l'aide d'approches statistiques multivariées (ACP et CAH) combinées à des SIG.

La question fondamentale qui s'est posée est : quelles sont les sources et l'état de contamination en ETM des sols de la plaine de la Mitidja Est ? . Les résultats de cette étude sont importants non seulement pour la connaissance de l'état en ETM dans les sols de la plaine de la Mitidja, mais aussi pour le développement d'une stratégie future de protection des sols.

### 4.2. Concentrations en éléments traces métalliques des sols

Les concentrations des ETM et le Fe dans les horizons de surface de la plaine de la Mitidja Est et les statistiques descriptives sont énumérées dans le tableau 25. Comme prévu, le Fe a la concentration la plus élevée par rapport aux autres métaux. L'amplitude des concentrations moyennes indique l'ordre suivant Fe >>> Zn > Cu > Cr > Pb > Ni >> Cd. Les concentrations moyennes des éléments traces étaient: Cd 0.22, Cr 47, Cu 62.7, Fe 36581, Ni 34, Pb 35.2 et Zn 92.1 mg kg<sup>-1</sup>.

Sur la base de ces résultats, tous les ETM, à l'exception faite du Cr et du Ni, ont dépassé leur BV correspondante dans la croûte terrestre (tableau 26, McLennan, 2001). Les enrichissements en Cd, en Cu, en Pb et en Zn sont probablement liés à des activités anthropiques dans la zone d'étude. Cependant, conformément aux valeurs guides canadiennes sur la qualité des sols pour la protection de l'environnement et de la santé humaine (CCME, 2007) et aux seuils ou recommandations des sols européens (Gawlik and Bidoglio, 2006), les concentrations moyennes de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn dans les sols de la plaine de Mitidja Est sont inférieurs aux valeurs seuils pour les sols agricoles (tableau 26).

Les concentrations maximales de Cd, Cr, Cu, Pb et Zn sont d'environ 10.7, 1.78, 12.4, 23.1 et 6.5 fois plus élevées que leur BV respectives, ce qui suggère un risque possible pour l'écosystème dans ces zones.

Par ailleurs, en raison d'un manque d'informations sur les concentrations en ETM dans les sols agricoles de la plaine de Mitidja, les résultats ont été comparés à d'autres régions de l'Algérie et certaines parties du monde (tableau 26).

Les concentrations moyennes de Cd dans les sols de la plaine Mitidja Est sont inférieures aux concentrations moyennes rapportées pour les sols de France (Baize et *al.*, 2007), Annaba (Maas et *al.*, 2010), valeur moyenne mondiale pour les sols (Kabata-Pendias, 2011), Catalogne (Tume et *al.*, 2011), l'Angleterre et le pays de Galles (Rawlins et *al.*, 2012), le bassin d'Argolide (Kelepertzis, 2014) et Rhumel Wadi (El- Hadeff-Okki et *al.*, 2016).

Les concentrations moyennes de Pb enregistrées pour les sols urbains d'Annaba sont plus élevées que les concentrations moyennes de la présente recherche. Les concentrations moyennes de Cr, Cu, Ni et Zn dans le bassin d'Argolide (Kelepertzis, 2014) sont plus élevées que les concentrations moyennes de la plaine de Mitidja Est.

Tableau 25. Les statistiques descriptives des ETM dans les sols de la plaine de la Mitidja Est.

Variable	Minimum	Maximum	Moyenne	Median	25 <sup>th</sup>	75 <sup>th</sup>	SD	CV (%)	Skewness	Kurtosis	K-S test
					Percentile	Percentile					
Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	0.05	1.07	0.22	0.19	0.15	0.25	0.14	64.0	3.00	11.91	0.183
Cr (mg kg <sup>-1</sup> )	13.1	148	47.0	44.7	37.4	55.7	17.7	37.6	2.14	9.67	0.094
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	3.36	310	62.7	54.6	31.9	80.5	40.7	64.9	1.94	7.49	0.105
Ni (mg kg <sup>-1</sup> )	5.40	71.9	34	35	26.7	40.2	11.4	33.5	0.09	0.70	0.060*
Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	8.52	393	35.2	24.3	19.2	32.4	43.2	122	5.28	33.79	0.324
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	16.1	466	92.1	81.6	64	99.4	56.4	61.2	3.21	14.71	0.207
Fe (mg kg <sup>-1</sup> )	7934	61690	36581	37190	32272	42217	8841	24.2	-0.56	1.16	0.076*

SD = Ecart-type ; CV = Coefficient de variation ; \* P-valeur > 0.15.

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

Tableau 26. Comparaison de la concentration moyenne des éléments traces et du Fe ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) dans les sols de la plaine de la Mitidja avec d'autres régions du monde et quelques valeurs guides.

Localisation	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn	Références
Notre travail. Plaine de la Mitidja	0.22	47.0	62.7	36581	34.0	35.2	92.1	Cette étude
Algérie (Annaba)	0.44	30.9	39	24270	NA	53.1	67.5	Maas et <i>al.</i> , (2010)
Algérie (Rhumel Wadi)	1.1	63	20	ND	26	31	98	El-Hadef-El-Okki et <i>al.</i> , (2016)
Spain (Catalonia)	0.35	24.6	24	21278	22.8	23.3	76	Tume et <i>al.</i> , (2011)
Grèce (Argolida Basin)	0.54	83.1	74.7	26500	147	19.7	74.9	Kelepertzis (2014)
Scotland	NA	44.7	9.4	25500	20.5	31.8	53.8	Paterson et <i>al.</i> , (2011)
England & Wales	0.52	68	24	29000	23	81	91	Rawlins et <i>al.</i> , (2012)
France	0.39	41.6	17.4	ND	24.1	30.4	68	Baize et <i>al.</i> , (2007)
World-soil	0.41	59.5	38.9	ND	29	27	70	Kabata-Pendias (2011)
Canadian guidelines	1.4	64	63	ND	50	70	200	CCME (2007) <sup>a</sup>
European guidelines	1.5	100	100	ND	70	100	200	Gawlik and Bidoglio (2006) <sup>b</sup>
Croûte terrestre	0.1	83	25	35000	44	17	71	McLennan (2001)

ND = Non disponible.<sup>a</sup> Canadian soil quality guidelines for the protection of environment and human health.

<sup>b</sup> Threshold or guideline values in European soil and sewages sludges (pH >7).

Les concentrations moyennes de Fe observées pour les sols de la plaine Mitidja sont supérieures aux concentrations moyennes pour la région d'Annaba (Maas et *al.*, 2010), Écosse (Paterson et *al.*, 2011), Catalogne (Tume et *al.*, 2011), Angleterre et Pays de Galles (Rawlins et *al.*, 2012), et le bassin d'Argolide (Kelepertzis, 2014).

En prenant en considération les résultats du coefficient de variation (CV), Han et *al.*, (2006) ; Zhang et *al.*, (2009) ont rapporté qu'une concentration élevée accompagnée de coefficients de variation élevés suggère des sources anthropiques pour les éléments traces métalliques ; en revanche, l'élément dominé par une source naturelle présente un faible CV.

Le coefficient de variation est classé en trois niveaux basés sur les valeurs de CV suivantes (Cui et *al.*, 2011) :  $CV < 50\%$ , variation faible;  $50\% < CV < 100\%$ , variation modérée ;  $CV > 100\%$ , forte variation. Le coefficient de variation des métaux dans la zone étudiée a varié de 24.2% pour le Fe à 122% pour Pb. Selon cette classification, les métaux étudiés pourraient être divisés en trois groupes : Pb ( $CV > 100\%$ ), Zn, Cu et Cd ( $50\% < CV < 100\%$ ) et Fe, Ni, Cr ( $CV < 50\%$ ) (tableau 25). Par conséquent, le plomb, le zinc, le cadmium et le cuivre ont tendance à être affectés par les activités anthropiques, tandis que le fer, le nickel et le chrome sont le plus souvent associés à des sources naturelles.

Les concentrations de Ni et Fe ont montré des distributions normales, tandis que le Cd, Cu, Cr, Pb et Zn ont présenté une asymétrie positive, avec des valeurs d'asymétrie supérieures à 1, qui sont liées, vraisemblablement, à l'influence anthropogénique (tableau 25). Dans la même optique, les valeurs de kurtosis de tous les éléments traces métalliques étudiés sont supérieures à 1, à l'exception faite du Fe et Ni.

Les valeurs du test K-S ont confirmé que parmi tous les éléments analysés, seuls le Fe et Ni ont réussi le test de normalité (tableau 25).

### **4.3. Corrélation entre éléments traces métalliques et les concentrations en ETM et les autres propriétés du sol**

L'analyse des corrélations statistiques entre les ETM et les propriétés du sol (pH, CE, CaCO<sub>3</sub>, argile, limon, sable, matière organique et azote total) des 180 échantillons de sol composites de la plaine Mitidja est présentée dans le tableau 27. Des corrélations ont été observées entre les concentrations de métaux (Cr, Fe, Ni et Zn) et le pourcentage de la fraction de sable, à l'exception du Cd et du Cu. Le plomb a montré une corrélation statistique positive et hautement significative avec la fraction de sable ( $r = 0.21$ ;  $p < 0.01$ ). De plus, les concentrations

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

de Cu, Cr, Fe, Ni et Zn sont corrélées significativement avec la fraction limoneuse ( $p < 0.01$ ), sauf pour le Cd. Une corrélation négative et significative a été observée entre le Pb et la fraction limoneuse ( $r = -0.19$  ;  $p < 0.05$ ).

Tableau 27. Matrice de corrélation entre les éléments traces métalliques et certaines propriétés des sols de la plaine de la Mitidja Est.

	Argile	Limon	Sable	pH	CE	CaCO <sub>3</sub>	MO	Nt
<b>Cd</b>	0.08 <sup>ns</sup>	0.11 <sup>ns</sup>	-0.04 <sup>ns</sup>	0.10 <sup>ns</sup>	<b>0.25<sup>**</sup></b>	<b>0.21<sup>**</sup></b>	<b>0.22<sup>**</sup></b>	<b>0.21<sup>**</sup></b>
<b>Cu</b>	0.11 <sup>ns</sup>	<b>0.27<sup>**</sup></b>	-0.14 <sup>ns</sup>	<b>0.17<sup>*</sup></b>	0.001 <sup>ns</sup>	-0.01 <sup>ns</sup>	<b>0.15<sup>*</sup></b>	<b>0.24<sup>**</sup></b>
<b>Ni</b>	<b>0.46<sup>**</sup></b>	<b>0.56<sup>**</sup></b>	<b>-0.49<sup>**</sup></b>	<b>0.32<sup>**</sup></b>	<b>0.33<sup>**</sup></b>	<b>0.28<sup>**</sup></b>	<b>0.28<sup>**</sup></b>	<b>0.45<sup>**</sup></b>
<b>Pb</b>	0.01 <sup>ns</sup>	<b>-0.19<sup>**</sup></b>	<b>0.21<sup>**</sup></b>	-0.007 <sup>ns</sup>	<b>0.18<sup>*</sup></b>	0.02 <sup>ns</sup>	0.13 <sup>ns</sup>	0.09 <sup>ns</sup>
<b>Zn</b>	<b>0.24<sup>**</sup></b>	<b>0.16<sup>*</sup></b>	<b>-0.18<sup>*</sup></b>	<b>0.17<sup>*</sup></b>	<b>0.35<sup>**</sup></b>	<b>0.17<sup>*</sup></b>	<b>0.24<sup>**</sup></b>	<b>0.30<sup>**</sup></b>
<b>Cr</b>	<b>0.53<sup>**</sup></b>	<b>0.42<sup>**</sup></b>	<b>-0.39<sup>**</sup></b>	0.14 <sup>ns</sup>	<b>0.27<sup>**</sup></b>	0.003 <sup>ns</sup>	<b>0.32<sup>**</sup></b>	<b>0.36<sup>**</sup></b>
<b>Fe</b>	<b>0.44<sup>**</sup></b>	<b>0.38<sup>**</sup></b>	<b>-0.33<sup>**</sup></b>	<b>0.20<sup>**</sup></b>	<b>0.29<sup>**</sup></b>	0.13 <sup>ns</sup>	<b>0.18<sup>*</sup></b>	<b>0.40<sup>**</sup></b>

\* $p < 0.05$  ; \*\* $p \leq 0.01$  ; ns : non significatif.

La teneur en argile a montré une corrélation positive et significative avec tous les métaux, exception faite pour le Cd, Cu et Pb. Plus précisément, on observe que le Ni, Cr et Fe présentent une corrélation statistique positive et très hautement significative avec l'argile ( $0.4 < r < 0.7$ ;  $p < 0.01$ ), alors que le Zn montre une corrélation faible mais qui reste cependant très significative avec la fraction argileuse ( $r = 0.24$   $p < 0.01$ ).

La corrélation significative ( $p < 0.01$ ) entre la concentration en Ni, Zn et Cr et la fraction argileuse est probablement due à l'affinité de ces métaux pour les minéraux argileux (Alloway, 2012). Les argiles sont une source importante de charges électro-négatives dans le sol et sont donc une phase solide importante pour la rétention des ETM.

Le plomb n'a montré aucune corrélation avec la teneur en argile, ce qui indique que des facteurs anthropiques tels que les émissions de trafic routier et le plomb atmosphérique provenant de sources industrielles contribuent à sa dynamique dans le sol. Ces résultats concordent avec les études de Zhang et *al.*, (2008) dans la province de Guangdong et Tume et *al.*, (2011) dans les sols de la Catalogne centrale.

Le pH du sol n'a aucune corrélation avec les concentrations de Cd, Cr et Pb ( $p > 0.05$ ), mais il a une faible corrélation avec les concentrations de Cu, Ni, Zn et Fe ( $r < 0.4$ ). Le pH relativement élevé du sol (moyenne 7.84) et sa gamme étroite (6.98 – 8.55) limitent son éventuel effet. Ceci est confirmé par les résultats de Tume et *al.*, (2006) qui ont indiqué que le

pH avait peu d'influence sur le comportement des éléments traces dans les sols de Sant Clément. Eze et *al.*, (2010) n'ont trouvé aucune corrélation significative entre le pH et la distribution des ETM dans les sols de la plaine d'Accra. La relation entre le pH du sol et l'accumulation des ETM peut être déterminée par l'origine et l'âge du matériau parental ainsi que par la nature et le degré d'impact anthropique (Kazlauskaite-Jadzevice et *al.*, 2014).

Cette étude a montré qu'il existe une corrélation statistique positive et hautement significative entre la conductivité électrique et la concentration de Cd, Cr, Fe, Ni, Zn ( $p < 0.01$ ) et significative avec le Pb ( $p < 0.05$ ), sauf pour le Cu ( $p > 0.05$ ). Bien que les sols ne soient pas formellement salins, il semble que l'augmentation de la concentration des sels dans le sol se traduit par une augmentation de la concentration en Cd, Cr, Fe, Ni, Pb et Zn. Il a été démontré que la salinisation peut augmenter la mobilisation des ETM par la formation de complexes de chlorure solubles (Ondrasek et *al.*, 2009).

Le calcaire est corrélé positivement et significativement avec les concentrations de Cd, Ni et Zn. Il a été rapporté que les éléments traces peuvent co-précipiter ou bien être incorporés dans la structure des carbonates (Kabata-Pendias, 2011). Sur la base de ces résultats, les sources de Cu, Cr, Fe et Pb sont autres que les carbonates métalliques.

La matière organique du sol a montré une corrélation positive très significative avec le Cd, Ni, Zn et Cr ( $p < 0.01$ ) et une corrélation positive significative avec le Cu et Fe ( $p < 0.05$ ) sauf pour le Pb, ce qui laisse envisager une éventuelle rétention des métaux par complexation avec la matière organique (Marchand et *al.*, 2011). Tume et *al.*, (2011) ont rapporté que les concentrations de la plupart des ETM (Cr, Ni, Pb, Zn et Fe) dans les sols de la Catalogne centrale ont présenté une corrélation statistique significative avec la matière organique. Les substances organiques ont une densité de charge superficielle la plus élevée et sont donc les adsorbants les plus réactifs vis-à-vis des éléments traces métalliques (Zovko and Romić 2011).

Tous les ETM examinés sont positivement corrélés avec la teneur totale en azote ( $p < 0.01$ ), à l'exception faite du Pb, ce résultat suggère une augmentation de la concentration des ETM avec l'augmentation de la teneur totale en azote. Ce résultat est peut-être lié à l'utilisation importante d'engrais azotés dans les sols étudiés (Khouli and Djabri 2011). Alloway (2012) a rapporté que les engrais à base de nitrate contiennent entre 0.05 - 8.5 Cd, 3 -19 Cr, 1-15 Cu, 7-38 Ni et 1- 42  $\text{mg kg}^{-1}$  Zn.

Les coefficients de corrélation entre les concentrations des ETM dans la zone étudiée sont présentés dans le tableau 28. Ces relations fournissent des informations sur les sources et les

voies de transfert des éléments traces métalliques. Une corrélation positive et hautement significative a été trouvée entre le Ni et le Fe ( $r = 0.72$ ), le Cr et le Fe ( $r = 0.57$ ), le Zn et le Fe ( $r = 0.53$ ), le Cd et le Fe ( $r = 0.31$ ), le Cu et le Fe ( $r = 0.32$ ), et le Pb et Fe ( $r = 0.22$ ) au niveau  $p < 0.01$ . Ces résultats suggèrent que la distribution de ces éléments dans la zone d'étude est contrôlée, en partie, par le même facteur.

Tableau 28. Matrice de corrélation entre les éléments traces métalliques dans les sols de la plaine de la Mitidja.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cr	Fe
Cd	1						
Cu	<b>0.36**</b>	1					
Ni	<b>0.19*</b>	<b>0.45**</b>	1				
Pb	<b>0.66**</b>	<b>0.18*</b>	0.04 <sup>ns</sup>	1			
Zn	<b>0.75**</b>	<b>0.37**</b>	<b>0.48**</b>	<b>0.64**</b>	1		
Cr	<b>0.19*</b>	<b>0.35**</b>	<b>0.80**</b>	<b>0.15*</b>	<b>0.48**</b>	1	
Fe	<b>0.31**</b>	<b>0.32**</b>	<b>0.72**</b>	<b>0.22**</b>	<b>0.53**</b>	<b>0.57**</b>	1

\* $p < 0.05$  ; \*\* $p \leq 0.01$

Tume et *al.*, (2011) ont mis en évidence une bonne corrélation entre les concentrations de Cd, Ni, Zn, Pb, Cu, Cr et Fe dans les sols de Catalogne. Ceci peut être expliqué par le fait que les ETM sont associés aux oxydes de fer. Le Fe a été utilisé comme indicateur de l'occurrence naturelle des ETM dans les sols de Belgique (Lienard et *al.*, 2014).

La corrélation hautement significative et positive entre les concentrations de Ni et de Cr ( $r = 0.80$  ;  $p < 0.01$ ) reflète leur caractère pédogénétique. Le plomb n'a montré aucune corrélation avec le Ni, ce qui indique que ces éléments proviennent de sources différentes.

La corrélation observée entre le Cr, Ni et le Fe pourrait être associée à leur comportement chimique similaire car ils forment le groupe des éléments sidérophiles. Ce résultat est confirmé par les données précédemment publiées par Tume et *al.*, (2006) pour les sols de Sant Climent et Sipos et *al.*, (2014) pour les sols en Hongrie, qui ont montré un contrôle lithogénique sur les distributions de Cr et de Ni dans les sols.

Par ailleurs, une corrélation positive et significative a été trouvée entre le Cd et le Cr ( $r = 0.19$  ;  $p < 0.05$ ) et le Cd et le Ni ( $r = 0.19$  ;  $p < 0.05$ ). Toutefois, il est noté une association faible entre ces éléments.

Ce résultat suggère que les concentrations de Cd dans certains points d'échantillonnage proviennent de sources différentes que le Ni et le Cr. En revanche, le Cd est corrélé positivement et hautement significativement au Pb ( $r = 0.66, p < 0.01$ ) et au Zn ( $0.75 ; p < 0.01$ ).

Ces trois éléments forment le groupe des chalcophiles et leurs associations pourraient être attribuées aux mêmes sources. Ces résultats sont similaires à ceux trouvés par Zhang *et al.*, (2009) qui ont rapporté une forte corrélation entre le Cd et le Pb et le Zn dans les sols du comté de Fuyang.

#### 4.4. Etude de la distribution spatiale et évaluation de la contamination

Les profils de distribution spatiale des éléments traces métalliques et du Fe dans les sols de la plaine Mitidja Est sont présentés dans les figures 29 et 30. Ils ont été utilisés pour identifier les zones enrichies. Sur la base des cartes géochimiques des ETM, divers hot spots (points chauds) ont été identifiés. Le patron de distribution spatiale de Cd a montré que la zone hot spot est située dans la partie Nord de la plaine de Mitidja (figure 29a). La cartographie de la distribution du cuivre a révélé des valeurs maximales avec une variabilité élevée dans les sols agricoles à la fois dans les zones rurales et urbaines (figure 29b).

La plus forte concentration de Cu ( $310 \text{ mg kg}^{-1}$ ) a été trouvée dans la partie Sud de la plaine à la jonction entre les communes de Meftah et Hammadi. Elle est, probablement, attribuée à l'utilisation massive d'engrais et de pesticides dans la zone étudiée (Khouli and Djabri, 2011 ; Lebig and Ait-amar 2013).

Cependant, certaines activités industrielles observées dans la commune de Meftah, comme par exemple la cimenterie, peuvent également contribuer à la concentration du Cu dans le sol (Laribi and Saidani 2016). Alloway (2012) a signalé que les sols de vergers de pommiers en Virginie, aux États-Unis, traités avec des fongicides et des insecticides, contiennent  $26.3 \text{ mg kg}^{-1}$  de Cu et  $59.3 \text{ mg kg}^{-1}$  de Zn (valeurs médianes). Les concentrations maximales pour le Cu et le Zn étaient respectivement de  $156 \text{ mg kg}^{-1}$  et  $220 \text{ mg kg}^{-1}$ .

La distribution de Pb et Zn a montré des tendances similaires à celles du Cd, avec de fortes concentrations aux alentours des zones industrielles et urbaines d'El Harrach, Dar El Baida et une partie de la commune de Rouïba (fig. 29c, d). Ces résultats confirment ceux obtenus avec l'analyse statistique où des corrélations très hautement significatives ont été obtenues entre ces métaux ( $0.6 < r < 0.8 ; p < 0.01$ ). La distribution du Cd, Pb et Zn dans la zone étudiée est contrôlée par le facteur anthropique.

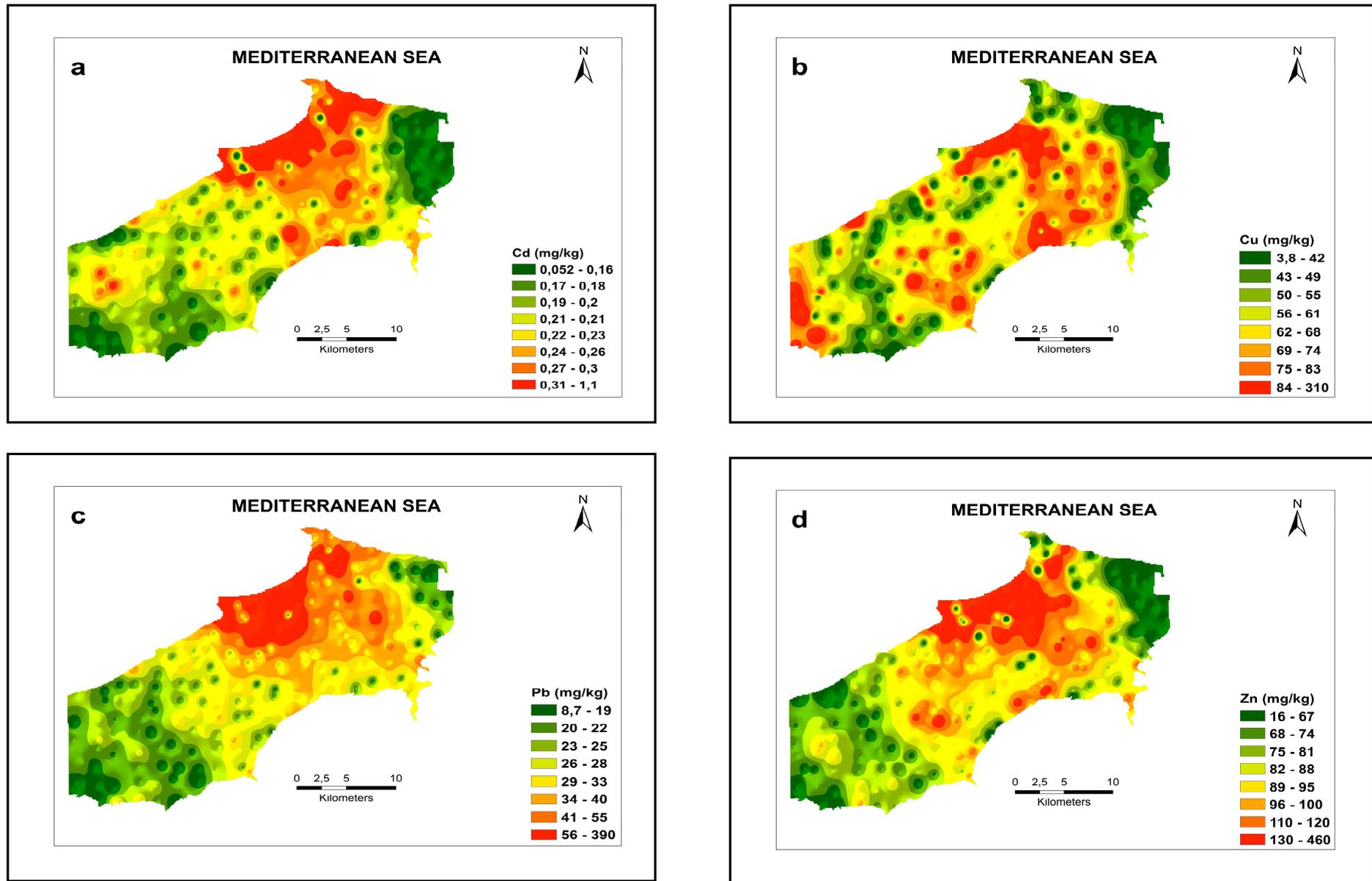


Figure 29 : Cartes de répartition spatiale du Cd (a), Cu (b), Pb (C), et Zn (d) dans les sols de la plaine de la Mitidja Est.

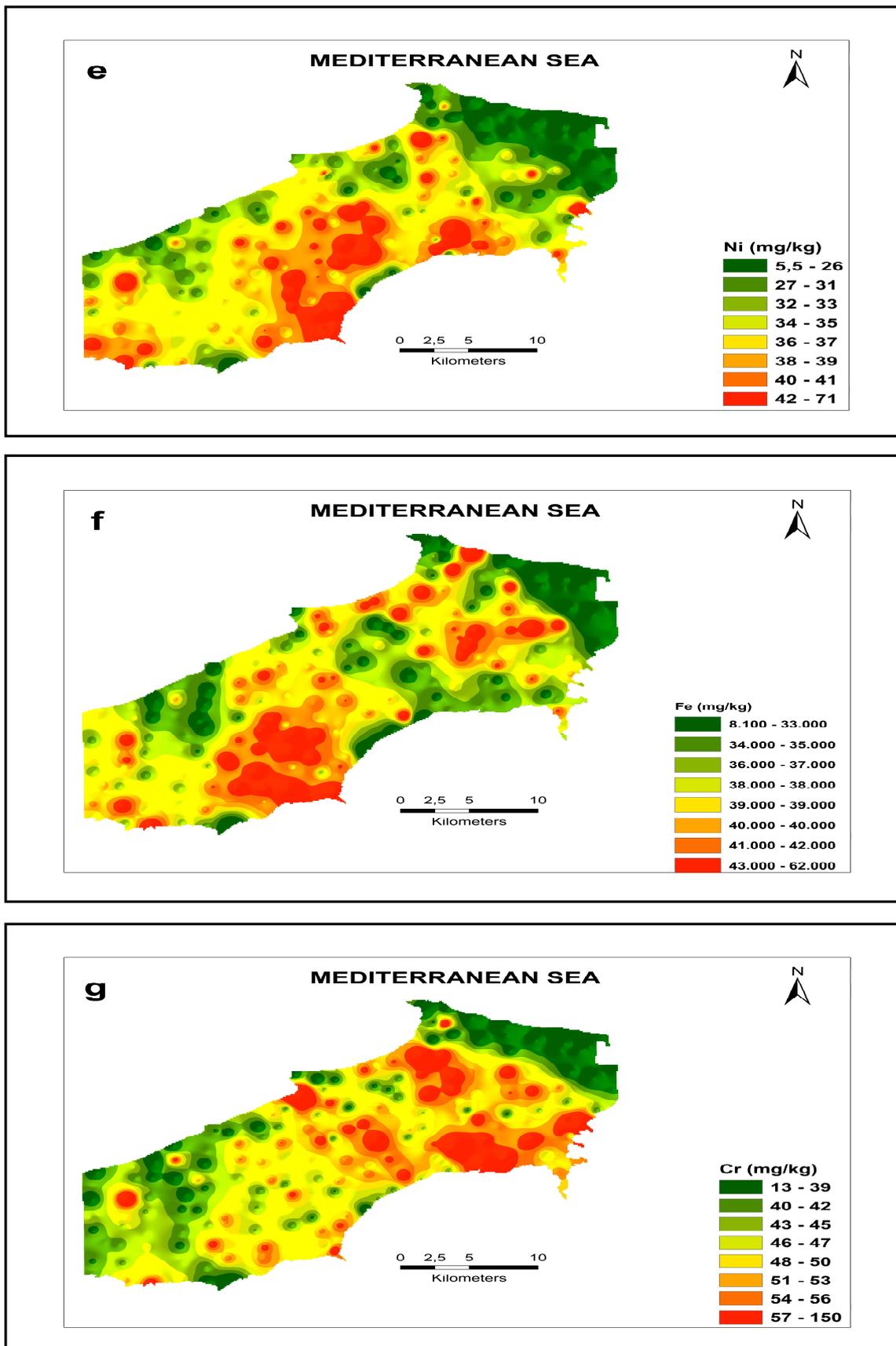


Figure 30 : Cartes de répartition spatiale du Ni (e), Fe (f) et Cr (g) dans les sols de la plaine de la Mitidja Est.

Le nickel et le Fe ont montré une tendance de distribution similaire sur une grande surface (fig. 30e, f). La zone à l'Est de la plaine a révélé les plus faibles concentrations de ces métaux.

En ce qui concerne le Cr, les zones sensibles sont principalement réparties entre les communes de Bordj El Kiffan, de Dar El Beida, de Rouïba, et entre les communes de Khemis El Khechna et Hammadi (fig. 30g). La plus forte concentration de Cr est enregistrée au centre de la commune d'El Harrach.

Comme il a été observé pour le Ni et le Fe, les plus faibles concentrations de Cr ont été observées à l'est de la plaine. Dans cette partie, il y a de faibles concentrations d'argile et de matière organique dans le sol, ce qui démontre que ces propriétés influencent la dynamique de ces éléments.

Les résultats du facteur d'enrichissement (FE) pour les éléments traces métalliques sont compris entre 0.63 – 11.55 (Cd), entre 0.14 – 2.05 (Cr), entre 0.35 – 12.80 (Cu), 0.26 – 1.68 (Ni), entre 0.58 – 25.45 (Pb) et 0.44 – 7.54 (Zn), respectivement. Sur la base de la classification utilisée par Hussain et *al.*, (2015) ; Sun et *al.*, (2016) et les valeurs moyennes du FE pour les ETM, le Cd, le Cu et le Pb indiquent un enrichissement modéré (2-5).

Le facteur d'enrichissement du Zn se situe entre 1 et 2, ce qui suggère un enrichissement minimal. Enfin le Ni et le Cr présentent un FE moyen  $\leq 1$ , traduisant une origine lithogénique. Ces observations concordent avec les travaux de Wu et *al.*, (2014). Ces auteurs ont signalé que la région de Jiangxi, en Chine, est enrichie en Cd, Cu, Pb et Zn. La distribution des valeurs du FE pour les différents ETM rapportées ci-dessus indique l'ordre décroissant suivant :

$$\text{Cu (2.47)} > \text{Cd (2.22)} > \text{Pb (2.08)} > \text{Zn (1.26)} > \text{Ni (0.74)} > \text{Cr (0.56)}.$$

Les valeurs de l'indice de pollution (IP) sont : Cd 0.52 - 10.68, Cr 0.16 - 1.78, Cu 0.13 - 12.41, Ni 0.12 - 1.63, Pb 0.50 - 23.1 et Zn 0.23 - 6.57. La valeur moyenne de l'IP pour les différents ETM dans les sols de la plaine de la Mitidja Est suit la séquence suivante :

$$\text{Cu (2.51)} > \text{Cd (2.23)} > \text{Pb (2.07)} > \text{Zn (1.3)} > \text{Ni (0.77)} > \text{Cr (0.57)}.$$

Les résultats de l'IP ont montré que le Cu, le Cd, le Pb et le Zn sont modérément influencés par les activités anthropiques, à l'exception faite du Ni et du Cr. Ces résultats corroborent les résultats du facteur d'enrichissement FE qui ont déjà révélé un enrichissement des sols par ces éléments. Le calcul de l'indice de pollution intégré (IPI) qui prend en considération tous les ETM analysés, a montré des valeurs comprises entre 0.43 à 5.76, avec

une valeur moyenne de 1.57. Environ 17% des échantillons ont été classés comme ayant un faible niveau de contamination, avec des IPI  $\leq 1$ .

Environ 70% des échantillons ont révélé des niveaux de contamination modérés avec des IPI qui se situent entre 1 et 2, et finalement 13% de tous les échantillons ont été fortement contaminés par les ETM, avec des valeurs IPI supérieures à 2. Globalement, la zone d'étude a mis en évidence une contamination modérée. Il est constaté que plus de 70% de la contamination modérée observée dans la zone d'étude est expliquée par les concentrations de Cu, de Cd, de Pb et de Zn.

En comparaison avec d'autres travaux, la valeur moyenne de l'IPI obtenue pour les sols de la plaine de la Mitidja est similaire à celle rapportée pour les sols urbains de Yibin City (moyenne 1.6, Guo et *al.*, 2012) et inférieure à celle des sols urbains de Beijing (moyenne 2.21, Chen et *al.*, 2005). La distribution spatiale de l'IPI est illustrée dans la figure 31.

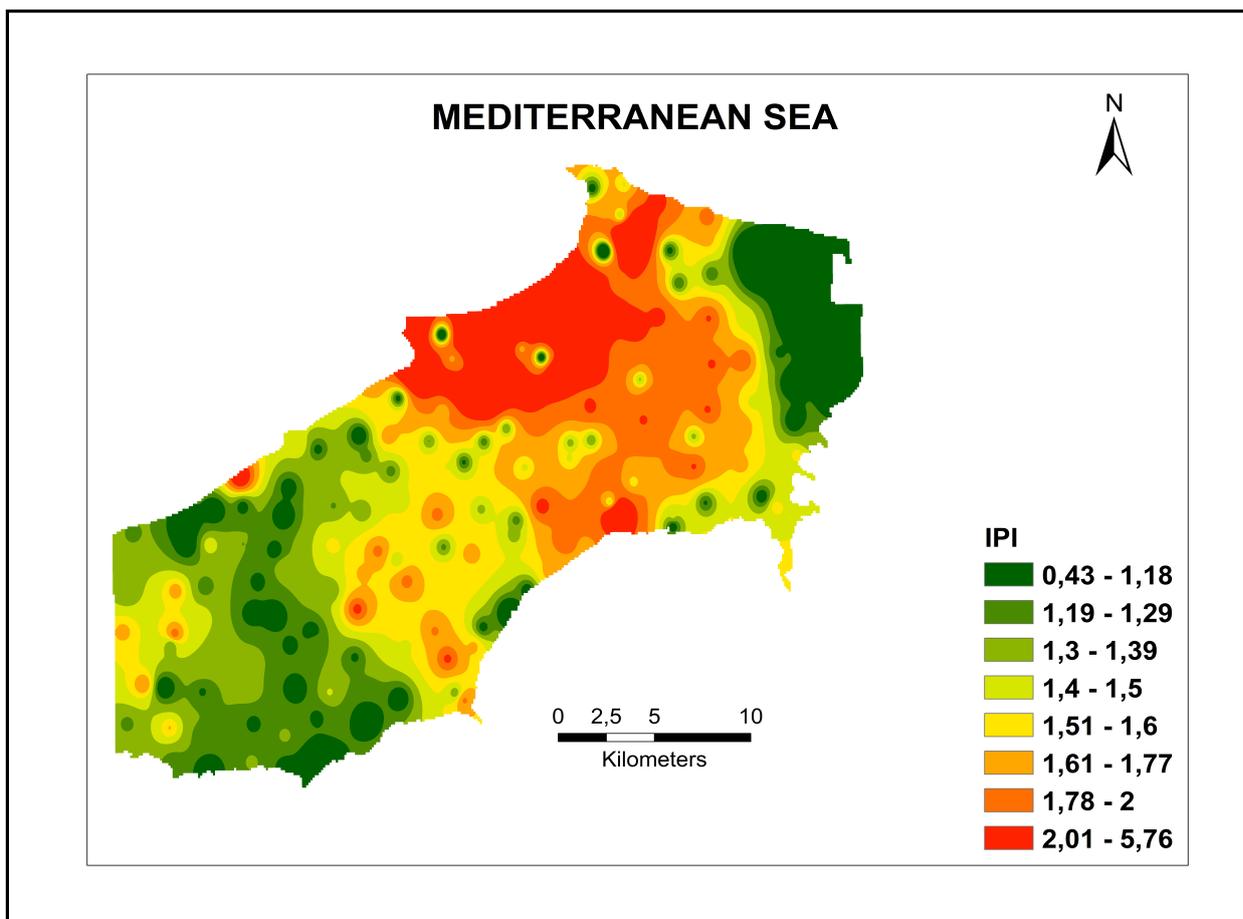


Figure 31 : Distribution spatiale de l'indice de pollution intégré (IPI) des éléments traces métalliques dans les sols de la plaine de la Mitidja.

De l'examen de la figure 31, il ressort que les sols avec les niveaux de pollution en ETM les plus faibles sont observés, principalement, dans la partie Nord-est de la plaine. Ceci pourrait être attribué au matériel pédogénétique. Les sols les plus pollués par des éléments traces métalliques ont été identifiés au nord de la plaine de la Mitidja, notamment près des zones industrielles et urbaines des communes d'El Harrach, Dar El Beida et une partie de Rouïba.

Les activités industrielles incluent la production de plastiques, hydrocarbures, pétrochimie, l'acier, le ciment, les matériaux de construction, les produits pharmaceutiques et les composants électroniques. Les retombées atmosphériques provenant des émissions industrielles et urbaines constituent une source possible de ces ETM dans la zone étudiée.

Alloway (2012) a souligné que les dépôts atmosphériques constituent la forme de contamination la plus étendue, car les ETM une fois dans l'air, ils sont transportés sur de très longues distances, bien qu'une contamination élevée de ce type, à tendance à être plus localisée. Maas et *al.*, (2010) ont rapporté que la forte concentration de Pb observée dans les sols de la ville d'Annaba en Algérie était associée au trafic routier et à l'essence au plomb encore largement utilisée dans le pays (<http://www.mem-lgeria.org/francais/index.php?page=tarification-des-produits-petroliers-reglementes>).

En outre, il convient de souligner que seules quelques unités industrielles disposent d'une station d'épuration et que les rejets des eaux usées dans le compartiment eau peuvent, également, être une source de Cu, Pb et Zn dans la zone d'étude (Benamar et *al.*, 1999; Benouar, 2002). L'utilisation de ces eaux à des fins d'irrigation peut enrichir le milieu en ces éléments.

#### 4.5. Evaluation des sources des éléments traces métalliques

L'Analyse des Composantes Principales est un outil d'analyse statistique multivariée utilisé pour extraire des informations latentes à partir de données multidimensionnelles. Les résultats obtenus sont consignés dans le tableau 29. Les chargements ayant une valeur > 0.70 sont marqués en gras. Les résultats indiquent que trois composantes expliquent 84.7% de la variance totale des paramètres.

La première composante principale (PC1) explique 36.5% de la variance totale, elle est dominée par le Ni (0.92), le Cr (0.86) et le Fe (0.81). Ces résultats indiquent que la distribution du Ni, Cr et Fe dans la zone d'étude dépend probablement du facteur lithogénique et de la pédogénèse.

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

Tableau 29. Total de la variance expliquée et matrice des composantes pour les éléments traces métalliques étudiés dans les sols.

<i>Composantes</i>	<i>Valeurs propres initiales</i>			<i>Somme des extractions</i>			<i>Somme des extractions après rotation</i>		
	Total	% of variance	Cumulé (%)	Total	% of variance	Cumulé (%)	Total	% of variance	Cumulé (%)
1	3.563	50.9	50.9	3.563	50.9	50.9	2.556	36.5	36.5
2	1.614	23.1	74	1.614	23.1	74	2.315	33.1	69.6
3	0.750	10.7	84.7	0.750	10.7	<b>84.7</b>	1.056	15.1	<b>84.7</b>
4	0.431	6.2	90.9						
5	0.328	4.7	95.6						
6	0.173	2.5	98.1						
7	0.138	2	100						

<i>Elément</i>	<i>Matrice des composantes</i>			<i>Matrice des composantes après rotation</i>		
	<b>PC 1</b>	<b>PC 2</b>	<b>PC 3</b>	<b>PC 1</b>	<b>PC 2</b>	<b>PC 3</b>
<b>Cd</b>	0.681	-0.609	-0.080	0.094	<b>-0.879</b>	-0.244
<b>Cu</b>	0.589	0.099	-0.791	0.244	-0.171	<b>-0.945</b>
<b>Ni</b>	0.765	0.567	0.053	<b>0.920</b>	-0.028	-0.250
<b>Pb</b>	0.550	-0.699	0.151	0.015	<b>-0.902</b>	0.024
<b>Zn</b>	0.863	-0.322	0.123	0.465	-0.793	-0.137
<b>Cr</b>	0.735	0.470	0.151	<b>0.869</b>	-0.099	-0.139
<b>Fe</b>	0.761	0.315	0.236	<b>0.818</b>	-0.247	-0.054

Méthode d'extraction : Analyse en Composantes Principales ; Méthode de rotation : Varimax.

Le chrome est défini comme étant un élément lithophile et le Ni et le Fe comme des éléments sidérophiles. Une forte corrélation positive très hautement significative a été obtenue entre le Ni-Cr et le Ni-Fe ( $r > 0.7$  ;  $p < 0.01$ ). Cette association est souvent utilisée pour distinguer entre les niveaux naturels et anthropiques des éléments traces métalliques.

Globalement, la variabilité du Cr, Fe et Ni dans les sols de la plaine de la Mitidja Est semble être contrôlée, principalement, par le matériel parental du sol. Ces résultats vont de pair avec les résultats du facteur d'enrichissements et de l'indice de pollution et renforcent donc leur caractère pédogénétique. Des résultats similaires ont été obtenus par Huang *et al.*, (2013) ; Kelepertzis, (2014).

La distribution spatiale des valeurs du facteur 1 indique que les scores les plus élevés ont été trouvés principalement dans les parties centrales et Sud-ouest de la plaine (fig. 32a).

Des chargements relativement plus faibles de Cd, Cu, Pb et Zn dans le PC1 reflètent que d'autres sources sont à l'origine de ces éléments dans la zone d'étude. La deuxième composante principale (PC2) comprend le Pb, Cd et Zn. Elle explique 33.1% de la variance totale et est dominée par des charges négatives pour le Cd (-0.87), Pb (-0.90) et Zn (-0.79).

Ces résultats suggèrent que le statut de ces métaux est influencé par les activités anthropiques notamment l'industrialisation et l'urbanisation au sein de la plaine de la Mitidja. En effet, l'étude de la distribution spatiale des valeurs de score du facteur 2 a montré des concentrations élevées en ETM dans les sites d'échantillonnage de scores négatifs élevés. Elles correspondent aux zones industrielles et urbaines (nord de la plaine) (fig. 32b).

Les concentrations moyennes de Cd, Pb et Zn sont plus élevées que leur valeur de fond géochimique naturel et leurs coefficients de variation sont élevés ( $CV > 60\%$ ). En outre, ce groupe des éléments traces métalliques a révélé un degré de contamination modéré dans les sols de la plaine de la Mitidja. Comme il a été mentionné précédemment, les retombées atmosphériques de particules provenant des émissions industrielles et du trafic routier peuvent être la source de ces éléments dans la zone étude.

La troisième composante principale (PC3) explique 15.1% de la variance totale et est dominée par le cuivre (-0,94). Les intrants agricoles peuvent être à l'origine de cet élément. Le facteur d'enrichissement du Cu varie de 0.35 à 12.8 avec une moyenne de 2.47. Le cuivre est classé comme élément modérément enrichi dans la zone d'étude. Le coefficient de variation élevé de Cu ( $CV = 64.9\%$ ) indique que la distribution du Cu dans les sols n'est pas homogène dans la plaine de la Mitidja.

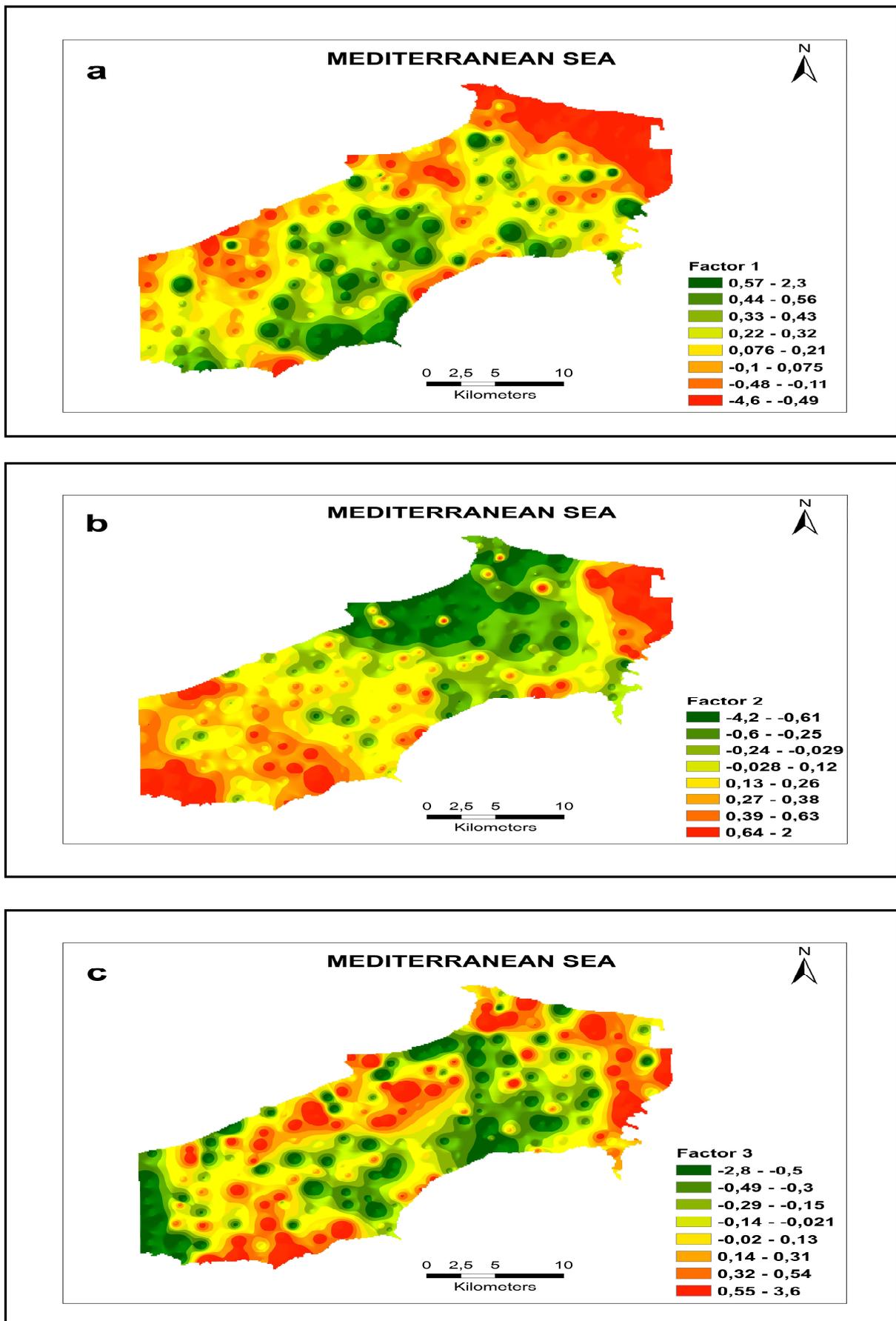


Figure 32 : Distribution spatiale des principaux facteurs (PC1 (a), PC2 (b), et PC3 (c)).

Ces résultats suggèrent que les activités anthropiques ont contribué à l'accumulation du Cu dans les sols. Lorsque les scores factoriels sont projetés sur la carte, la distribution spatiale du facteur 3 est très diffuse dans toutes les directions (Nord - Sud- Ouest) avec plusieurs scores négatifs élevés, traduisant des origines mixtes (géogéniques et anthropiques) (fig. 32c). La valeur de score la plus élevée correspond, parfaitement, à des zones agricoles (-2.8).

Les sources anthropiques du Cu dans la zone d'étude pourraient être dues à l'utilisation massive d'engrais et de pesticides (Khouli and Djabri 2011 ; Lebig and Ait-amar 2013). Bien que ces résultats attestent aussi d'une origine anthropogénique, néanmoins, les résultats de cette recherche révèlent que les sources de Cu sont différentes de celles de Cd, Pb et Zn.

Nanos and Martin (2012) ont signalé que l'identification de la source des ETM dans le sol n'est pas simple puisque plusieurs apports d'origine anthropique ou naturelle contribuent à leur concentration. La contamination du sol dans la région d'Alger résulte principalement de l'utilisation de produits agrochimiques (pesticides et engrais) et de déchets industriels et urbains (Benouar, 2002 ; Khouli and Djabri 2011 ; Lebig and Ait-amar 2013).

D'après les résultats obtenus (là où les concentrations élevées ont été observées dans le sol), une attention particulière devrait être accordée à la réduction de l'accumulation de Cd, Cu, Pb et Zn des sources anthropiques. On peut s'attendre à ce que les ETM provenant de sources anthropiques soient plus mobiles que les métaux d'origine lithogénique et, par conséquent, présentent des risques accrus pour la santé humaine à partir de la chaîne alimentaire.

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) a été réalisée pour classer les sources des ETM sur la base de similarités dans leurs propriétés chimiques (fig. 33).

Deux groupes et une branche distincte avec différentes associations géochimiques ont été identifiés à partir du dendrogramme de la CAH. Les similitudes entre Cd, Zn et Pb qui forment le premier groupe peuvent être considérés comme résultant d'une composante anthropique.

Les résultats de la CAH sont confirmés par l'indice de pollution, où Cd, Pb et Zn ont montré  $1 < IP < 3$ , ce qui suggère une contamination modérée par ces éléments.

Le groupe 2 est formé par le Ni, le Cr et le Fe. Sur la base des indices géochimiques calculés (FE et IP), les concentrations de ces métaux dans les sols de la plaine de la Mitidja sont contrôlées, exclusivement, par des processus lithogéniques et pédogénétiques. Le cuivre forme une branche indépendante distincte. El Hadeef-El-Okki et *al.*, (2016) ont mis en évidence que le Cd, le Cu, le Pb et le Zn sont enrichis dans les sols de l'oued Rhumel en Algérie.

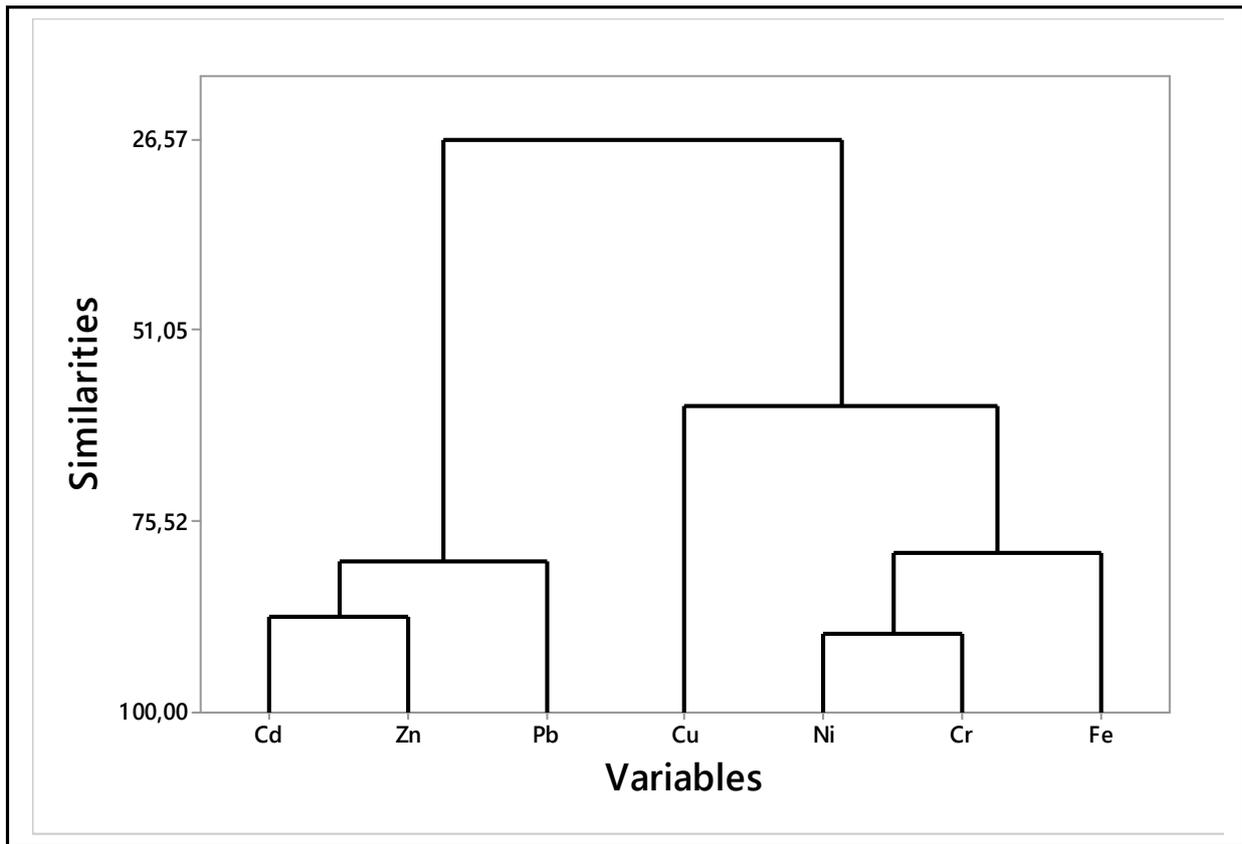


Figure 33 : Dendrogramme obtenu par l'Analyse de la Classification Ascendante Hiérarchique des éléments traces métalliques dans les sols.

La distribution des éléments traces métalliques varie en fonction de la géologie et de l'activité anthropique. Les résultats de la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) sont en accord avec les résultats de l'Analyse en Composantes Principales (PCA) ; ils mettent en exergue trois sources différentes pour les ETM dans les sols de la plaine de la Mitidja.

#### 4.6. Conclusion

Les concentrations de Cd, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb et Zn dans les 180 échantillons composites de sol collectés dans la plaine de la Mitidja Est ont été examinés. Le degré de contamination et les sources des ETM dans les sols ont été évalués en utilisant divers indices géochimiques, en l'occurrence, le facteur d'enrichissement, l'indice de pollution et l'indice de pollution intégré en combinaison avec des statistiques multivariées et des systèmes d'information géographiques (SIG).

Les concentrations des éléments traces ont suivi l'ordre décroissant suivant: Fe >>> Zn > Cu > Cr > Pb > Ni >> Cd. Les concentrations moyennes de Cd, Cu, Pb et Zn dans les sols sont supérieures aux valeurs du fond géochimique naturel, ce qui suggère une contamination du sol

par ces métaux. En revanche, les concentrations moyennes de Cr et de Ni ne dépassent pas leurs valeurs en fond géochimique naturel.

Il apparaît donc que le facteur naturel est le processus qui contrôle le plus la distribution du Cr et du Ni dans la zone d'étude. Environ 70% et 13% des échantillons de sol sont modérément ( $1 < IPI \leq 2$ ) et fortement contaminés ( $IPI > 2$ ) en ETM, respectivement. Divers hot spots ont été contaminés par des ETM, ce qui atteste d'une influence humaine. Parmi les éléments étudiés, le Cr et le Ni ne montrent aucun enrichissement, tandis que le Cd, le Cu, le Pb et le Zn sont enrichis dans la zone d'étude.

Sur la base des analyses statistiques multivariées et de l'examen des distributions spatiales des composantes principales (PC1, PC2 et PC3), les résultats indiquent que le Cd, le Pb et le Zn dans les sols sont, principalement, influencés par des activités anthropiques telles que l'influence industrielle et urbaine et les retombées atmosphériques. Le Cr, le Ni et le Fe sont contrôlés par une source lithogénique naturelle provenant du processus d'altération de la roche mère et de l'évolution du sol.

Dans le cas du Cu, cet élément a été influencé à la fois par des sources lithogéniques et anthropiques. La source anthropique de Cu s'expliquerait notamment par l'utilisation d'engrais et de pesticides.

### 5. Estimation des concentrations en fond ambiant et détection de valeurs anormales en éléments traces métalliques dans les sols de la plaine de la Mitidja Est.

#### Résumé

L'objectif principal de ce présent travail est de déterminer les valeurs du fond ambiant et ou les valeurs de référence en éléments traces métalliques dans les sols de la plaine de la Mitidja Est. Pour ce faire, 180 échantillons composites ont été prélevés de façon stratifiée aléatoire et les concentrations en Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn ont été déterminées par spectrométrie avec plasma à couplage inductif (ICP).

Des approches statistiques en l'occurrence les statistiques descriptives et les équations de régression linéaires ont été mises en évidence dans le but de déterminer les valeurs limites supérieures de fond ambiant en ETM. Cependant, préalablement aux analyses statistiques, les valeurs anormales ont été identifiées dans la population étudiée par le biais de la méthode de la vibrissée de Tukey et éliminées des différents traitements.

Les résultats obtenus montrent que les valeurs de référence sont de  $0.3 \text{ mg kg}^{-1}$  pour le Cd,  $62 \text{ mg kg}^{-1}$  pour le Cr,  $150.5 \text{ mg kg}^{-1}$  pour le Cu,  $45589.6 \text{ mg kg}^{-1}$  pour le Fe,  $47.7 \text{ mg kg}^{-1}$  pour le Ni,  $33 \text{ mg kg}^{-1}$  pour le Pb et  $115.5 \text{ mg kg}^{-1}$  pour le Zn. Ces niveaux de concentration de fond ambiant dépendent principalement du fond pédogéochimique naturel mais ils sont également influencés par des contaminations diffuses, notamment les retombées atmosphériques. Les résultats de la présente étude permettront de détecter la présence d'une éventuelle contamination métallique ponctuelle et la mise en œuvre d'actions appropriées de protection de la qualité du sol.

#### 5.1. Introduction

Les éléments traces métalliques présents dans les sols sont hérités des roches mères plus ou moins modifiés ensuite par l'évolution pédogénétique (Baize, 1997; Baize, 2009), mais aussi des activités anthropiques telles que les apports atmosphériques d'origine lointaine, activités minières et industrielles, utilisation des boues de station d'épuration et l'usage de fertilisants et pesticides (Lienard et al., 2011 ; Huang et al., 2013 ; Lienard et al., 2014).

En géochimie d'exploration, les valeurs des ETM comprises dans la fourchette [moyenne  $\pm 2\sigma$ ] étaient souvent définies comme fond géochimique, en considérant que le fond est une gamme de variation et non pas une valeur absolue (Hawkes and Webb, 1962). La valeur exacte de la moyenne + 2  $\sigma$  est utilisée par les chercheurs comme valeur seuil ou référence.

En géochimie environnementale, le fond géochimique est utilisé à des fins de différenciation de la part anthropique des éléments traces métalliques présents dans les sols de celle présente naturellement (Matschullat et *al.*, 2000), ou pour définir des niveaux d'action dans la législation environnementale ou pour des objectifs de traitement.

Aujourd'hui, les horizons de surface des sols agricoles ne permettent pas d'évaluer ces fonds naturels, puisqu'ils sont touchés par des contaminations diffuses (d'origines agricoles et atmosphériques) plus ou moins fortes (ISO, 2005 ; Mathieu et *al.*, 2008), mais aussi par l'exportation des cultures et l'érosion des sols.

Cette dynamique complexe des éléments traces métalliques rend très difficile l'évaluation du fond naturel. En effet, Reimann and Garrett (2005) mettent en évidence que le fond géochimique naturel n'existe plus sur cette planète en raison de l'influence humaine. C'est pourquoi, l'expression de concentration en fond ambiant ou concentration de fond habituel, également appelée teneur agricole habituelle ou bien concentrations couramment observées dans les sols est alors utilisée pour caractériser la contribution des activités humaines (Tume et *al.*, 2006 ; Zhao et *al.*, 2007 ; Zhang et *al.*, 2008).

La fraction anthropique de la concentration de fond ambiant est constituée principalement par les contaminations diffuses, notamment les retombées atmosphériques et l'utilisation agricole d'amendements et de fertilisants, en l'absence de pollutions ou contaminations majeures localisées (industrielles ou minières) (ISO, 2005). Dans ce présent travail, le concept de fond ambiant est utilisé dans le même sens que celui de bruit de fond défini par la norme ISO (2005). Le ratio entre la fraction pédo-géochimique et la fraction anthropique varie en fonction de l'élément considéré, du type de sol, de l'occupation du sol, et de la nature et l'extension des impacts externes.

En l'absence de valeurs de référence réglementaires, de nombreux chercheurs s'accordent sur la nécessité d'établir des référentiels à partir des concentrations usuelles mesurées dans les sols (Mathieu et *al.*, 2008) qui serviront de base pour la protection des sols. La connaissance de ces valeurs à l'échelle locale ou régionale est un préalable nécessaire pour

évaluer l'état de contamination des sols en éléments traces métalliques (ISO, 2005 ; Ballesta et *al.*, 2010).

Toute valeur en élément trace métallique très largement supérieure à cette teneur pourra être considérée comme anormale, et suspectée soit de contamination locale d'origine anthropique, soit d'une teneur d'origine naturelle anormalement élevée à cause de son contexte pédogéologique ponctuel, soit de l'addition des deux sources naturelles et anthropiques (Villanneau et *al.*, 2008).

A l'heure actuelle, ils existent une panoplie d'approches statistiques concernant la détermination des valeurs limites supérieures de fond ambiant en ETM.

La première approche consiste à utiliser la moyenne  $+2\sigma$  (Matschullat et *al.*, 2000 ; Reimann and Garret, 2005). Cependant, l'application de cette méthode exige la normalité de la population, or les données géochimiques des sols ne montrent que rarement une distribution normale, elles sont souvent asymétriques (Reimann et *al.*, 2005).

D'autres travaux ont suggéré, simplement, d'utiliser les percentiles. Les seuils retenus sont les percentiles 90, 95 et 98 de la distribution des valeurs de la population (Baize et *al.*, 2006 ; Zhao et *al.*, 2007 ; Ander et *al.*, 2013).

Une autre approche, d'un grand intérêt en recherche géochimique, pour définir la limite de contamination et de mieux cerner les valeurs anormales est celle de la vibrisse supérieure de Tukey (Boxplot) (Villanneau et *al.*, 2008 ; Redon et *al.*, 2013). Elle est définie comme la valeur correspondant à 1.5 fois l'intervalle interquartile rajouté à la valeur du quartile supérieur ( $= 3^{\text{ème}} \text{ quartile} + 1.5 * \text{DIQ}$ ).

La troisième approche utilise les corrélations entre les ETM et certains paramètres pédologiques tels que les taux d'argile et de matière organique dans les sols pour prédire les valeurs du fond ambiant en ETM dans les sols. A titre d'exemple, au Nord de la Belgique, De Temmerman et *al.*, (2003) ont défini les valeurs limites supérieures pour As, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni et Zn dans les sols en fonction d'un sol standard contenant 10% d'argile et 2% de matière organique, respectivement.

Si beaucoup de pays européens sont en avance quand à la connaissance des valeurs de fond et de référence en éléments traces métalliques, néanmoins, en Algérie beaucoup de travail reste à faire dans ce contexte. L'objectif de ce présent travail est de déterminer la concentration en fond ambiant en éléments traces métalliques pour les sols de la Mitidja Est.

### 5.2. Les concentrations en fond ambiant en éléments traces métalliques

L'évaluation des valeurs de fond ambiant est généralement basée sur le calcul d'un intervalle de tolérance fournissant une limite qui contient la plus grande partie des échantillons, et représente donc les concentrations en éléments traces métalliques considérées comme valeurs normales.

Cette approche ne prend pas en considération les échantillons définis statistiquement comme des valeurs discordantes ou bien aberrantes. C'est pour cette raison, que l'identification des valeurs discordantes est un préalable avant la détermination des valeurs de fond ambiant en ETM. Diverses méthodes de visualisation des données et de détection de valeurs aberrantes sont citées dans la littérature. Il s'agit notamment de certains graphiques tels que l'histogramme de répartition des concentrations et de la méthode de la vibrisse de Tukey (box-whiskers plot) (Reimann et *al.*, 2005).

L'examen des figures 34 et 35 montre que le graphe le plus asymétrique a été obtenu pour le Pb suivi du Zn, Cd, Cr et Cu. Le Pb a présenté le plus grand nombre de valeurs aberrantes.

L'examen du diagramme Box-plot pour le Cd montre 13 valeurs discordantes. La concentration la plus élevée en Cd dans la zone d'étude est de  $1.07 \text{ mg kg}^{-1}$  (fig. 34). Elle résulte d'une contamination. Cette valeur est de 10.7 fois supérieure que la concentration moyenne du Cd dans la croûte terrestre (McLennan, 2001). Cependant, aucun de ces échantillons n'a présenté des concentrations supérieures aux valeurs seuils établies par la législation européenne ( $1.5 \text{ mg kg}^{-1}$ , Gawlik and Bidoglio, 2006).

Les résultats du Cr révèlent que 5 échantillons ont présenté des concentrations anormales. La concentration la plus élevée en Cr est de  $148 \text{ mg kg}^{-1}$  (fig. 34). Cette valeur aberrante est enregistrée au niveau de la zone urbaine et industrielle d'El Harrach, il peut s'agir d'une contamination. De l'ensemble des échantillons étudiés, quatre dépassent la valeur de la législation européenne de  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  (Gawlik and Bidoglio, 2006).

La figure 34 montre également 5 valeurs discordantes en Cu dont les concentrations sont supérieures à la valeur seuil de  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  (Gawlik and Bidoglio, 2006). La valeur la plus élevée en Cu ( $310 \text{ mg kg}^{-1}$ ) observée dans la zone d'étude est de 12.4 fois supérieure que la concentration moyenne du Cu dans la croûte terrestre (McLennan, 2001).

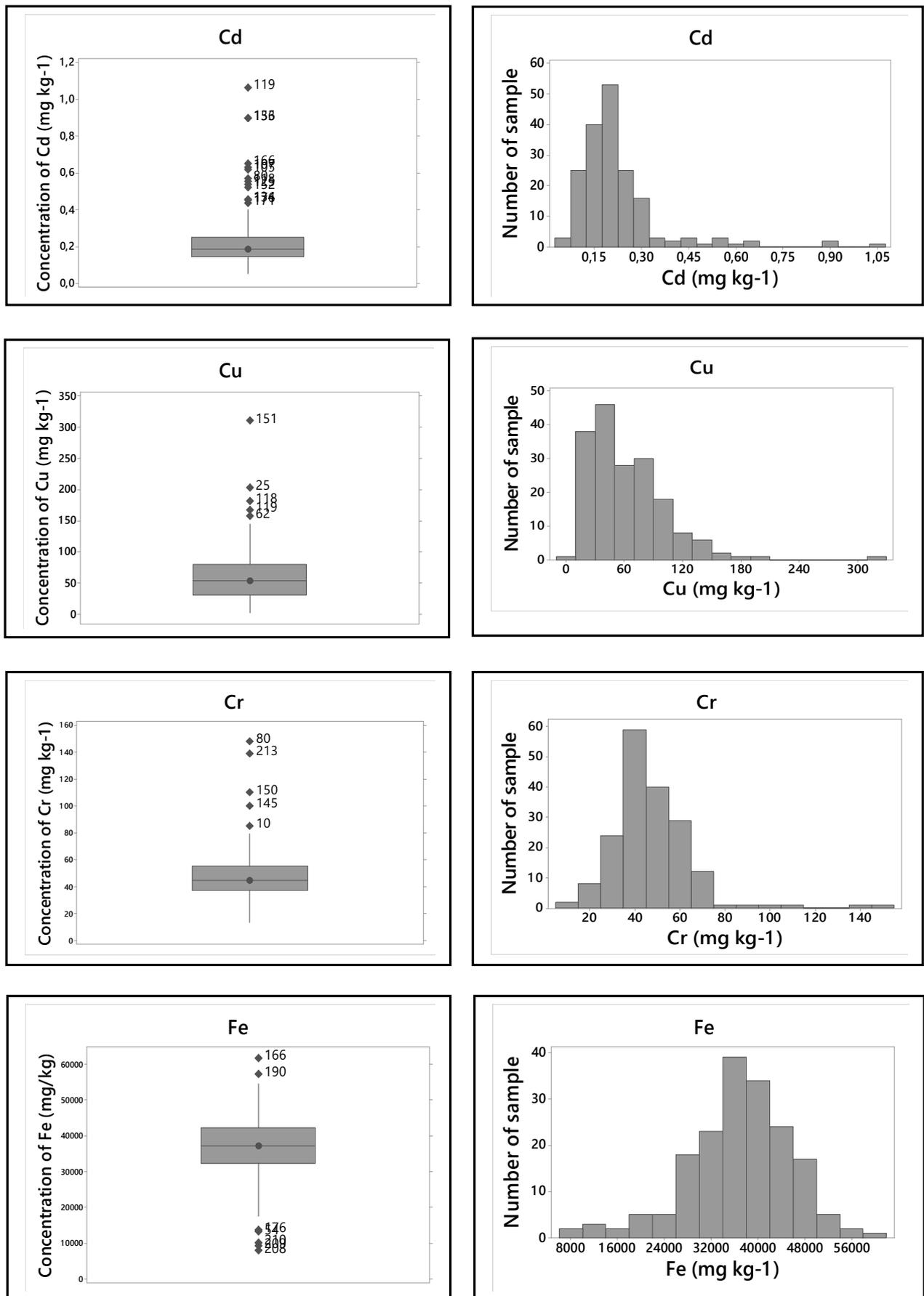


Figure 34 : Histogrammes de répartition et Boxplots des concentrations en Cd, Cu, Cr et Fe.

Les échantillons ayant présenté des concentrations élevées en Cu proviennent principalement des zones agricoles et peuvent être associées aux pratiques agricoles intensives notamment la fertilisation et l'utilisation des fongicides à base de cuivre (Khouli and Djabri, 2011 ; Lebig and Ait-amar, 2013).

Dans le cas du Fe, les résultats montrent la présence de 7 valeurs discordantes. La valeur la plus élevée est de 61690 mg kg<sup>-1</sup> et se localise dans une zone agricole où il est pratiqué du maraichage. Elle reflète l'existence de sols argileux et riches en Fe. Ce résultat suggère vraisemblablement qu'il s'agit d'une anomalie géochimique. Le Fe est souvent reporté dans les études de contamination des sols par les éléments traces métalliques comme étant un élément de référence pour évaluer le degré d'enrichissement anthropogénique des sols par ces éléments (Krami et al., 2013).

La majeure partie du Fe est sous forme précipité, principalement sous formes d'oxydes et d'hydroxydes. Ces formes présentent une capacité de sorption très élevée, ce qui a pour résultat l'accumulation des éléments traces métalliques dans les sols (Eze et al., 2010 ; Sipos et al., 2014).

Par rapport au Ni, 6 outliers ont été identifiés (fig. 35). La comparaison des résultats de cette étude avec la valeur seuil de la réglementation européenne (Gawlik and Bidoglio, 2006) a mis en évidence que seul un échantillon a dépassé la valeur seuil de 70 mg kg<sup>-1</sup>. La concentration la plus élevée en Ni est de 71.9 mg kg<sup>-1</sup>. Cette valeur se situe dans une zone agricole et elle liée probablement à une contamination diffuse. Des concentrations comprises entre 20 et 34 mg kg<sup>-1</sup> avec une moyenne de 26 mg kg<sup>-1</sup> ont été rapportées pour les sols de l'Oued Rhumel (El Hadeif El-Okki et al., 2016).

Dans la présente étude, le diagramme Boxplot du Pb a fait apparaître 17 échantillons avec des valeurs anormales (fig. 35). De manière générale, 8 échantillons ont dépassé la concentration maximale admissible de 100 mg kg<sup>-1</sup> (Gawlik and Bidoglio, 2006) et ont été considérés comme des sols contaminés. La concentration maximale en Pb dans la zone d'étude est de 393 mg kg<sup>-1</sup>. Les valeurs anormales ont été enregistrées principalement dans les zones urbaines et industrielles de la plaine de la Mitidja Est.

L'origine du Pb est associée vraisemblablement aux émissions du trafic routier et d'autres activités anthropogéniques dans la région (Aissa and Keloufi, 2012). Maas et al., (2010) rapportent que le trafic routier et l'usage de l'essence avec plomb sont à l'origine des concentrations élevées en Pb observées dans les sols méditerranéen de l'Algérie.

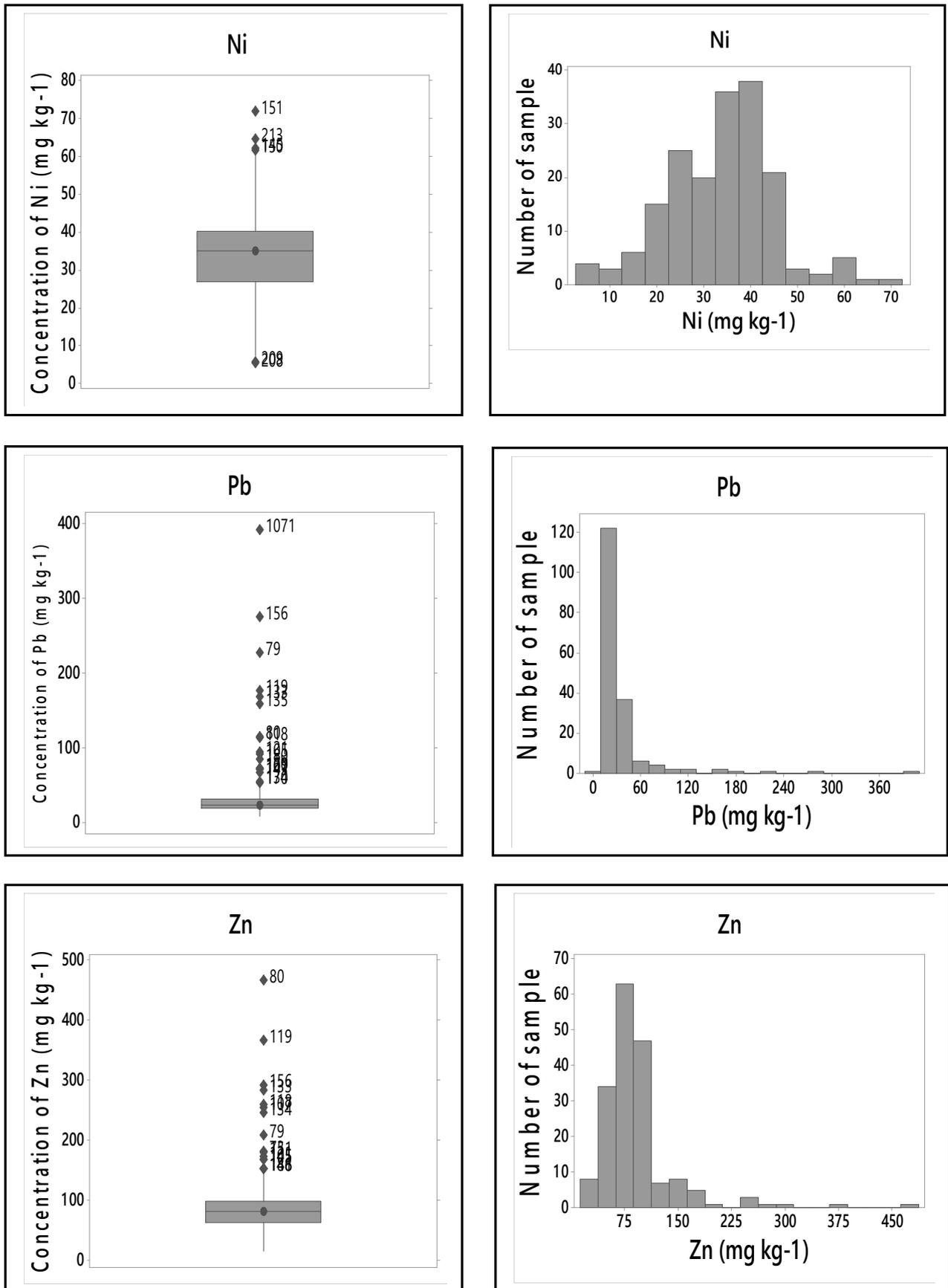


Figure 35 : Histogrammes de répartition et Boxplots des concentrations en Ni, Pb et Zn.

Par ailleurs, la représentation graphique des données du Zn fait ressortir 16 valeurs discordantes (fig. 35). Seuls 8 échantillons se sont révélés supérieures à la valeur seuil de  $200 \text{ mg kg}^{-1}$  (Gawlik and Bidoglio, 2006). Les sources principales du Zn dans l'environnement sont l'industrie et les intrants agricoles comme les fertilisants et les pesticides (Zovco and Romic, 2011).

Comme il a été suggéré antérieurement, il est présenté dans le tableau 30 les statistiques descriptives des concentrations en éléments traces métalliques, sans prendre en compte les valeurs discordantes.

Tableau 30. Les statistiques descriptives des éléments traces métalliques en éliminant les valeurs discordantes.

Paramètres	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
<b>N</b>	167	175	175	173	174	163	164
<b>Minimum</b>	0.052	13.11	3.36	17480	7.47	8.52	16.06
<b>Maximum</b>	0.40	79.68	145.40	54500	60.27	52.15	151.30
<b>Moyenne</b>	0.19	45.05	58.62	37060.12	33.57	24.74	78.42
<b>Ecart-type</b>	0.07	12.78	31.96	7454.55	10.10	8.39	25.77
<b>CV (%)</b>	35.64	28.38	54.51	20.11	30.09	33.93	32.86

Après exclusion des valeurs aberrantes de la population, une caractérisation du type de distribution de la population (normale, log-normale et non normale) est réalisée pour chaque élément avant le calcul des statistiques descriptives qui serviront de base pour l'évaluation des valeurs de fond ambiant (tableau 31). Le test de Ryan-Joiner a été utilisé dans le but de vérifier la normalité de la population.

Les résultats font ressortir que tous les éléments ont présenté une distribution normale, exception faite pour le Cd, Cu et Pb. Ainsi, il est utilisé la moyenne arithmétique pour le Cr, Fe, Ni et Zn, la moyenne géométrique pour le Pb et enfin la médiane pour le Cd et le Cu. Les valeurs de fond ambiant de la présente étude sont inférieures ou proches des valeurs de fond moyennes mondiales des sols rapportées par Kabata-Pendias (2011).

Tableau 31. Les valeurs du fond ambiant en éléments traces métalliques (mg/kg) dans les sols de la plaine de la Mitidja Est.

Elément	Distribution	Population de fond	Moyenne Arithmétique	Selon distribution	Fond* (moyenne mondiale)
Cd	Non normale	0.052-0.4	0.19	0.18 <sup>***</sup>	0.41
Cr	Normale	13.1-79.68	45.05	45.05 <sup>**</sup>	59.5
Cu	Non normale	3.36-145.4	58.62	51.93 <sup>***</sup>	38.9
Fe	Normale	17480-54500	37060.12	37060.12 <sup>**</sup>	ND
Ni	Normale	7.47-60.27	33.57	33.57 <sup>**</sup>	29
Pb	Log-normale	8.52-52.15	24.74	23.41 <sup>****</sup>	27
Zn	Normale	16.06-151.3	78.42	78.42 <sup>**</sup>	70

\*Kabata-Pendias, (2011) ;\*\*Moyenne arithmétique ;\*\*\*Médiane ;\*\*\*\* Moyenne géométrique.

### 5.3. Les valeurs de référence en éléments traces métalliques

En prenant en compte la teneur de fond ambiant (moyenne), il est possible de calculer la limite supérieure de la valeur de fond communément appelé valeur de référence en ETM (Ballesta *et al.*, 2010). A cet effet, deux méthodes sont souvent citées dans la littérature.

La première se base sur certains paramètres statistiques descriptifs (tableau 32).

La deuxième sur les corrélations qui peuvent exister entre ETM et certains paramètres pédologiques (Vegter, 1995 ; Perez *et al.*, 2000 ; Vazquez *et al.*, 2000 ; Castillo Carrion *et al.*, 2002).

Concernant la première approche, si la population suit une distribution normale, il est recommandé d'utiliser la moyenne + 2σ (Matschullat *et al.*, 2000 ; Reimann *et al.*, 2005). En effet, 95% des échantillons se trouvent dans l'intervalle [m-2σ, m+2σ]. Quand la distribution est log-normale, la moyenne arithmétique est remplacée par la moyenne géométrique et l'équation devient moyenne géométrique + 2σ. Enfin, quand la distribution n'est pas normale, il est suggéré d'appliquer la méthode de la vibrisse supérieure de Tukey (Villanneau *et al.*, 2008 ; Redon *et al.*, 2013). Dans ce cas échéant, la valeur de référence est calculée selon l'équation 21 suivante :

$$VR = Q3 + 1.5DIQ \quad (21)$$

Ou DIQ : Distance Interquartile (DIQ = Q3-Q1) ; Q3 : troisième quartile ; Q1 : premier quartile.

Tableau 32. Les valeurs de référence pour les éléments traces métalliques (mg/kg) dans les sols de la plaine de la Mitidja Est.

Elément	Distribution	Moyenne + 2 $\sigma$	Selon distribution	P90
Cd	Non normale	0.33	0.38 <sup>***</sup>	0.29
Cr	Normale	71	71 <sup>*</sup>	61.7
Cu	Non normale	122.54	150.45 <sup>***</sup>	103.8
Fe	Normale	51969	51969 <sup>*</sup>	47420
Ni	Normale	53.77	53.77 <sup>*</sup>	45.61
Pb	Log-normale	41.53	40.20 <sup>**</sup>	36.62
Zn	Normale	129.97	129.97 <sup>*</sup>	110.7

\*MA+2 $\sigma$  ; \*\*MG+2 $\sigma$  ; \*\*\* VR = Q3+1.5DI.

En outre, le 9<sup>e</sup> décile ou bien le percentile 90 a été aussi utilisé pour déterminer les limites supérieures de fond ambiant et/ou identifier les valeurs extrêmes hautes (Baize et *al.*, 2006 ; Zhao et *al.*, 2007 ; Almeida Junior et *al.*, 2016). A coté de ces paramètres statistiques, et grâce aux données engendrées par cette étude, des modèles mathématiques ont été créés afin de calculer la valeur de référence en ETM à partir des propriétés des sols (Argile, MO et CaCO<sub>3</sub>). Les résultats obtenus sont reportés dans le tableau 33.

Tableau 33. Les droites de régression linéaire entre les concentrations en éléments traces métalliques et certains paramètres pédologiques.

Métal	Argile (A%)		Matière organique (MO%)		Calcaire (C%)	
	Droite	r	Droite	r	Droite	r
Cd	----	----	0.141 + 0.0234 MO	0.24 <sup>**</sup>	0.1728 + 0.00199C	0.27 <sup>**</sup>
Cr	24.63 + 0.5422 A	0.55 <sup>**</sup>	37.80 + 3.419 MO	0.18 <sup>*</sup>	48.42 – 0.3832C	-0.28 <sup>**</sup>
Cu	----	----	----	----	----	----
Fe	31245 + 151.8 A	0.25 <sup>**</sup>	----	----	38534 – 162.6 C	-0.2 <sup>**</sup>
Ni	22.96 + 0.2803 A	0.35 <sup>**</sup>	27.96 + 2.595 MO	0.19 <sup>**</sup>	----	----
Pb	18.55 + 0.1620 A	0.25 <sup>**</sup>	----	----	26.23 – 0.1725 C	-0.18 <sup>*</sup>
Zn	47.15 + 0.8224 A	0.41 <sup>**</sup>	64.79 + 6.463 MO	0.16 <sup>*</sup>	----	----

\*p < 0.05 ; \*\*p ≤ 0.01.

Les résultats obtenus mettent en exergue dans l'ensemble des corrélations très hautement significatives entre l'argile et le Cr, Fe, Ni, Pb et Zn ( $p \leq 0.01$  ;  $0.25 \leq r \leq 0.55$ ). On note également que la matière organique révèle une corrélation hautement significative ( $p \leq 0.01$ ) avec le Cd et le Ni, et significative avec le Cr et le Zn ( $p < 0.05$ ).

Quant au calcaire, celui-ci est corrélé négativement et très significativement avec le Cr et le Fe ( $p \leq 0.01$ ), négativement et significativement avec le Pb ( $p < 0.05$ ), mais positivement et très significativement avec le Cd ( $p < 0.01$ ).

En Hollande, Vegter (1995) a établi les valeurs de référence sur la base des droites de régression entre ETM et les taux d'argile et de matière organique dans un sol standard. Cependant, dans les climats méditerranéens notamment celui de l'Algérie, d'autres paramètres pédologiques tels que les carbonates de calcium peuvent s'avérer, également, très important (Vazquez et *al.*, 2000).

Une fois, les équations de régression simple ont été établies entre les différentes variables, l'étape suivante consiste à calculer la limite supérieure de la valeur de fond ambiant (valeur de référence) selon l'équation **22** suivante (Vazquez et *al.*, 2000 ; Castillo Carrion et *al.*, 2002):

$$VR = NF + aA + bB + cC \dots \quad (22)$$

NF : valeur de fond ambiant calculée à partir de la moyenne arithmétique ou moyenne géométrique selon la distribution de la population ; A, B et C correspondent aux valeurs moyennes des paramètres pédologiques considérés ; a, b et c : les pentes des droites de régression divisées par son facteur de contribution selon le nombre de variables considérées. Les résultats obtenus sont rassemblés dans le tableau 34.

La résolution des équations de régression du tableau 34 consiste à substituer les variables indépendantes (A, MO et C) par des valeurs représentatives. En s'inspirant des travaux de Vegter (1995) ; Castillo Carrion et *al.*, 2002 ; De Temmerman et *al.*, (2003), ces valeurs correspondent aux valeurs moyennes de ces paramètres dans la zone d'étude. Elles sont de 37.7%, 2.15% et 8.75% pour l'argile, la matière organique et le calcaire, respectivement.

Les valeurs de référence proposés, pour les sols de la Mitidja Est, sont calculées sur la base de la moyenne des valeurs de référence des deux méthodes (Vazquez et *al.*, 2000 ; Castillo Carrion et *al.*, 2002), exception faite pour le Cu ou cette dernière est calculée selon l'équation  $VR = Q3 + 1.5DI$ . Les résultats obtenus sont regroupés dans le tableau 34.

Tableau 34. Les équations linéaires et les valeurs de référence (mg kg<sup>-1</sup>).

Elément	Sols de la Mitidja Est			
	Droite	VR*	VR**	VR poposées
<b>Cd</b>	0.18+0.011MO+0.000995C	0.21	0.38	0.3
<b>Cr</b>	45.05 + 0.18A+1.14MO-0.13C	53.15	71	62.1
<b>Cu</b>	----	----	150.45	150.5
<b>Fe</b>	37060.1 + 75.9A-81.3C	39210.2	51969	45589.6
<b>Ni</b>	33.57 + 0.14A+1.3 MO	41.64	53.77	47.7
<b>Pb</b>	23.41 + 0.08A-0.0 9C	25.7	40.20	33
<b>Zn</b>	78.42 + 0.41A+3.23 MO	101	129.97	115.5

\*valeur de référence calculée à partir des équations de régression ; \*\* valeur de référence estimée selon la distribution de la population.

Il convient cependant de souligner que les niveaux de concentration de fond ambiant de la zone étudiée dépendent principalement du fond pédogéochimique naturel mais ils sont également influencés par des contaminations diffuses, notamment les retombées atmosphériques et les pratiques agricoles.

Il est à noter, par ailleurs, que les valeurs de référence suggérées, en combinant les deux approches, sont globalement similaires aux résultats obtenus avec le percentile 90. Ces résultats concordent avec ceux obtenus par Baize et *al.*, 2006 ; Zhao et *al.*, (2007) qui proposent d'utiliser le percentile 90 comme méthode alternative pour le calcul de la limite supérieure du fond ambiant en ETM dans les sols.

D'autre part, une comparaison des valeurs de référence des ETM obtenues dans la présente étude avec celles enregistrées dans d'autres régions du monde est présentée dans le tableau 35. Les valeurs de référence pour le Cd, Cr, Ni et Pb sont similaires à celles rapportées dans la région de Murcia en Espagne par Perez et *al.*, (2002), exception faite pour le Zn et le Cu où il est noté des différences.

Tobias (1997) ; Bech et *al.*, (2005) rapportent, globalement, des valeurs de référence pour les sols de la région de Catalogne, notamment Torrelles et Sant Climent en Espagne nettement supérieures à celles de la Mitidja Est.

Tableau 35. Valeurs de références proposées pour les éléments traces métalliques dans les sols de la Mitidja Est et comparaison avec les valeurs de référence d'autres régions (mg kg<sup>-1</sup>).

Elément	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
Ce présent travail	0.3	62.1	150.5	45589.6	47.7	33	115.5
Holande, Vegter (1995)	0.8	100	36	ND	35	85	140
Espagne, Tobias et <i>al.</i> , (1997)	2	103	206	ND	94	92	239
Espagne, Castillo Carrion et <i>al.</i> , (2002)	0.5	132	65	ND	58	69	132
Espagne, Perez et <i>al.</i> , (2002)	0.3	73	41	ND	43	30	192
Espagne, Bech et <i>al.</i> , (2005)	ND	120.2	111.6	ND	118.6	217.5	326.8
Cuba, Alfaro et <i>al.</i> , (2015)	0.6	153	83	54055	170	50	86

### 5.4. Conclusion

Cette étude a été menée dans le but d'évaluer les valeurs du fond ambiant et ou valeurs de références en ETM dans les sols de la plaine de la Mitidja est. Il s'agit d'une contribution majeure pour la connaissance de la qualité des sols de la région et particulièrement des niveaux de contamination diffuse.

Pour ce faire, des approches statistiques, notamment les statistiques descriptives et les équations de régression linéaire qui prennent en considération certaines caractéristiques physico-chimiques des sols, ont été mises en évidence dans ce travail. A l'aide de vibrisses supérieures calculées, des valeurs discordantes ou bien outliers ont été détectées pour les différents ETM et exclues des différents traitements.

Le Pb (17) a présenté le plus grand nombre d'outliers des ETM suivis du Zn (16), Cd (13), Fe (7), Ni (6), Cu (5) et Cr (5). Les valeurs de référence en ETM proposées sont : 0.3 mg kg<sup>-1</sup> pour le Cd, 62 mg kg<sup>-1</sup> pour le Cr, 150.5 mg kg<sup>-1</sup> pour le Cu, 45589.6 mg kg<sup>-1</sup> pour le Fe, 47.7 mg kg<sup>-1</sup> pour le Ni, 33 mg kg<sup>-1</sup> pour le Pb et 115.5 mg kg<sup>-1</sup> pour le Zn.

Ces valeurs sont des seuils de décision au-delà desquels on peut suspecter qu'une part des éléments mesurés a pour origine une activité anthropique d'où la possibilité d'une première estimation des dangers éventuels.

## ***Conclusion Générale***

### CONCLUSION GENERALE

Notre travail de recherche s'intéresse à la thématique des éléments traces métalliques dans les divers compartiments de l'environnement terrestre (eau, sédiment et sol) de la plaine de la Mitidja Est. Dans ce contexte, l'objectif de ce travail est d'évaluer les niveaux de contamination du milieu par les éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn) en utilisant des approches géochimiques et statistiques.

Il s'agit notamment de distinguer entre les concentrations en éléments traces métalliques présents naturellement dans l'environnement de celles pouvant provenir des activités anthropiques. Pour mener à bien cette étude, 180 échantillons composites de sol, 17 échantillons de sédiments et 17 échantillons d'eau ont été prélevés dans la zone d'étude.

### Connaissances Acquises

#### - Eau et sédiment

Les résultats obtenus révèlent que les concentrations en éléments traces métalliques dans les eaux diffèrent en fonction du site et de l'élément considéré. Les concentrations moyennes des ETM dans l'eau montrent que l'ordre d'abondance des ETM étudiés est le suivant  $Fe \gg Zn > Cr > Pb > Cu > Ni > Cd$ . De tous les éléments examinés, seules les concentrations en Cd et Cr dépassent les valeurs limites fixées pour les eaux d'irrigation et les eaux potables. Les concentrations élevées de Cr ont été observées au niveau du site S17 à l'embouchure de l'Oued El Harrach. Les concentrations en Cd sont beaucoup plus enrichies au niveau du site S15 à l'aval de l'Oued El Hamiz.

L'analyse statistique entre les ETM dans les eaux indiquent des corrélations statistiques hautement significatives ( $p < 0.01$ ) entre Cr/Cu et Cu/Pb, et significatives ( $p < 0.05$ ) entre Cd/Fe, Cr/Pb et Cr/Zn. Ces résultats traduisent, d'une part, des niveaux similaires et ou de libération à partir des mêmes sources et, d'autre part, un comportement identique lors de leur transport dans le réseau fluvial.

Au terme de ce travail, le calcul des indices métalliques (IM) et des indices de pollution métalliques (HPI) a confirmé les observations faites à partir des concentrations mesurées dans l'eau en confortant le caractère contaminateur des eaux. Il ressort, par conséquent, que les eaux sont impropres à la consommation humaine et à l'irrigation.

Parallèlement, les résultats de l'étude des ETM dans les sédiments montrent que la séquence des concentrations en éléments traces métalliques suit l'ordre décroissant suivant

## CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

---

Fe >> Zn > Cr > Pb > Ni > Cu > Cd. Globalement, il s'agit de la même séquence que celle observée pour l'eau, exception faite pour le Ni et Cu.

L'évaluation de la contamination des sédiments par le biais du facteur d'enrichissement (FE) et de l'indice de géo-accumulation (Igeo) révèle un enrichissement fort pour le Cd, un enrichissement modéré pour le Pb et Zn, et enfin un enrichissement nul à très faible pour le Cr, Cu et Ni.

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) et la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) ont mis en exergue que les concentrations du Cr, Fe et Ni dans les sédiments proviennent de sources naturelles, tandis que les concentrations du Cu, Pb et Zn sont influencées en partie par les apports anthropiques. Dans les deux compartiments (eau et sédiment), le Cd apparaît avec des niveaux de contamination très élevés. Toutefois, la présence du Fe dans les sédiments et les eaux peut co-précipiter le Cd, et réduire, par conséquent, les risques d'accumulation de cet élément dans l'environnement.

Les sources principales de cette contamination par les ETM anthropogéniques seraient liées aux activités anthropiques qui se localisent tout au long des Oueds, le lessivage des sols agricoles, et les retombées atmosphériques.

### - Le réservoir sol

Par ailleurs, les principaux résultats relatifs aux sols, mettent en évidence, en moyenne un pH basique (pH = 7.84), une salinité nulle (CE < 1 dS/m), un taux de calcaire moyen (8.77%), une texture moyenne à prédominance limono-argileux, et une capacité d'échange cationique élevée (24.9 Cmol Kg<sup>-1</sup>). Les taux de matière organique sont compris entre 0.54 et 5.99%, avec une moyenne de 2.15% qui caractérise des sols moyennement pourvus en cette composante. Les teneurs en azote dans la zone d'étude indiquent des taux faibles dont la teneur moyenne est de 0.15%.

Les résultats de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) des paramètres pédologiques révèlent que trois facteurs expliquent 72% de la variance totale. Le premier facteur comprend les argiles et la CEC. Ces deux paramètres jouent un rôle important dans les processus d'adsorption des éléments traces métalliques. Dans ce facteur, les sables contribuent également, bien qu'avec un signe négatif, liés à leur capacité d'adsorption qui est quasiment nulle.

## CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

---

Le deuxième facteur renferme la conductivité électrique, l'azote total et la matière organique. Ces variables sont connues par leurs propriétés d'adsorption et de complexation. Enfin, il a été identifié un troisième facteur qui englobe le limon, le calcaire et le pH. Cette composante est responsable des processus d'adsorption et de précipitation des éléments traces métalliques.

En outre, l'étude de la spatialisation des paramètres pédologiques par krigeage ordinaire a fait apparaître des tendances similaires pour la matière organique et l'azote. Les teneurs les plus élevées sont localisées dans la partie Nord-Ouest de la plaine correspondant à des sols agricoles.

La fraction argileuse et la capacité d'échange cationique des sols ont révélé une répartition spatiale semblable dont les fortes concentrations sont observées dans la partie centrale de la plaine correspondant aux sols hydromorphes. Par ailleurs, cette partie de la plaine a présenté des valeurs de salinité les plus élevées dans la zone d'étude.

La répartition spatiale du calcaire a montré les taux les plus élevés dans la partie Ouest de la plaine de la Mitidja Est qui va de pair avec les taux de limon. Un gradient Est-Ouest a été observé pour les deux paramètres.

En ce qui concerne le pH, les principaux résultats font ressortir une distribution homogène de ce paramètre dans la plaine de la Mitidja Est avec un coefficient de variation faible ( $CV < 10\%$ ). Comme pour le calcaire, les valeurs les plus faibles sont enregistrées dans la partie Est de la plaine.

L'étude de la variabilité des paramètres pédologiques, en l'occurrence le pH, la CE, la CEC, les argiles et les sables dans l'espace a montré qu'elle est contrôlée par des facteurs intrinsèques ou structuraux tels que les processus pédogénétiques. En revanche, la variabilité des autres paramètres tels que le  $\text{CaCO}_3$ , la matière organique, l'azote et les limons, est attribuée à la combinaison des facteurs structuraux et stochastiques.

En d'autres termes, hormis les processus pédogénétiques, les pratiques d'aménagement des sols, la fertilisation et l'irrigation contrôlent également la variabilité de ces propriétés dans la zone d'étude.

A l'issue de l'étude des ETM dans les sols, il ressort que les concentrations en Cd, Cu, Pb et Zn dans les sols de la plaine de la Mitidja, excèdent les valeurs du fond géochimique naturel, exception faite pour le Cr et le Ni. Plus précisément, les résultats du facteur d'enrichissement

## CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

---

(FE) montrent un enrichissement modéré pour le Cd, Cu et Pb, un enrichissement minimal pour le Zn et un enrichissement nul pour le Cr et Ni, en référence au fond géochimique naturel.

Les niveaux de contamination calculés par le biais de l'indice de pollution (IP) corroborent les résultats du FE et suggèrent une contamination modérée pour le Cd, le Cu, le Pb et le Zn, et une contamination faible pour le Ni et le Cr.

Par ailleurs, l'évaluation de la contamination multiéléments à travers l'indice de pollution intégré (IPI) a montré que la zone d'étude était modérément contaminée par ces éléments. L'étude de la distribution spatiale de l'IPI a fait apparaître que les sols les plus contaminés ont été observés à proximité des zones industrielles et urbaines des communes d'El Harrach, Dar El Baida et une partie de Rouïba. Ces résultats suggèrent que la distribution spatiale des ETM dans les sols résulte de la combinaison de facteurs naturels et de facteurs anthropiques.

La combinaison des résultats des statistiques multivariées (ACP et CAH) avec les Systèmes d'Information Géographiques révèlent que le Cd, le Pb et le Zn proviendraient d'une même source de contamination, à savoir l'influence industrielle et urbaine ainsi que les retombées atmosphériques.

L'origine du Cr, Fe, et Ni dans la zone d'étude serait attribuée à une source lithogénique naturelle. Enfin, le Cu qui présente une distribution spatiale très diffuse dans toutes les directions de la zone d'étude, serait la résultante d'une origine mixte (lithogénique + anthropique). L'utilisation des engrais et des pesticides serait vraisemblablement à l'origine d'un enrichissement anthropogénique du Cu dans la zone d'étude, sans toutefois exclure d'autres sources anthropiques dans la zone d'étude.

Ces résultats sont confirmés par les résultats des corrélations qui montrent que les éléments traces lithogéniques (Cr, Fe, et Ni) sont corrélés hautement significativement ( $p < 0.01$ ) avec l'argile, indiquant d'importantes interactions. En revanche, aucune corrélation statistique n'a été trouvée entre les éléments anthropogéniques (Cd, Cu, Pb, et Zn) et les argiles ( $p > 0.05$ ).

Enfin, un des objectifs de cette thèse était l'évaluation des concentrations en fond ambiant et ou les valeurs de référence en ETM en utilisant des approches statistiques. Les résultats ont montré que les valeurs de référence en ETM suggérées pour les sols de la plaine de la Mitidja Est sont (en  $\text{mg kg}^{-1}$ ) : 0.3 pour le Cd, 62 pour le Cr, 150.5 pour le Cu, 45589.6 pour le Fe, 47.7 pour le Ni, 33 pour le Pb et 115.5 pour le Zn.

En l'absence de valeurs réglementaires en éléments traces métalliques pour les sols de la Mitidja, ces valeurs serviront comme point de départ pour la mise en place de politiques de gestion environnementale ou de guides de bonnes pratiques concernant la protection des sols.

Elles permettront, également, d'identifier et donc de cartographier les zones où les sols ont été contaminés, ou au contraire, d'identifier les zones où il est observé des niveaux faibles en ces éléments.

L'étude comparative des concentrations en ETM dans les différents sites d'échantillonnage aux valeurs de référence, a mis en évidence des concentrations en ETM, dans certains points, qui dépassent les valeurs seuils recommandées. Ces points ont été définis statistiquement comme des valeurs aberrantes «outliers». Toute valeur au-delà des seuils proposés mériterait une investigation plus détaillée afin de confirmer une éventuelle contamination métallique d'origine anthropique.

### **Perspectives de recherche**

Les résultats obtenus dans le cadre de cette thèse posent un certain nombre de questions qui nécessiteraient des investigations complémentaires :

- Il serait intéressant d'étendre ce travail de recherche à d'autres éléments non évoqués dans la présente étude tels que l'arsenic (As) et le sélénium (Se).
- L'ensemble des résultats d'analyse des ETM dans l'eau et le sédiment doit être complété par des campagnes de prélèvements dans le temps afin d'évaluer les variations saisonnières.
- Dans les sites où des contaminations avérées sont observées, il serait intéressant de compléter les analyses totales en éléments traces métalliques dans les sols et les sédiments par des études de mobilité et de biodisponibilité afin d'estimer les risques éventuels.
- Dans la même optique, le dosage direct des éléments traces métalliques dans les différents organes des plantes pourrait apporter des éléments de réponse concernant l'absorption de ces éléments.
- De même, il est recommandé, dans les parcelles où des concentrations élevées en Cu ont été observées, de modérer l'utilisation des engrais et des produits phytosanitaires, afin de ne pas accroître les niveaux actuels en cet élément.

## CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

---

- Compte tenu du risque potentiel des ETM d'origines anthropogéniques, des stratégies de réduction à la source sont nécessaires pour atteindre une meilleure qualité environnementale des sols et des eaux.
- Enfin, dans une perspective de recherche future, il serait utile de faire un suivi rigoureux et d'identifier l'origine exacte des contaminations, d'une part, par une étude des rapports isotopiques, et d'autre part, par l'utilisation d'une technique statistique beaucoup plus robuste telle que la méthode de factorisation matricielle positive (PMF).

## ***Références Bibliographiques***

### Références bibliographiques

#### - A -

- Abdelhafez, A.A., and Li, J., 2014. Geochemical and statistical evaluation of heavy metals status in the region around Jinxi River, China. *Soil and sediment contamination*, 23, 850-868.
- Abdel-Satar, A.M., Ali, M.H., and Goher, M.E., 2017. Indices of water quality and metal pollution of Nile River, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 43, 21-29.
- Acosta, J.A., Jansen K.K., Faz, A., and Martinez, M.S., 2011. Salinity increases mobility of heavy metals in soils. *Chemosphere*, 85, 1318-1324.
- Ademe (Agence de l'environnement et de la Maitrise de l'énergie)., 2007. Bilan des flux de contaminants entrant sur les sols agricoles de France métropolitaine. *Rapport final*, 329 p.
- Adriano, D.C., 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments: biogeochemistry, bioavailability, and Risks of Metals, second ed, Springer, Berlin, 867 p.
- Afri-Mehennaoui. F.Z. Sahli. L., et Mehennaoui, S., 2009. Evaluation de la contamination par le cadmium, le plomb et le zinc de l'eau, des sédiments de l'oued Rhumel et son affluent le Boumerzoug et leur transfert vers une plante semi-aquatique : *Rorippa Nasturtium-Aquaticum (L.)*. *Sciences et Technologie*, 29, 45-55.
- Aissa, L., and Keloufi, B., 2012. Determining the heavy metal pollution in Mascara (Algeria) by using *Casuarina equisetifolia*. *Ecologia Belkanica*, 4, 1-7.
- Alloway, B.J., 2012. Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Availability, third ed, Springer, Berlin, 614 p.
- Alfaro, M.R., Montero, A., Ugarte, O.M., Araujo do Nascimento, C.W., Accioly, A.M.D., Biondi, C.M., and Da Silva, Y.J.A.B., 2015. Background concentrations and reference values for heavy metals in soils of Cuba. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, article 4198.
- Ali. M.M., Ali, M.L., Islam. M.S., and Rahman, M.Z., 2016. Preliminary assessment of heavy metals in water and sediment of karnaphuly River, Bangladesh. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Managment*, 5, 27-35.
- Almeida Junior, A.B., Araujo do Nascimento, C.W., Biondi, C.M., De Souza, A.P., and Do Rego Barros, F.m., 2016. Background and Reference values of Metals in Soils from Paraiba State, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 40, e0150122.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

Ander, E.L., Johnson, C.C., Cave, M.R., Palumbo-Roe, B., Nathanail, C.P., and Lark, R.M., 2013. Methodology for the determination of the normal background concentrations of contaminants in English soil. *Science of the Total Environment*, 454-455, 604-618.

Atroune, F., et Boutaleb, A., 2012. Les métaux lourds dans les sédiments superficiels de la Baie d'Alger : influence de l'Oued El Harrach sur leur distribution, *Bulletin du Service Géologique National*, 23 (2), 169-178.

APPL (Agence urbaine chargée de la protection et de la promotion du littoral Algérois), (2003). Rapport d'étape relatif au suivi et au contrôle de la pollution au niveau des unités industrielles de la wilaya d'Alger, 84 p.

Ayers, R.S., and Westcot, D.W., 1985. Water Quality for Agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper 29 rev 1. FAO. UN. Rome 174 p.

### - B -

Baize, D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et stratégies d'interprétation. INRA Editions, Paris, 410 p.

Baize, D., 2000. Guide des analyses courante en pédologie. Ed. Lavoisier, Paris, 257 p.

Baize, D., 2009. Eléments traces dans les sols. Fonds géochimiques, fonds pédogéochimiques naturels et teneurs agricoles habituelles: définitions et utilités. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 57, 63-72.

Baize, D. 2010. Concentrations of trace elements in soils: the three keys. 19<sup>th</sup> Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World. 1-6 August, Brisbane, Australia, pp. 1-4.

Baize, D., Deslais, W., et Saby, N., 2007. Teneurs en huit éléments en traces (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn) dans les sols agricoles en France. Résultats d'une collecte de données à l'échelon national. ADEME, 86 p.

Baize, D., Saby N., Deslais W., Bispo A., et Feix I., 2006. Analyses totales et pseudo-totales d'éléments en traces dans les sols. *Etude et Gestion Sols*, 13 (3), 181-200.

Ballesta, R.J., Bueno P.C., Martin Rubi J.A., and Gimenez R.G., 2010. Pedo-geochemical baseline content levels and soil quality reference values of trace elements in soils from the Mediterranean (Castilla La Mancha, Spain). *Central European Journal of Geosciences*, 2(4), 441-454.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

- Barakat, A., El Baghdadi, M., Rais, J., and Nadem, S., 2012. Assessment of heavy metal in surface sediments of Day river at Beni-Mellal region, Morocco. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences*, 4 (8), 797-806.
- Bech, J., Tume, P., Longan, L., and Reverter, F., 2005. Baseline concentrations of trace elements in surface soils of the Torrelles and Sant Climent Municipal districts (Catalonia, Spain). *Environmental Monitoring and Assessment*. 108, 309-322.
- Bech, J., Tume, P., Sokolovsa, M., Reverter, F., Sanchez, P., Longan, L., Bech, J., Puente, A., and Oliver, T., 2008. Pedogeochemical mapping of chromium, nickel and copper in soils of the Barcelona Province (Catalonia, Spain): relationship with soil physico-chemical characteristics. *Journal of Geochemical Exploration*, 96, 106-116.
- Benamar, M.A., Toumer, T.I., Tobbeche, S., Tchantchane, A., and Chalabi, A., 1999. Assessment of the state of pollution by heavy metals in the surficial sediments of Algiers Bay, *Applied Radiation and Isotopes*, 50, 975-980.
- Bennie et Partners., 1983. Schéma d'aménagement des ressources en eau de la région d'Alger et Sebaou. Mission B et F, Vol 4, ANRH, Alger.
- Benouar, D., 2002. The need for an integrated disaster management strategy in North Africa towards poverty reduction: a case study of Algiers (Algeria). Urban Development for Poverty Reduction: Towards a Research Agenda December 9-11, 2002, Washington, D.C., USA, 10 p.
- Benson, N.U., Anake, W.U., and Etesin, U.M., 2014. Trace metals levels in inorganic fertilizers commercially available in Nigeria. *Journal of Scientific Research and Reports*, 3(4), 610-620.
- Belhadj, M., Ghezzer, M.R., Abdelmalek, F., Benhamed, A.A., Ouddane, B., and Addou, A., 2006. Assessment of the sediments contamination by heavy metals of the Cheliff River, Algeria, *Fresenius Environmental Bulletin*, 15 (3), 186-192.
- Bhunja, G. S., Shit, P.K., and Maiti, R., 2016. Comparison of GIS-based interpolation methods for spatial distribution of soil organic carbon (SOC). *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, In press, 1658-077X (<https://dx.doi.org/10.10161/j.jssas.2016.02.001>).
- Bilgin, A., and Konanç, M.U., 2016. Evaluation of surface water quality and heavy metal pollution of Coruh River Basin (Turkey) by multivariate statistical methods. *Environmental Earth Sciences*, 75, 1029.
- Blanchard, C., 2000. Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués, Thèse de doctorat, Institut national des sciences appliquées de Lyon. France, 301 p.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

Boateng, T.k., Opoku, F., Acquah, S.O., and Akoto, O., 2015. Pollution evaluation, sources and risk assessment of heavy metals in hand-dug wells from Ejisu-Juaben Municipality, Ghana. *Environmental Systems Research*, 4, 18.

Boughedaoui, M., Kerbachi, R., Kessali, D., et Joumard, R., 2004. Mesure de la pollution plombifère dans l'air ambiant d'Alger. *Pollution Atmosphérique*, 181, 105-111.

Boyd, R.S., 2010. Heavy metal pollutants and chemical ecology: Exploring new frontiers. *Journal of Chemical Ecology*, 36, 46-58.

### - C -

Caerio, S., Costa, M.H., Ramos, T.B., Fernandes, F., Silveira, N., Coimbra, A., and Painho, M., 2005. Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: an index analysis approach. *Ecological Indicators*, 5, 155-169.

Calvet, R., 2003. Le sol: propriétés et fonctions. Tome 2 : phénomènes physiques et chimiques-applications agronomiques et environnementales, Edition Dunod, Paris, 511 p.

Cambardella, C.A., Moorman, T.B., Novak, J.M., Parkin, T.B., Karlen, D.L., Turco, R.F., and Konopka, A.E., 1994. Field-Scale Variability of Soil Properties in Central Iowa Soils. *Soil Science Society American Journal*, 58, 1501-1511.

Cardelli, R., Saviozzi, A., Cipolli, S., and Riffaldi, R., 2009. Biochemical parameters in monitoring soil contamination by cadmium. *Fresenius Environmental Bulletin*, 18 (4), 438-444.

Castillo Carrion, M., Ortega Bernaldo De Quiros, E., Y Martin Rubi, J.A., 2002. Valores de referencia de elementos traza en vertisoles de la provincia de Malaga. *Edafologia*, 9(3), 295-304.

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), 2007. Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health, 27 p.

Chassin, P., Baize, D., Cambier, Ph., et Sterckeman T., 1996. Les éléments traces métalliques et la qualité des sols, impact à moyen et à long terme. *Etude et Gestion Sols*, 3(4), 297-305.

Chen, Z.S., 1998. Management of contaminated soil remediation programs. *Land contamination and reclamation*, 6, 223-237.

Chen, T.B., Zheng, Y.M., Lei, M., Huang, Z.C, Wu, H.T., Chen, H., Fan, K.K., Yu, K., Wu, X., and Tian, Q.Z., 2005. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere*, 60, 542-551.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

CPCS (Commission de Pédologie et de Cartographie des Sols), 1967. Classification des sols. Doc. Multigrade. Grignon, France, 96 p.

Cui, Z.A., Qiao, S.Y., Bao, Z.Y., and Wu, N.Y., 2011. Contamination and distribution of heavy metals in urban and suburban soils in Zhangzhou City, Fujian, China. *Environmental Earth Sciences*, 64, 1607-1615.

### - D -

Da Silva, Y.J.A.B., Do Nascimento, C.W.A., and Biondi, C.M., 2014. Comparison of USEPA digestion methods to heavy metals in soil samples. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 (1), 47-53.

De Temmerman, L., Vanongeval L., Boon W., Hoenig M., and Geypens M., 2003. Heavy metal content of arable soils in Northern Belgium. *Water, Air, and Soil Pollution*, 148, 61-76.

Décret exécutif n° 06-141., 2006. Les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels. *Journal officiel de la République Algérienne*, 26, 6 p.

Décret exécutif n° 11-219., 2011. Qualité des eaux superficielles et souterraines destinées à l'alimentation en eau des populations. *Journal officiel de la République Algérienne*, 34, 23 p.

Deschamps, T., Benzaazoua, M., Bussière, B., Belem, T., et Mbonimpa, M., 2006. Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], 7, 2.

Djabri, L., Ferrah, Y., Bouhsina, S., Cazier, F., Hani, A., Djabri, Y., Pulido, Bosch, A., et Same. H., 2012. Etats de la qualité des eaux en Algérie : cas des cours d'eau en région méditerranéenne (Kebir est, Seybouse et Medjerda), (extrême est algérien). XII Journées Nationales Génie Côtier – Génie Civile Cherbourg, 865-872.

Djili, K., Daoud, Y., et Ayache, N., 1999. Analyse de la distribution verticale et spatiale du calcaire dans les sols de l'Algérie septentrionale. *Etude et Gestion des Sols*, 6, 201-213.

Djili, K., et Daoud, Y., 2001. Relation entre l'argile, la matière organique et la capacité d'échange cationique des sols du Nord de l'Algérie. *Agrochimica*, XLV, 5-6.

Dos santos, G.C.G., Valladares, G.S., Abreu, C.A., De camargo, O.A., and Grego, C.R., 2013. Assessment of Copper and Zinc in soils of Vineyard Region in the state of Sao Paulo, Brazil. *Applied and Environmental Soil Science*, Article ID790795, 10 p.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

Douaoui, A., and Yahiaoui, I., 2015. Using remote sensing, GIS and kriging to improve soil salinity mapping in the Hmadna plain (Algeria). *Toprasku-Dergisi Soil-Water Journal*, 1-5.

Droesbeke, J-J., Lejeune, M., et Saporta, G., 2006. Analyse statistique des données spatiales. Editions Technip. Paris, 468 p.

### - E -

Eckel, H., Roth, U., D€ohler, H., Nicholson, F. A., and Unwin, R. (Eds.), 2005. Assessment and reduction of heavy metal input into agro-ecosystems (AROMIS). Darmstadt: KTBL.

Ecrement, Y., 1971. Etude agropédologique de la plaine de la Mitidja. ANRH, Echelle: 1/50.000e, 130 p.

Edet, A.E., and Offiong, O.E., 2002. Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo-Odukpani area, Lower Cross River Basin (southeastern Nigeria). *GeoJournal*, 57, 295-304.

Ekwere, A.S., and Ekwere, S.J., 2015. Heavy metal assessment of groundwaters in the vicinities of dumpsites in Calabar Metropolis, South-Eastern Nigeria. *Earth Sciences*, 4 (6), 261-265.

El-Hadef El-Okki, M., Sahli, L., Bentellis, A., Azzoug, R., Laing, G.D., and Rached, W., 2016. Assessment of metal contamination in soil banks of the Rhumel wadi (Northeast Algeria). *Toxicological and Environmental Chemistry*, 98 (1), 53-63.

Eze, P.N., Udeigwe, T.K., and Stietiya, M.H., 2010. Distribution and potential source evaluation of heavy metals in prominent soils of Accra Plains, Ghana. *Geoderma*, 156, 357-362.

### - F -

Far, I., et Larabi, H., 2015. Evaluation du statut de fertilité chimique des sols agricoles de Meftah. Mémoire de Master, Ecole Nationale Supérieure Agronomique El-Harrach (ENSA), Alger, 69 p.

Fijalkowski, K., Kacprzak, M., Grobelak, A., and Placek, A., 2012. The influence of selected soil parameters on the mobility of heavy metals in soils. *Inzynieria i Ochrona Srodowiska*, 5, 81-92.

Forstner, U., and Wittmann, G.T.W., 1983. Metal pollution in the Aquatic Environment, Second Revised Edition, Springer Verlag, 488 p.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

Fouad, S., Hajjami, K., Cohen, N., et Chlaida, M., 2014. Qualité physico-chimique et contamination métallique des eaux de l'Oued Hassar : impacts des eaux usées de la localité de Mediouna (Périurbain de Casablanca, Maroc). *Afrique Science*, 10 (1), 91-102.

Fu, J., Zhao, C., Luo, Y., Kyzas, G.Z., Luo, Y., Zhao, D., An, S., and Zhu, H., 2014. Heavy metals in surface sediments of the Jialu River, China: Their relations to environmental factors, *Journal of Hazardous Materials*, 270, 102-109.

### - G -

Gaillardet, J., Viers, J., and Dupré, B., 2003. Trace Elements in River Waters, in: Editors in-Chief: Heinrich, D.H., Karl, K.T. (Eds.), *Treatise on Geochemistry*. Pergamon, Oxford, pp. 225-272.

Gawlik, B.M., and Bidoglio, G., 2006. Background values in European soils and sewage sludges. European Commission-Joint Research Centre, Institute for the Environment and Sustainability, 33 p.

Ghrefat, H.A., and Yusuf, N., 2006. Assessing Mn, Fe, Cu, Zn, and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al-Arab Dam. Jordan, *Chemosphere*, 65 (11), 2114-2121.

Ghrefat, H.A., Abu-Rukah, Y., and Rosen, M.A., 2011. Application of geoaccumulation index and enrichment factor for assessing metal contamination in the sediments of Kafraïn Dam, Jordan, *Environmental Monitoring and Assessment*, 178 (1-4), 95-109.

Girard, M-C., Walter, C., Remy, J-C., Berthelin, J., et Morel, J-L., 2005. Sols et environnement, cours, exercices et études de cas. Dunod, Paris, 816 p.

Glangeaud, L., Ayne, A., Caire, A., Mattauer, et Muraour., P.1952. Histoire géologique de la province d'Alger. XIX. Congrès International Alger, 141 p.

Goher, M. E., Hassan, A.M., Abdel-Moniem, I. A., Fahmy, Ayman, H.H., and El-sayed, S.M., 2014. Evaluation of surface water quality and heavy metal indices of Ismailia Canal, Nile River, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 40, 225-233.

Gouzy, A., et Ducos, G., 2008. La connaissance des éléments traces métalliques : un défi pour la gestion de l'environnement. *Air Pur*, 75, 6-10.

Gorai, T., Ahmed, N., Sahoo, R.N., Pradhan, S., Datta, S.C., and Sharma, R.K., 2015. Spatial variability mapping of soil properties at farm scale. *Journal of Agricultural Physics*, 15, 29-37.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

Greenfield, R., Van Vuren, J.H.J., and Wepener, V., 2012. Heavy metal concentrations in the water of the Nyl River system, South Africa. *African Journal of Aquatic Science*, 37, 2, 219-224.

Guo, G., Wu, F., Xie, F., and Zhang, R., 2012. Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in urban soils from southwest China. *Journal of Environmental Sciences*, 24 (3), 410-418.

Gustafsson, J.P., 2012. Visual Minteq, version Release 3, Dept of Land and Water Resources Engineering, Stockholm, Sweden.

### - H -

Hadjoudj, Q., Bensemmane, R., Saoud, Z., et Reggabi, M., 2014. Pollution des eaux souterraines de la Mitidja par les nitrates : état des lieux et mesures correctives. *European Journal of Water Quality*, 45, 57-68.

Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control; a sedimentological approach, *Water Research*, 14, 975-1001.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., and Ryan, P.D., 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis, *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 9 p.

Han, Y.M., Du, P.X., Cao, J.J., and Posmentier, E.S., 2006. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. *Science of the Total Environment*, 355, 176-186.

Hou, D., He, J., Lu, C., Ren, L., Fan, Q., Wang, J., and Xie, Z., 2013. Distribution characteristics and potential ecological risk assessment of heavy metals (Cu, Pb, Zn, Cd) in water and sediments from Lake Dalinouer, China, *Ecotoxicology and Environment Safety*, 93, 135-144.

Hawkes, H.E., and Webb, J.S., 1962. *Geochemistry in Mineral Exploration*. New York: Harper, 415 p.

Huang, L.M., Deng, C.B., Huang, N., and Huang, X-J. 2013. Multivariate statistics approach to identify heavy metal sources in agricultural soil around an abandoned Pb-Zn mine in Guangxi Zhuang Autonomous Region, China. *Environmental Earth Sciences*, 68, 1331-1348.

Hussain, R., Khattak, S.A., Shah, M.T., and Ali, L., 2015. Multistatistical approaches for environmental geochemical assessment of pollutants in soils of Gadoon Amazai Industrial Estate, Pakistan. *Journal of Soils and Sediments*, 15, 1119-1129.

### -I-

- Idder, A., Cheloufi, H., et Idder, T., M, S.A., 2012. Action des boues résiduelles de la station d'épuration des eaux usées de Touggourt (Algérie) sur un sol sableux cultivé. *Algerian Journal of Arid Environment*, 2(1), 77-81.
- INERIS., 2004. Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. Rapport technique, 85 p.
- INERIS., 2015. Guide pour l'inventaire des émissions, rejets et pertes de micropolluants vers les eaux de surface, 68 p.
- INSID (Institut National des Sols, de l'Irrigation et du Drainage)., 2011. Atlas, carte d'occupation du sol par wilaya. Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural, 150 p.
- Islam, M.A., Romić, D., Akber, M.A, and Romic, M., 2017. Trace metals accumulation in soil irrigated with polluted water and assessment of human health risk from vegetable consumption in Bangladesh. *Environmental Geochemistry and Health*, 1-27.
- ISO (International Standards Organization)., 1995. ISO 11466:1995. Soil quality- Extraction of trace elements soluble in aqua regia. BSI Standards Publication, London, UK, pp. 1-6.
- ISO (International Standards Organisation)., 2005. ISO 19258: 2005. Soil quality - Guidance on the determination of background values, 23 p.

### -K-

- Kabata-Pendias, A., 2011. Trace Elements in Soils and Plants, fourth edition. CRC Press, Boca Raton, Florida, 548 p.
- Kazlauskaite-Jadzevice, A., Volungevisius, J., Gregorauskiene, V., and Marcinkonis, S., 2014. The role of pH in heavy metals contamination of urban soil. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 22, 311-318.
- Kelepertsis, A., Argyraki, A., and Alexakis, D., 2006. Multivariate statistics and spatial interpretation of geochemical data for assessing soil contamination by potentially toxic elements in the mining area of Stratoni, north Greece. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*. 6, 349-355.
- Kelepertzis, E., 2014. Accumulation of heavy metals in agricultural soils of Mediterranean: Insights from Argolida basin, Peloponnese, Greece. *Geoderma*, 221, 82-90.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

Kerboub, D.J., et Fehdi, C.H., 2014. Impact des rejets urbains et industriels sur la qualité des eaux souterraines : cas de la région d'El Kantar, Sud-Est Algérien. *Afrique Science*, 10, 127-138.

Khalil, A., Hanich, L., Bannari, A., Zouhri L., Pourret, O., and Hakkou, R., 2013. Assessment of soil contamination around an abandoned mine in a semi-arid environment using geochemistry and geostatistics: Pre-work of geochemical process modeling with numerical models. *Journal of Geochemical Exploration*, (125) 117-129.

Khouli, M.R., and Djabri, L., 2011. Impact of use of agricultural inputs on the quality of groundwater, case of Mitidja plain (Algeria). *Geographia Technica*, 2, 35-44.

Krami, L.K., Amiri, F., Sefiyanian, A., Shariff, A.R.B.M., Tabatabaie, T., and Pradhan, B., 2013. Spatial patterns of heavy metals in soil under different geological structures and land uses for assessing metal enrichments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 9871-9888.

Krika, A., and Krika, F., 2017. Evaluation of the status of heavy metal pollution in surface water and sediments of the Nil River (North Eastern Algeria). *Pollution*, 3 (2), 301-310.

-L-

Laribi, A., and Saidani, N., 2016. Assessment of Cu, Fe and Zn contamination in agricultural soils around the Meftah Cement plant, Algeria. *Works of the Faculty of Forestry University of Sarajevo*, 271-278.

Laribi, A., Mouhouche, B., Benayad, T., and Dehnoun, Z., 2017. Contamination assessment and the risk associated with the accumulation of trace metals in sediments of the Mitidja plain, Algeria. *Environmental Progress and Sustainable Energy*, 36(6), 1650-1657.

Lebik, H., and Ait-amar, H., 2013. Pesticides occurrence in groundwater sources of Mouzaia (Algeria). *African Journal of Agricultural Research*, 8 (31), 4269-4279.

Lee, M.K., and Saunders, J.A., 2003. Effect of pH on metals precipitation and sorption: field bioremediation and geochemical modeling approaches, *Vadose Zone Journal*, 2 (2), 177-185.

Li, F., Huang, J., Zeng, G., Yuan, X., Li, X., Liang, J., Wang, X., Tang, X., and Bai, B., 2013. Spatial risk assessment and sources identification of heavy metals in surface sediments from the Dongting Lake, Middle China, *Journal of Geochemical Exploration*, 132, 75-83.

Lienard, A., Bock, L., and Colinet, G., 2011. Interest of soil maps to elaborate a sampling strategy in soils contaminated by atmospheric fallouts: application to the study of soil effect

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

on the fate of metallic trace elements. *Biotechnology. Agronomy. Society and Environment*, 15 (S2), 669-682.

Lienard, A., Brostaux, Y., and Colinet, G., 2014. Soil contamination near a former Zn-Pb ore-treatment plant: Evaluation of deterministic factors and spatial structures at the landscape scale. *Journal of Geochemical Exploration*, 147 (S1), 107-116.

Lindsay, W.L., 1979. *Chemical Equilibria in Soils*. Ed. John Wiley and Sons, New York, 449 p.

Linus, A. N., Cosmas, O.U., Callistus, I.I., Tobias, N.I.E., and Donatus, C.B., 2014. Effect of sublethal concentration of heavy Metal contamination on soil physicochemical properties, catalase and dehydrogenase activities. *International Journal of Biochemistry Research and Review*, 4 (2), 141-149.

Loi n° 05-12., 2005. Les principes et les règles applicables pour l'utilisation, la gestion et le développement durable des ressources en eau en tant que bien de la collectivité nationale. *Journal officiel de la République Algérienne*, 60, 13 p.

### - M -

Maas, S., Scheifler, R., Benslama, M., Crini, N., Lucot, E., Brahmia, Z., Benyacoub, S., and Giraudoux, P., 2010. Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. *Environmental Pollution*, 158 (SI), 2294-2301.

MADRP (Ministère de l'Agriculture, du Développement Rural et de la Pêche). 2015. Direction des statistiques et des systèmes d'informations. Série 2015.

Marchand, C., Allenbach, M., and Lallier-Verges, E., 2011. Relationships between heavy metals distribution and organic matter cycling in mangrove sediments (Conception Bay, New Caledonia). *Geoderma*, 160, 444-456.

Martinez, C.E., and McBride, M.b., 1998. Coprecipitation of Cd, Cu, Pb and Zn in iron oxides: solid phase transformation and metal solubility after aging and thermal treatment. *Clays and Clay Minerals*, 46, 537-545.

Matech, F., Zaakour, F., Moustarhfer, K., Chemsj, Z., Benazzouz, I., et Saber, N., 2014. Concentrations en éléments traces métalliques dans les sols irrigués par les eaux usées versées dans l'oued Merzeg (Casablanca-Maroc). *European Scientific Journal*, 10 (29), 121-138.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

- Mathieu, C., et Pieltain, F., 2003. Analyse Chimique des Sols. Méthodes Choiesies. TEC et DOC- Lavoisier, Paris, 408 p.
- Mathieu, A., Baize, D., Raoul, C., et Daniau, C., 2008. Proposition de référentiels régionaux en éléments traces métalliques dans les sols : leur utilisation dans les évaluations des risques sanitaires. *Environ, Risques & Santé*, 7(2), 112-122.
- Matschullat, J., Ottenstein, R., and Reimann, C., 2000. Geochemical background- can we calculate it? *Environmental Geology*, 39 (9), 991-1000.
- McGrath, D., Zhang, C., and Carton, O.T., 2004. Geostatistical analyses and hazard assessment on soil lead in Silvermines area, Ireland, *Environmental Pollution*, 127(2), 239-248.
- McLennan, S.M., 2001. Relationships between the trace element composition of sedimentary rocks and upper continental crust. *Geochemistry Geophysics Geosystems*, vol.2, paper number 2000GC000109.
- Meng, W., Wang, Z., Hu, B., Wang, Z., Li, H., and Goodman, R.C., 2016. Heavy metals in soils and plant after-long term sewage irrigation at Tianjin China: A case study assessment. *Agricultural Water Management*, 171, 153-161.
- Messaoud Nacer, N., 1987. Hydrogéologie et pollution des eaux : exemple du bassin versant du Mazafran, Mitidja (Algérie). Géologie appliquée. Thèse de Docteur-Ingénieur, Université Scientifique et Médicale de Grenoble, 137 p.
- Minitab Inc., 2010. Minitab Reference Manual PC version Release 17, State College, PA: Minitab, Inc.
- Mirlean, N., Roisenberg, A., and Chies, J.O., 2007. Metal contamination of vineyard soils in wet subtropics (southern Brazil). *Environmental Pollution*, 149, 10-17.
- Mohan, S.V., Nithila, P., and Reddy, S.J., 1996. Estimation of heavy metal in drinking water and development of heavy metal pollution index. *Journal Environmental Science and Health*, A31 (2), 283-289.
- Mohd, H.L., and Riduan, M.J., 2009. Determining and mapping soil nutrient content using geostatistical technique in a Durian Orchard in Malaysia. *Journal of Agricultural Science*, 1, 86-91.
- Moore, F., Forghani, G., and Qishlaqi, A., 2009. Assessment of heavy metal contamination in water and surface sediments of the maharlu saline lake, SW Iran, *Iranian Journal of Science and Technology, Transaction*, A.33 (A1), 43-55.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

Moore, F., Esmaili, Kobra., and Keshavarzi, B., 2011. Assessment of heavy metals contamination in stream water and sediments affected by the Sung Porphyry Copper Deposit, East Azerbaijan Province, Northwest Iran. *Water Quality, Exposure and Health*, 3, 37-49.

Mousavifad, S.M., Momtaz, H., Sepehr, E., Davatgar, N., and Sadaghiani, M.H.R., 2012. Determining and mapping some soil physico-chemical properties using geostatistical and GIS techniques in the Naqade region, Iran. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 1-17.

Muller, G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geology Journal*, 2 (3), 108-118.

### - N -

Nanos, N., and Martin, J.A.R., 2012. Multiscale analysis of heavy metal contents in soils: Spatial variability in the Duero River basin (Spain). *Geoderma*, 189, 545-562.

Nayek, S., Gupta, S., and Saha, R.N., 2010. Metal accumulation and its effects in relation to biochemical response of vegetables irrigated with metal contaminated water and wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 178, 588-595.

Nhari, F., Sbaa, M., Vassel, J.L., Fekhaoui, M., et El Morhit, M., 2014. Contamination des sols d'une décharge non contrôlée par les métaux: cas de la décharge Ahfir - Saidia (Maroc oriental). *Journal of Material and Environmental Science*, 5(5), 1477-1484.

Nriagu, J.O., and Pacyna, J.M., 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, 333, 134-139.

### - O -

Ogunkunle, C.O., and Fatoba, P.O., 2014. Contamination and spatial distribution of heavy metals in topsoil surrounding a mega cement factory. *Atmospheric Pollution Research*, 5, 270-282.

Ogunkunle, C.O., Mustapha, K., Oyedeji, S., and Fatoba, P.O., 2016. Assessment of metallic pollution status of surface water and aquatic macrophytes of earthen dams in Ilorin, north-central of Nigeria as indicators of environmental health. *Journal of King Saud University-Science*, 28, 324-331.

Oliver, M., and Webster, R., 2015. Basic Steps in Geostatistics: The Variogram and Kriging. Springer. New York, 110 p.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

Ondrasek, G., Romic, D., Rengel, Z., Romic, M., and Zovko, M., 2009. Cadmium accumulation by muskmelon under salt stress in contaminated organic soil. *Science of the Total Environment*, 407, 2175-2182.

ONS., 2008. Office National des Statistiques. Annuaire statistique de la Wilaya d'Alger.

Oucher, N., 2010. Pollution de l'air par les aerosols particulaires et les métaux lourds qui leur sont associés sur un site de proximité à Alger. *Recherche et Développement*, 17, 4-6.

### - P -

PAC (Programme d'Aménagement Côtier)., 2004. Maîtrise de l'urbanisation et de l'artificialisation des sols. Rapport: étude prospective de l'urbanisation-phase 2, 60 p.

PAC (Programme d'Aménagement Côtier)., 2005. Gestion intégrée des ressources en eau et assainissement liquide. Tendances et alternatives, 57 p.

PAC (Programme d'Aménagement Côtier)., 2006. Zone côtière Algéroise. Rapport final intégré, 190 p.

Pacyna, J.M., and Pacyna, E.G., 2001. As assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environmental Review*, 9 (4), 269-298.

Pacyna, J.M., Pacyna, E.G., and Aas, W., 2009. Changes of emissions and atmospheric deposition of mercury, lead, and Cd. *Atmospheric Environment*, 43, 117-127.

Paterson, E., Campell, C., and Shand, C., 2011. Geochemical Atlas for Scottish Topsoils. The Macaulay Land Use Research Institute, Aberdeen, UK, 44 p.

Peng, G., Bing, W., Guangpo, G., and Guangcan, Z., 2013. Spatial distribution of soil organic carbon and total nitrogen based on GIS and Geostatistics in a small watershed in a hilly area of Northern China. *PloS ONE*, 8(12), e83592.

Pereira, B., et Sonnet, P., 2007. La contamination diffuse des sols par les éléments traces métalliques en région Wallonne. Rapport analytique sur l'état de l'environnement Wallon, Université Catholique de Louvain, 1-27.

Perez, C., Martinez, M.J., Vidal, J., and Navarro, C., 2002. Proposal reference values for heavy metals in calcareous fluvisols of the Huerta de Murcia (SE Spain), in: Faz, A., Ortiz, R., Menmut, A.R. (Eds.), Sustainable Use and Management of Soils in Arid and Semiarid Regions. Quaderna Editorial, Cartagena, Murcia, Spain, pp. 495-496.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

Pérez, L., Moreno, A.M., Y González, J., 2000. Valoración de la calidad de un suelo en función del contenido y disponibilidad de los metales pesados. *Edafología*, 7, 113-120.

Perrono, P., 1999. Les micropolluants métalliques des boues de stations d'épuration urbaine et l'épandage agricole. Mémoire. D.U.E.S.S, D.E.P. Université Picardie Amiens, 20 p.

Pitrat, D.M.J.J et Braga, M.C.B., 2012. Evaluation de la contamination métallique d'une ressource en eau de la ville de Curitiba, Brezil. *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 12(1), 1-24.

Prasad, B., and Bose, J.M., 2001. Evaluation of heavy metal pollution index for surface and spring water near a limestone mining area of the lower Himalayas. *Environmental Geology*, 41, 183-188.

### - R -

Rawlins, B.G., McGrath, S.P., Scheib, A.J., Breward, N., Cave, M., Lister, T.R., Ingham, M., Gowing, C., and Carter, S., 2012. The advanced Soil Geochemical Atlas of England and Wales. British Geological Survey, Nottingham, UK, 228 p.

Redon, P.O., Bur, T., Guiresse, M., Probst, J-L., Toiser, A., Revel, J-C., Jolivet, C., and Probst, A., 2013. Modelling trace metal background to evaluate anthropogenic contamination in arable soils of south-western France. *Geoderma*, 206, 112-122.

Reimann, C., Filzmoser, P., and Garrett, R.G., 2005. Background and threshold: critical comparison of methods of determination. *Science of the Total Environment*, 346, 1-16.

Reimann, C., and Garrett, R.G., 2005. Geochemical background-concept and reality. *Science of the Total Environment*, 350, 12-27.

Reimann, C., Filzmoser, P., Garrett, R.G., and Dutter, R., 2008. Statistical Data Analysis Explained: Applied Environmental Statistics with R. John Wiley and Sons, Ltd, 362 p.

Remili, S., et Kerfouf, A., 2013. Evaluation de la qualité physico-chimique et du niveau de contamination métallique (Cd, Pb, Zn) des rejets des eaux usées d'Oran et de Mostaganem (littoral Ouest algérien). *Géographie Physique et Environnement*, 13, 165-182.

Rodríguez-Barroso, M.R., Benhamou, Y., El Moumni, B., El Hatimi, I., and García-Morales, J.L., 2009. Evaluation of metal contamination in sediments from north of Morocco: geochemical and statistical approaches, *Environmental Monitoring and Assessment*, 159, 169–181.

-S-

- Sahoo, P.K., Equeenuddin, Sk.Md., and Powell, M.D., 2016. Trace elements in soils around a coal mines, current scenario, impact and available techniques for management. *Current pollution reports*, 2(1), 1-14.
- Selvam, S., Venkatramann, C., and Singaraja, C., 2015. A GIS-based assessment of water quality pollution indices for heavy metal contamination in Tuticorin Corporation, Tamilnadu, India. *Arabian Journal of Geosciences*, 8 (12), 10611–10623.
- Semar, A., and Saibi, H., 2014. Multiparameter Cartographic Assessment of the Hydrochemical Groundwater of the Soummam Valley (Kabylia, Algeria). *Environmental Progress and Sustainable Energy*, 33 (4): 1357-1365.
- Shit, P.K., Bhunia, G.S., and Maiti, R., 2016. Spatial analysis of soil properties using GIS based geostatistics models. *Modeling Earth Systems and Environment*, 2:107.
- Sigg, L., Stumm, W., et Behra, P., 1992. Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement, Masson, Paris, 391 p.
- Sigg, L., Behra, P., et Stumm, W., 2006. Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement, 4<sup>e</sup> edition, Dunod, Paris, 564 p.
- Sipos, P., Choi, C., Nemeth, T., Szalai, Z., and Poka, T., 2014. Relationship between iron and trace metal fractionation in soils. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 26 (1), 21-30.
- Skoog, D.A., West, D.M., Holler, F.J., and Crouch, S.R., 2005. Fundamentos de química analítica. Octava edición. Thomson Editores Spain, 1196 p.
- Soliman, N.F.S., Nasr, S.M., and Okbah, M.A., 2015. Potential ecological risk of heavy metals in sediments from the Mediterranean coast, Egypt. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 13:70.
- SOeS (Service de l'Observation et des Statistiques), 2009. La contamination des sols par les métaux et métalloïdes. Commissariat général au développement durable (CGDD). Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire.
- Sposito, G., 2008. The chemistry of soils, third edition, Oxford University Press, 344 p.
- Su, C., Jiang, L., and Zhang, W., 2014. A review on heavy metal contamination in the soil worldwide: situation, impact and remediation technique. *Environmental Skeptics and Critics*, 3(2), 24-38.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

Sulaiman, F.R., Mustaffa, N.F.S., and Khazaai, S.N.M., 2016. Preliminary assessment of selected metals in agricultural soils in Jengka, Pahang, Malaysia. *Environmental Earth Sciences*, 75, 223.

Sun, C., Zhao, W., Zhang, Q., Yu, X., Zheng, X., and Zhao, J., 2016. Spatial distribution, sources apportionment and health risk of metals in topsoil in Beijing, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13 (7), 727.

### -T-

Tamasi, G., and Cini, R., 2004. Heavy metals in drinking waters from Mount Amiata. Possible risks from arsenic for public health in the province of Siena. *Science of the Total Environment*, 327, 41-51.

Tobias, F.J, Bech J., and Sanchez, P., 1997. Establishment of the background levels of some trace elements in soils of NE Spain with probability plots. *Science of the Total Environment*, 206, 255-265.

Tume, P., Bech, J., Longan, L., Tume, L., Reverter, F, and Sepulveda, B., 2006. Trace elements in natural surface soils in Sant Climent (Catalonia, Spain). *Ecological Engineering*, 27, 145-152.

Tume, P., Bech J., Reverter F., Bech J., Longan L., Tume, L., and Sepulveda, B., 2011. Concentration and distribution of twelve metals in Central Catalonia surface soils. *Journal of Geochemical Exploration*, 109, 92-103.

### -U-

USEPA (US Environmental Protection Agency)., 1994. Method 3051-microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils. In: Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods, Office of Solid Waste and Emergency Response, SW-846, 14 p.

USEPA (US Environmental Protection Agency)., 1996. Method 3050B-acid digestion of sediments, sludges and soils. Revision 2, Environmental Protection Agency, Washington, USA, 12 p.

USEPA (US Environmental Protection Agency)., 1996. Method 3052-microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices, part of test methods for evaluating solid waste, physical/chemical methods, 20 p.

USEPA (US Environmental Protection Agency)., 2007. Method 3051A-microwave assisted acid digestion of sediment, sludges, soils and oils, 30 p.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

USEPA (US Environmental Protection Agency)., 2012. Guidelines for Water Reuse. U.S. Agency for International development Washington, D.C, 643 p.

### - V -

Vázquez, I., Martín Rubí, J. A., Moreno García, A. M., and González Parra, J., 2000. Aplicación de fórmulas empíricas en el cálculo de valores de referencia de elementos traza en suelos de la Comunidad de Madrid. *Boletín Geológico Minero*, 111-5, 63-78.

Vegter, JJ., 1995. Soil protection in The Netherlands. In: Salomons W, Forstner U, Mader P, editors. Heavy Metals Problems and Solutions. Berlin: Springer-Verlag, 79-100.

Viers, J., Dupré, B., and Gaillardet, J., 2009. Chemical composition of suspended sediments in World Rivers: New insights from a new database, *Science of the Total Environment*, 407 (2), 853-868.

Villanneau, E., Perry-Giraud, C., Saby, N., Jolivet, C., Marot, F., Maton, D., Floch- Berneaud A., Antoni, V., et Arrouays, D., 2008. Détection de valeurs anormales d'éléments traces métalliques dans les sols à l'aide du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols. *Etude et Gestion des Sols*, 15(3), 183-200.

### - W -

Wang, Y., Li, Y., and Xiao, D., 2008. Catchment scale spatial variability of soil salt content in agricultural oasis, Northwest China. *Environmental Geology*, 56:439-446.

Webster, R., and Oliver, M., 2007. Geostatistics for Environmental Scientists. Second Ed. John Wiley and Sons, New York, 330 p.

Wei, Z.Y., Wang, D.F., Zhou, H.P., and Qi, Z.P., 2011. Assessment of soil heavy metal pollution with principal component analysis and geoaccumulation index. *Procedia Environmental Sciences*, 10, 1946-1952.

WHO (World Health Organization)., 2011. Guidelines for drinking-water quality, fourth ed. Geneva: WHO, 564 p.

Wojtkowska, M., 2011. Content of selected heavy metals in water and riverbed sediments of the Utrata River. *Environment Protection Engineering*, 37 (3), 57-64.

Wolejko, E., Wydro, U., Butarewic, A., and Loboda, T., 2013. Effects of sewage sludge on the accumulation of heavy metals in soil and mixtures of lawn grasses. *Environment Protection Engineering*, 39 (2), 67-76.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

Wu, J., Teng, Y., Lu, S., Wang, Y., and Jiao, X., 2014. Evaluation of soil contamination indices in a mining area of Jiangxi, China. *PLOS ONE*, 9 (11), e1129117.

Wuana, R.A., and Okieimen, E.F., 2011. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *ISRN Ecology*, article ID 402647, 20 p.

### -X-

Xu, J., Yang, L., Wang, Z., Dong, G., Huang, J., and Wang, Y., 2006. Toxicity of copper on rice growth and accumulation of copper in rice grain in copper contaminated soil. *Chemosphere*, 62, 602-607.

### -Y-

Yakoub, C., Perez-Foguet, A., and Miralles, N., 2012. Trace metal content of sediments close to mine sites in the Andean region, *The Scientific World Journal*, p.12

Yan, N., W, Liu., H, Xie., L, Gao., Y, Han., M, Wang., and H, Li., 2016. Distribution and assessment of heavy metals in the surface sediment of Yellow river, China. *Journal of Environmental Sciences*, 39, 45-51.

Yao, X., Fu, B., Lu, Y., Sun, F., Wang, S., and Liu, M., 2013. Comparison of four spatial methods for estimating soil moisture in a complex terrain catchment. *PLoS ONE*, 8(1), e54660.

Yoshida, M., Moali, M., Houas, O., Lakhdari, M., Nechaoui, L., Guerrida, D., Chatal, A., Oussalem, S., Makour, F., Khelifi, F., and Laleg, A., 2005. Environmental Pollution in Oued El Harrach area, Alger -A Preliminary Report on Mercury and Heavy Metals Contaminations- Compte-rendu du Séminaire sur « Pollution et Protection de l'Environnement en Algérie », Alger, 5 et 6 avril 2005, pp. 19-37.

Yoshida, M., Moali, M., Houas, O., et Lakhdari, M., 2007. Concentration de l'élément potentiellement toxique dans les sédiments dans la Baie d'Alger. Compte Rendu des ateliers et Séminaire conjoints Algérie-Japon sur les normes de qualité et les efforts de protection de l'environnement, Alger, pp. 96-106.

### -Z-

Zachara, J.M., Cowan, C.E., and Resch, C.T., 1991. Resch CT. Sorption of divalent metals on calcite. *Geochimica et Cosmochimica, Acta*, 55: 1549-1562.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

- Zhang, H.H., Li, F.B., Wu, Z.F., Li, D.Q., Xu, D.R., and Yuan, H.X. 2008. Baseline concentration and spatial distribution of trace metals in surface soils of Guangdong Province, China. *Journal of Environmental Quality*, 37, 1752-1760.
- Zhang, X.Y., Lin, F.F., Wong, M.T., Feng, X.L., and Wang, K. 2009. Identification of soil heavy metals sources from anthropogenic activities and pollution assessment of Fuyang County, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 154, 439-449.
- Zhao, F.J., McGrath, S.P., and Merrington, G., 2007. Estimates of ambient background concentrations of trace metals in soils for risk assessment. *Environmental Pollution*, 148(1), 221-229.
- Zhao, K., Fu, W., Ye, Z., and Zhang, C., 2015. Contamination and spatial variation of heavy metals in the soil-rice system in Nanxun County, Southeastern China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12, 1577-1594.
- Zhao, Y., Xia, X.H., Yang, Z.F., and Wang, F., 2012. Assessment of water quality in Baiyangdian Lake using multivariate statistical techniques. *Procedia Environmental Sciences*, 13, 1213-1226.
- Zhou, H.H., Chen, Y. N., and Li, W.H., 2012. Soil properties and their spatial pattern in an oasis on the lower reaches of the Tarim River, northwest China. *Agricultural Water Management*, 97, 1915-1922.
- Zovko, M., and Romic, M., 2011. Soil contamination by trace metals: geochemical behavior as an element of risk assessment, in: Ahmad Dar, I., Ahmad Dar, M. (Eds.). *Earth and Environmental Sciences*, Intech, 437-456.

### Liste des sites Web consultés.

<http://www.huffpostmaghreb.com/2017/01/29/station-epuration>.

<http://www.mem-lgeria.org/francais/index.php?page=tarification-des-produits-petroliers-reglementes>.