

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



جامعة قاصدي مرباح - ورقلة

UNIVERSITÉ KASDI MERBAH - OUARGLA

Faculté des Mathématiques et des Sciences de la Matière

Département de chimie



N° *Ordre* : .....

N° *Série* : .....

## THÈSE

En vue de l'obtention du diplôme de

DOCTORAT EN SCIENCES

Spécialité : Chimie

Thème

**Etude saisonnière de la variation du niveau de contamination des sols dans les régions Sahariennes Algériennes (31-33° N ; 4-9° E) par les polluants chimiques et microbiologiques.**

**« Géo-référencement des teneurs en polluants »**

Présentée et soutenue publiquement le : 25 / 10 / 2020

Par : M<sup>me</sup>. CHAUCHE Khaoula

Devant le jury composé de :

Mr. DENDOUGUI Hocine	Professeur	U.K.M. Ouargla	Président
Mr. REBIAI Abdelkrim	MCA	Université d'El Oued	Examineur
Mr. BEN MYA Omar	MCA	Université d'El Oued	Examineur
Mr. LABED Brahim	MCA	E. N. S. Ouargla	Examineur
Mr. MOUSSAOUI Yacine	Professeur	U.K.M. Ouargla	Directeur de thèse
Mr. DOUADI Ali	Professeur	U.K.M. Ouargla	Co-directeur de thèse

Année universitaire : 2019 / 2020

# **Dédicace**

*Afin d'être reconnaissante envers ceux qui m'ont appuyé et encouragé à effectuer ce travail de recherche, je dédie ce travail :*

*A MES TRES CHERS PARENTS*

*Pour votre éducation, vos sacrifices et vos encouragements.*

*Merci d'avoir été présents à chaque moment de ma vie.*

*Qu'Allah vous apporte santé, bonheur et longue vie.*

*A mon mari « ABDELHALIM »*

*A mes petits gosses MOHAMED et AHMED*

*A ma petite princesse MERIEM*

*En témoignage de mon amour*

*Merci d'être présents dans ma vie*

*A ma chère sœur et tous mes frères*

*Merçi pour votre amour et votre soutien moral.*

*Et que ce manuscrit soit utile pour tous ceux qui en auront besoin.*

*..... Khaoula .....*

## *Remerciements*

Avant tout, je dois remercier ALLAH qui m'a donné le courage, la patience et la bonté de pouvoir terminer cette thèse.

Au terme de ce travail, il m'est agréable d'exprimer ma profonde reconnaissance à l'égard du mon directeur de thèse, Mr. MOUSSAOUI Yacine, Professeur à la Faculté de la Médecine (UKMO), pour la confiance qu'elle m'a accordée en acceptant d'encadrer mon travail de thèse. Je lui suis reconnaissante pour le temps qu'elle a consacré pour diriger mes travaux de recherche et pour participer même aux prélèvements sur le terrain. Je lui remercie aussi pour son aide, son soutien moral et ses conseils tout au long de ces années.

J'aimerais aussi remercier mon co-directeur de thèse, Mr. DOUADI Ali, Professeur à la Faculté de mathématique et des Sciences de la matière (UKMO), pour la confiance qu'il m'a témoigné du début à la fin du travail, pour son aide, sa disponibilité et ses conseils judicieux.

Je porte toute ma gratitude à Mr. DENDOUGUI Hocine, Professeur à l'université de Kasdi Merbah - Ouargla, pour avoir honoré de présider le jury.

Je tiens également à remercier Mr. REBIAI Abdelkrim, Maitre de conférences « A » à l'université d'El-Oued ; Mr. BEN MYA Omar, Maitre de conférences « A » à l'université d'El-Oued et Mr. LABED Brahim, Maitre de conférences « A » à l'E.N.S Ouargla, qui m'ont fait l'honneur d'examiner et juger ce travail. Je souhaite leur exprimer ici toute ma gratitude.

Je tiens à exprimer mes vifs remerciements à : Mr. DJIDEL Mohamed, Professeur au Département des Sciences de la Terre et de l'Univers, Faculté des Hydrocarbures (UKMO), pour ses conseils, son aide et sa patience lors de traitement des données par ArcGIS et la réalisation des graphiques sans oublier la collaboration de professeur MEDJANI Fethi et les soutiens de Mme. BOUCHAGOURA Louiza avec qui j'ai passé des agréables moments.

Mes remerciements et ma reconnaissance s'adressent également à Mme BENAÏSSA Atika, Maitre de conférences « A » à la Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie (UKMO), qui m'a aidé à réaliser les analyses microbiologiques du sol ; Je le remercie pour son aide et sa collaboration pour la réalisation de ce travail.

Mes remerciements vont aux personnels du Laboratoire de LTPS (Ouargla), pour m'avoir aidé à réaliser les différentes analyses physico-chimiques.

Mes remerciements pour toute l'équipe de laboratoire d'ECFERAL (Alger), pour m'avoir fait les analyses des métaux par DRX et spectroscopie XRF.

J'aimerais aussi remercier tout particulièrement Mr. BELFAR Mohamed Lakhdar et Mme. ZENKHRI Louiza. Je les suis reconnaissante pour leur soutien et leur aide.

Je n'oublierai certes pas d'adresser mes plus chaleureux remerciements à tous mes collègues de la grande famille de département de Chimie à la Faculté de mathématique et des Sciences de la matière de l'Université de Kasdi Merbah - Ouargla. En particulier Miloudi M, Allaoui M, Zaoui M, Zobeidi A, Atia S, Derradji H, Zerrouki H et Dakmouche M. Merci profondément pour vos encouragements et vos conseils.

Par ces quelques lignes, je tiens à remercier également toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin au bon déroulement de cette thèse, en espérant n'avoir oublié personne.

Enfin, ce travail n'aurait pas été mené à terme sans les concessions, la patience et les encouragements de mon mari.

## Résumé :

Le premier objectif de cette thèse est de déterminer la concentration de métaux lourds dans les sols chaque saison, afin d'évaluer l'évolution saisonnière du niveau de contamination. Le second est d'étudier l'impact de cette contamination sur les micro-organismes du sol.

Pour atteindre le premier objectif, une étude saisonnière a été effectuée entre 2016 et 2017. La totalité de 118 échantillons ont été prélevés chaque saison le long des trois axes routiers : OTE, OHB et OHG. Les résultats des analyses physico-chimiques ont montré que les échantillons de sols ont généralement une texture sableuse, un caractère alcalin, peu calcaires, avec des teneurs faibles en matière organique et variés de non salés à salés. En outre, les analyses de diffraction de rayons X (DRX) ont révélé que tous les échantillons contiennent essentiellement le quartz ( $\text{SiO}_2$ ). D'ailleurs, les concentrations de cinq métaux lourds (Cd, Cu, Ni, Pb et Zn) ont été déterminé en utilisant la spectroscopie (XRF). Les concentrations de Pb et Zn dans tous les échantillons des sols de trois axes étaient comparables aux valeurs de référence. Alors que celles qui concernent le Ni, Cu et particulièrement le Cd étaient plus élevés que les normes admises. Cependant le calcul de trois indices pour déterminer l'intensité de contamination (FE, Igéo et IP) a révélé que la zone d'étude soit généralement contaminée par le Ni et partiellement par le Cd, Zn et Cu. L'accumulation des métaux dans les sols est positivement corrélée avec le pH. En outre, la cartographie des données obtenues a été effectuée.

Pour le deuxième objectif de ce travail, une étude comparative a été effectuée entre deux sols différents, dont l'un est pollué par quelques métaux lourds et l'autre non pollué. Les analyses microbiologiques ont montré que la densité microbienne dans le sol pollué est effectivement affectée négativement par les niveaux élevés de métaux et que la microflore fongique a montré une sensibilité moins importante aux métaux lourds que la microflore bactérienne.

**Mots clés:** métaux lourds, les sols, évolution saisonnière, XRF, cartographie, densité microbienne.

## Abstract:

The first objective of this study is to determine the concentration of heavy metals in the soil each season, in order to assess the seasonal evolution of the level of contamination. The second is to study the impact of this contamination on soil microorganisms.

To reach the first objective, a seasonal study was carried out between 2016 and 2017. A total of 118 samples were taken each season along three road axes: OTE, OHB and OHG. The results of physico-chemical analyses showed generally that soil samples have a sandy texture, alkaline, slightly calcareous, low organic matter content and varied between unsalted and salted.

Furthermore, the X-ray diffraction (XRD) analyses revealed that all soil samples mainly contain quartz ( $\text{SiO}_2$ ). Moreover, the concentrations of five heavy metals (Cd, Cu, Ni, Pb and Zn) have been determined using the XRF spectroscopy. The concentrations of Pb and Zn in all soil samples were comparable to the reference values. While the Ni, Cu and particularly the Cd contents were higher than the accepted standards. However, the contamination intensity throughout three indices (EF, Igeo and PI) revealed that the study area is generally contaminated with Ni and partially by Cd, Zn and Cu. The accumulation of these metals was positively correlated with soil pH. In addition, the mapping of the data obtained was also carried out.

For the second objective of this work, a comparative study was made between two different soils where one of which is contaminated with some heavy metals and the other is uncontaminated. Microbiological analyzes have effectively shown that the microbial density in the contaminated soil is negatively affected by the high levels of metals and that the fungal microflora has shown less sensitivity to heavy metals than the bacterial microflora.

**Keywords :** heavy metals, soils, seasonal evolution, XRF, mapping, microbial density.

## الملخص:

الهدف الأول من هذه الدراسة هو تحديد تركيز المعادن الثقيلة في التربة في كل موسم، من أجل تقييم التطور الموسمي لمستوى التلوث. والثاني هو دراسة تأثير هذا التلوث على الكائنات الحية الدقيقة في التربة. للوصول للهدف الأول، تم إجراء دراسة موسمية بين عامي 2016 و2017. اجمالي 118 عينة تم أخذها موسمياً على طول محاور ثلاث طرق: OTE، OHB و OHG. أظهرت نتائج التحاليل الفيزيوكيميائية لعينات التربة بأنها عموماً ذات قوام رملي، قلووية، قليلة الكلسية، ذات محتوى منخفض من المواد العضوية وبأنها تتنوع بين تربة غير مالحة إلى مالحة. بالإضافة إلى ذلك، أوضحت نتائج تحاليل حيود الأشعة السينية (XRD) أن جميع العينات تحتوي بشكل أساسي على الكوارتز (SiO<sub>2</sub>). علاوة على ذلك، تم تحديد تراكيز خمس معادن ثقيلة (Zn، Pb، Ni، Cu، Cd) من خلال التحليلات الطيفية XRF. كانت تراكيز كل من الرصاص Pb و الزنك Zn في جميع عينات التربة قليلة مقارنة مع القيم المرجعية. في حين أن تلك المتعلقة بالنيكل Ni والنحاس Cu وخاصة الكادميوم Cd كانت أعلى من المعايير المقبولة. ومع ذلك، فإن تحديد شدة التلوث من خلال حساب ثلاثة مؤشرات (EF، Igeo و IP) أظهر بأن منطقة الدراسة ملوثة بشكل عام بالنيكل وجزئياً بواسطة Cd و Zn و Cu. كما توصلنا من خلال هذه الدراسة الى أن تراكم هذه المعادن في التربة مرتبط بشكل إيجابي بواسطة الأس الهيدروجيني pH. إضافة الى ذلك، فقد تم تمثيل البيانات التي تم الحصول عليها على الخرائط. لتحقيق الهدف الثاني من هذه الدراسة تم إجراء مقارنة موسمية بين تربتين مختلفتين، إحداهما ملوثة ببعض المعادن الثقيلة والأخرى غير ملوثة. وقد أظهرت التحاليل الميكروبيولوجية أن الكثافة الميكروبية في التربة الملوثة فعلاً تتأثر سلباً بالمستويات العالية للمعادن وأن الفطريات أظهرت حساسية أقل للمعادن الثقيلة من البكتيريا.

**الكلمات المفتاحية:** المعادن الثقيلة، التربة، التطور الموسمي، XRF، الخرائط، الكثافة الميكروبية.

## Liste des figures

N°	Titre	Page
<b>Figure 01</b>	Le cheminement des métaux lourds dans l'environnement (Bert et Deram, 1999)...	<b>02</b>
<b>Figure 02</b>	Les multiples facteurs de formation des sols.....	<b>06</b>
<b>Figure 03</b>	Proportion des principaux composants du sol en volume.....	<b>07</b>
<b>Figure 04</b>	Triangle des textures minérales des sols.....	<b>08</b>
<b>Figure 05</b>	Stock et flux d'éléments traces dans les sols.....	<b>14</b>
<b>Figure 06</b>	Sources des métaux lourds dans les sols.....	<b>16</b>
<b>Figure 07</b>	Répartition des éléments traces métalliques dans les différents compartiments du sol.....	<b>21</b>
<b>Figure 08</b>	Cycle simplifié des éléments traces métalliques depuis les émissions jusqu'à l'exposition humaine.....	<b>27</b>
<b>Figure 09</b>	Les effets biochimiques se manifestent par l'inhibition de l'activité de certaines enzymes de respiration des cellules, et de la synthèse d'ARN et des protéines.....	<b>47</b>
<b>Figure 10</b>	Schématisation des interactions entre métaux et bactéries.....	<b>48</b>
<b>Figure 11</b>	Situation géographique de zone d'étude et les sites d'échantillonnage.....	<b>50</b>
<b>Figure 12</b>	Carte structurale géologique de l'Algérie .....	<b>51</b>
<b>Figure 13</b>	Coupe géologique du Sahara septentrional.....	<b>52</b>
<b>Figure 14</b>	Coupe hydrogéologique montre les aquifères du Sahara septentrionale.....	<b>53</b>
<b>Figure 15</b>	Organigramme méthodologique de l'approche adoptée par cette étude.....	<b>57</b>
<b>Figure 16</b>	Plan d'échantillonnage pour la caractérisation physico-chimique des sols.....	<b>59</b>
<b>Figure 17</b>	Principe de la diffraction des rayons X par un réseau cristallin.....	<b>65</b>
<b>Figure 18</b>	Schéma illustrant le principe de la fluorescence de rayons X (XRF).....	<b>67</b>
<b>Figure 19</b>	Préparation des suspensions dilutions du sol.....	<b>71</b>
<b>Figure 20</b>	Histogramme illustrant la répartition granulométrique des sols de l'axe OTE.....	<b>75</b>
<b>Figure 21</b>	Histogramme illustrant la répartition granulométrique des sols de l'axe OHB.....	<b>75</b>
<b>Figure 22</b>	Histogramme illustrant la répartition granulométrique des sols de l'axe OHG.....	<b>75</b>
<b>Figure 23</b>	Evolution du pH des sols OTE aux cours des saisons.....	<b>77</b>
<b>Figure 24</b>	Evolution du pH des sols OHB aux cours des saisons.....	<b>78</b>
<b>Figure 25</b>	Evolution du pH des sols OHG aux cours des saisons.....	<b>78</b>
<b>Figure 26</b>	Evolution de la conductivité électrique des échantillons des sols pendant les saisons.....	<b>80</b>
<b>Figure 27</b>	Evolution de la teneur du calcaire total des échantillons des sols pendant les différentes saisons.....	<b>81</b>
<b>Figure 28</b>	Evolution de la teneur en matière organique des échantillons des sols pendant les saisons.....	<b>81</b>
<b>Figure 29</b>	Concentrations de Cadmium dans les sols OTE.....	<b>86</b>
<b>Figure 30</b>	Concentrations du Plomb dans les sols OTE.....	<b>86</b>
<b>Figure 31</b>	Concentrations de Cuivre dans les sols OTE.....	<b>87</b>

<b>Figure 32</b>	Concentrations de Nickel dans les sols OTE.....	<b>87</b>
<b>Figure 33</b>	Concentrations de Zinc dans les sols OTE.....	<b>88</b>
<b>Figure 34</b>	Concentrations de Cadmium dans les sols OHB.....	<b>88</b>
<b>Figure 35</b>	Concentrations du Plomb dans les sols OHB.....	<b>89</b>
<b>Figure 36</b>	Concentrations de Cuivre dans les sols OHB.....	<b>89</b>
<b>Figure 37</b>	Concentrations de Nickel dans les sols OHB.....	<b>90</b>
<b>Figure 38</b>	Concentrations de Zinc dans les sols OHB.....	<b>90</b>
<b>Figure 39</b>	Concentrations de Cadmium dans les sols OHG.....	<b>91</b>
<b>Figure 40</b>	Concentrations du Plomb dans les sols OHG.....	<b>91</b>
<b>Figure 41</b>	Concentrations de Cuivre dans les sols OHG.....	<b>92</b>
<b>Figure 42</b>	Concentrations de Nickel dans les sols OHG.....	<b>92</b>
<b>Figure 43</b>	Concentrations de Zinc dans les sols OHG.....	<b>93</b>
<b>Figure 44</b>	Le niveau de pollution évalué par FE dans les échantillons des sols OTE.....	<b>106</b>
<b>Figure 45</b>	Le niveau de pollution évalué par FE dans les échantillons des sols OHB.....	<b>108</b>
<b>Figure 46</b>	Le niveau de pollution évalué par FE dans les échantillons des sols OHG.....	<b>111</b>
<b>Figure 47</b>	Niveau de contamination évalué par Igéo dans les sols OTE.....	<b>113</b>
<b>Figure 48</b>	Niveau de contamination évalué par Igéo dans les sols OHB.....	<b>114</b>
<b>Figure 49</b>	Niveau de contamination évalué par Igéo dans les sols OHG.....	<b>115</b>
<b>Figure 50</b>	Niveau de contamination évalué par IP dans les sols OTE.....	<b>120</b>
<b>Figure 51</b>	Niveau de contamination évalué par IP dans les sols OHB.....	<b>121</b>
<b>Figure 52</b>	Niveau de contamination évalué par IP dans les sols OHG.....	<b>122</b>
<b>Figure 53</b>	Carte graphique illustrant l'évolution saisonnière du niveau de contamination par le Cadmium dans la zone d'étude.....	<b>123</b>
<b>Figure 54</b>	Carte graphique illustrant l'évolution saisonnière du niveau de contamination par le Plomb dans la zone d'étude.....	<b>124</b>
<b>Figure 55</b>	Carte graphique illustrant l'évolution saisonnière du niveau de contamination par le Cuivre dans la zone d'étude.....	<b>124</b>
<b>Figure 56</b>	Carte graphique illustrant l'évolution saisonnière du niveau de contamination par le Zinc dans la zone d'étude.....	<b>125</b>
<b>Figure 57</b>	Carte graphique illustrant l'évolution saisonnière du niveau de contamination par le Nickel dans la zone d'étude.....	<b>125</b>
<b>Figure 58</b>	Histogrammes illustrant l'évolution saisonnière de pH et les teneurs totales (ppm) en métaux lourds dans les sols de l'axe OTE.....	<b>133</b>
<b>Figure 59</b>	Histogrammes illustrant l'évolution saisonnière de pH et les teneurs totales (ppm) en métaux lourds dans les sols de l'axe OHB.....	<b>135</b>
<b>Figure 60</b>	Histogrammes illustrant l'évolution saisonnière de pH et les teneurs totales (ppm) en métaux lourds dans les sols de l'axe OHG.....	<b>137</b>
<b>Figure 61</b>	Localisation géographique de sites d'étude.....	<b>148</b>
<b>Figure 62</b>	Histogrammes illustrant l'évolution saisonnière des différents paramètres physico-chimiques dans les sols de deux sites.....	<b>154</b>
<b>Figure 63</b>	Histogrammes illustrant l'évolution des teneurs totales (ppm) en métaux lourds dans les sols étudiés aux cours des différentes saisons.....	<b>158</b>
<b>Figure 64</b>	Présentation graphique des densités des groupes microbiens dans les sols étudiés...	<b>160</b>
<b>Figure 65</b>	Ratio de densité (site1/site2) des groupes microbiens pendant les différentes saisons.....	<b>162</b>



## Liste des tableaux

N°	Titre	Page
<b>Tableau 01</b>	Les classes granulométriques du sol. ....	<b>08</b>
<b>Tableau 02</b>	Les principaux constituants du sol. ....	<b>11</b>
<b>Tableau 03</b>	Flux des éléments trace dans l'environnement. ....	<b>16</b>
<b>Tableau 04</b>	Concentration moyenne des métaux composant la croûte terrestre supérieure. ....	<b>17</b>
<b>Tableau 05</b>	Contribution de différentes sources à l'enrichissement moyen annuel des terres émergées en métaux lourds. ....	<b>18</b>
<b>Tableau 06</b>	Effets du pH sur la mobilité des micropolluants métalliques des sols et des sédiments. ....	<b>22</b>
<b>Tableau 07</b>	Temps de demi-vie biologique de quelques éléments. ....	<b>28</b>
<b>Tableau 08</b>	Classification de quelques métaux lourds selon leur densité et leur toxicité. ....	<b>28</b>
<b>Tableau 09</b>	Différentes normes et références internationales (teneurs totales des ETM dans les sols). ....	<b>29</b>
<b>Tableau 10</b>	Les grands groupes des microorganismes du sol. ....	<b>36</b>
<b>Tableau 11</b>	Distribution des microorganismes en fonction de profondeur du sol. ....	<b>39</b>
<b>Tableau 12</b>	Les facteurs de variation de l'activité microbienne dans le sol. ....	<b>45</b>
<b>Tableau 13</b>	la répartition granulométrique des sols étudiés. ....	<b>74</b>
<b>Tableau 14</b>	Les paramètres physico-chimiques aux cours des saisons des échantillons des sols OTE. ....	<b>76</b>
<b>Tableau 15</b>	Les paramètres physico-chimiques aux cours des saisons des échantillons des sols OHB. ....	<b>76</b>
<b>Tableau 16</b>	Les paramètres physico-chimiques aux cours des saisons des échantillons des sols OHG. ....	<b>77</b>
<b>Tableau 17</b>	Les oxydes métalliques composants les échantillons des sols. ....	<b>84</b>
<b>Tableau 18</b>	Les concentrations des métaux lourds dans les échantillons OTE. ....	<b>84</b>
<b>Tableau 19</b>	Les concentrations des métaux lourds dans les échantillons OHB. ....	<b>85</b>
<b>Tableau 20</b>	Les concentrations des métaux lourds dans les échantillons OHG. ....	<b>85</b>
<b>Tableau 21</b>	Facteur d'enrichissement (FE) dans les échantillons des sols OTE pendant les différentes saisons. ....	<b>106</b>
<b>Tableau 22</b>	Facteur d'enrichissement (FE) dans les échantillons des sols OHB pendant les différentes saisons. ....	<b>108</b>
<b>Tableau 23</b>	Facteur d'enrichissement (FE) dans les échantillons des sols OHG pendant les différentes saisons. ....	<b>111</b>
<b>Tableau 24</b>	Classement de l'intensité de la contamination en fonction de l'index de géo-accumulation. ....	<b>112</b>
<b>Tableau 25</b>	Valeurs d'Igéo dans les échantillons des sols OTE pendant les différentes saisons. ....	<b>113</b>
<b>Tableau 26</b>	Valeurs d'Igéo dans les échantillons des sols OHB pendant les différentes saisons. ....	<b>114</b>

<b>Tableau 27</b>	Valeurs d'Igéo dans les échantillons des sols OHG pendant les différentes saisons. ....	<b>115</b>
<b>Tableau 28</b>	Evolution de l'Indice de pollution (IP) de métaux lourds dans les échantillons des sols OTE. ....	<b>120</b>
<b>Tableau 29</b>	Evolution de l'Indice de pollution (IP) de métaux lourds dans les échantillons des sols OHB. ....	<b>121</b>
<b>Tableau 30</b>	Evolution de l'Indice de pollution (IP) de métaux lourds dans les échantillons des sols OHG. ....	<b>122</b>
<b>Tableau 31</b>	Valeurs moyennes de pH et de concentration des métaux lourds (ppm) dans les sols de l'axe OTE pendant les saisons. ....	<b>132</b>
<b>Tableau 32</b>	Valeurs moyennes de pH et de concentration des métaux lourds (ppm) dans les sols de l'axe OHB pendant les saisons. ....	<b>134</b>
<b>Tableau 33</b>	Valeurs moyennes de pH et de concentration des métaux lourds (ppm) dans les sols de l'axe OHG pendant les saisons. ....	<b>136</b>
<b>Tableau 34</b>	Matrice de corrélation de Pearson entre les concentrations des métaux lourds et le pH de sols de l'axe OTE. ....	<b>138</b>
<b>Tableau 35</b>	Matrice de corrélation de Pearson entre les concentrations des métaux lourds et le pH de sols de l'axe OHB. ....	<b>139</b>
<b>Tableau 36</b>	Matrice de corrélation de Pearson entre les concentrations des métaux lourds et le pH de sols de l'axe OHG. ....	<b>140</b>
<b>Tableau 37</b>	Les caractéristiques microbiologiques du sol naturel et sol enrichi en métaux lourds à Nagpur, Inde (Juwarkar et al., 2002) .....	<b>146</b>
<b>Tableau 38</b>	Plages des groupes microbiens sélectionnés dans les sols contaminés et non contaminés par des métaux lourds à l'aciérie d'ArcelorMittal à Cracovie, Pologne. (Lenart et Wolny-Koładka, 2013) .....	<b>146</b>
<b>Tableau 39</b>	Paramètres physico-chimiques des sols des deux sites dans les différentes saisons. ....	<b>151</b>
<b>Tableau 40</b>	Teneurs en métaux lourds dans les sols des deux sites aux cours des différentes saisons. ....	<b>155</b>
<b>Tableau 41</b>	La densité des microorganismes dans les sols des deux sites aux cours des différentes saisons. ....	<b>159</b>

## Liste des abréviations

<b>AFNOR</b>	Association Française de Normalisation.	<b>ONM</b>	Office National de Météorologie.
<b>ANOVA</b>	Analyse de variance.	<b>OTE</b>	L'axe routier : Ouargla -Touggourt - El-Oued.
<b>CE</b>	Conductivité Electrique.	<b>PAF</b>	Perte Au Feu (Méthode).
<b>CEC</b>	Capacité d'Echange Cationique.	<b>PCB</b>	Les Polychlorobiphényles
<b>CI</b>	Continental Intercalaire.	<b>pH</b>	Le potentiel hydrogène
<b>CIRC</b>	Centre International de Recherche sur le Cancer.	<b>PI</b>	Indice de pollution.
<b>COVs</b>	Les Composés Organiques Volatils.	<b>ppm</b>	parties par million (mg/kg) ;
<b>CT</b>	Complexe Terminal.	<b>RN</b>	Route Nationale.
<b>DJA</b>	La Dose Journalière Admissible.	<b>UFC</b>	Unité Formant Colonies.
<b>DRX</b>	Diffraction des rayons X	<b>USDA</b>	United States Department of Agronomy.
<b>Eh</b>	Le potentiel d'oxydo-réduction	<b>VPRS</b>	Laboratoire de Valorisation et de Promotion de Ressources Sahariennes.
<b>ETM</b>	Eléments Traces Métalliques.	<b>XRF</b>	La spectrométrie de fluorescence X
<b>FAO</b>	Food and Agriculture Organization of the United Nations.	<b>CET</b>	Centre d'Enfouissement Technique
<b>FE</b>	Facteur d'enrichissement	<b>SIG</b>	Système d'information géographique
<b>GN</b>	Gélose Nutritive	<b>GPS</b>	Global Positioning System
<b>HAP</b>	Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques.	<b>NPP</b>	Nombre le Plus Probable
<b>Igéo</b>	Index de géo-accumulation.	<b>s.s</b>	Sol Sec
<b>ISO</b>	International Organization for Standardization.		
<b>LD</b>	Limite de détection.		
<b>LTPS</b>	Laboratoire des Travaux Publics du Sud.		
<b>MO</b>	Matière organique		
<b>MS</b>	Matière Sèche.		
<b>NF</b>	Norme françaises.		
<b>OGA</b>	Oxytétracycline Glucose Agar.		
<b>OHB</b>	L'axe routier : Ouargla - Hassi Messaoud -El-Borma.		
<b>OHG</b>	L'axe routier : Ouargla - El-Hadjira – Guettara – Guerrara – Zelfana – Ouargla.		
<b>OMS</b>	Organisation Mondiale de la Santé. (World Health Organization - WHO).		

## Glossaires

**Absorption** : Processus chimique ou biologique au cours duquel un élément ou une molécule est assimilé au sein d'un corps solide (particule ou matière vivante). À ne pas confondre avec l'adsorption qui est un processus de surface.

**Accumulation** : accroissement de la concentration d'une substance toxique qui transite d'un milieu naturel (eau, sol) à une plante, puis à une série d'animaux formant une chaîne alimentaire.

**Adsorption** : Processus physique par lequel un ion ou une molécule est retenu à la surface d'une particule ou d'un solide. À ne pas confondre avec l'absorption qui est un processus d'assimilation.

**Anion** : Ion dont la charge électrique est négative.

**Biodisponibilité** : représente la capacité d'un élément trace métallique à passer d'un compartiment du sol quel qu'il soit vers une bactérie, un animal ou un végétal vivant dans ce dernier.

**Biodiversité** : La variété de la vie dans toutes ses formes, à tous ses niveaux et dans toutes ses combinaisons. Le terme comprend la diversité des écosystèmes, la diversité des espèces et la diversité génétique.

**Biosphère** : L'ensemble que constitue l'atmosphère (air), l'hydrosphère (eau) et l'humusphère.

**Cation** : Ion dont la charge électrique est positive.

**Écosystème** : Ensemble structuré englobant une communauté vivante (biocénose) et l'habitat dans lequel elle vit (biotope).

**Effet aigue** : désigne un trouble lié à une exposition courte mais à forte dose, généralement, immédiat ou survenant à court terme (quelques heures à quelques jours) et disparaissant spontanément quand cesse l'exposition, si celle-ci n'a pas occasionné des désordres irréversibles.

**Effet chronique** : désigne un trouble en rapport avec une exposition faible et prolongée, survenant en général avec un temps de latence qui peut atteindre plusieurs mois, voire des décennies, et habituellement irréversible en l'absence de traitement.

**Fond géochimique naturel** : concentration naturelle en un élément, en un composé ou en une substance dans un milieu donné, en l'absence de tout apport extérieur spécifique, tel que l'activité humaine.

**Géogène** : issu du globe terrestre.

**Granulométrie** : répartition des minéraux par catégorie de grosseur (diamètre).

**Les roches ultramafiques (roches ultrabasiqes) :** sont des roches magmatiques et métamagmatiques très pauvres en silice, moins de 45 % poids (caractère basique), et contenant plus de 90 % de minéraux riches en fer et magnésium (caractère mafique : Mg et Fe) : généralement plus de 18 % d'oxyde de magnésium, un taux d'oxyde de fer élevé, peu de potassium.

**Lessivage :** Percolation des eaux à travers le sol entraînant des particules (d'argile, de fer...) ou des substances dissoutes (nitrate, sulfate ...).

**Limite de détection :** plus basse concentration d'un élément ou d'une substance décelable pour une méthode et une matrice données.

**Microflore :** Ensemble des micro-organismes vivant dans le sol.

**Pédologie :** (du grec Pedon, sol) est une des deux branches principales de la science des sols, de leur formation et de leur évolution.

**Sol ultramafique :** Un sol résulté par l'érosion d'une roche très riche en fer et en magnésium.

**Spéciation :** Terme utilisé en chimie pour différencier les formes des éléments chimiques en solution. Pour les métaux, ces formes peuvent être des ions chargés (par exemple  $Fe^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$  et Fe) ou non chargés combinés avec des anions non métalliques (chlorures, sulfates, carbonates, hydroxydes...) ou avec de la matière organique.

**Toxicité :** est la mesure de la capacité d'une substance (ex : produit chimique, radionucléide, molécule organique...) à provoquer des effets néfastes et mauvais pour la santé ou la survie chez toute forme de vie (animale telles qu'un être humain, végétale, fongique, bactérienne).

# **SOMMAIRE**

## SOMMAIRE

<b>Dédicace</b>	<b>i</b>
<b>Remerciements</b>	<b>ii</b>
<b>Résumé</b>	<b>iv</b>
<b>Liste des figures</b>	<b>vi</b>
<b>Liste des tableaux</b>	<b>viii</b>
<b>Liste des abréviations</b>	<b>x</b>
<b>Glossaires</b>	<b>xi</b>
<b>Introduction générale</b> .....	<b>01</b>

### PREMIÈRE PARTIE : ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE

#### CHAPITRE I : Généralités sur le sol

I.1 Les sols des régions sahariennes.....	05
I.2 Définition du sol.....	05
I.3 Les principaux constituants du sol.....	06
I.3.1 La phase solide du sol.....	07
I.3.1.1 La fraction minérale.....	07
I.3.1.2 La matière organique.....	09
I.3.2 La phase liquide du sol.....	09
I.3.3 La phase gazeuse du sol.....	10

#### CHAPITRE II : La contamination du sol

II.1 Définition.....	12
II.2 Les formes de pollution.....	12
II.3 Les principaux polluants du sol.....	13
II.3.1 Les polluants organiques.....	13
II.3.2 Les polluants inorganiques.....	13
II.4 Les métaux lourds dans les sols.....	15
II.4.1 Définition.....	15
II.4.2 Origines des métaux lourds.....	15
II.4.2.1 Origine naturelle.....	17
II.4.2.2 Origine anthropique.....	17
II.4.3 Le comportement des éléments traces métalliques dans le sol.....	19
II.4.3.1 La spéciation.....	19
II.4.3.2 La mobilité.....	19

II.4.3.3	La biodisponibilité .....	20
II.4.4	Facteurs influençant la mobilité des métaux lourds dans le sol .....	21
II.4.4.1	Le pH .....	21
II.4.4.2	Le potentiel d'oxydo-réduction (Eh) .....	22
II.4.4.3	La matière organique .....	23
II.4.4.4	La capacité d'échange cationique (CEC) .....	23
II.4.4.5	Les argiles .....	23
II.4.4.6	Les oxy-hydroxydes de fer et de manganèse .....	24
II.4.4.7	Les carbonates .....	25
II.4.4.8	L'activité biologique .....	25
II.4.4.9	La température .....	26
II.4.5	Toxicité des métaux lourds .....	26
II.4.6	Présentation des métaux lourds considérés dans la présente étude .....	30
II.4.6.1	Le cadmium .....	30
II.4.6.2	Le zinc .....	31
II.4.6.3	Le cuivre .....	32
II.4.6.4	Le nickel .....	33
II.4.6.5	Le plomb .....	34

### **CHAPITRE III : L'impact des métaux lourds sur les micro-organismes du sol**

III.1	Définition : .....	36
III.2	Les principaux groupes des microorganismes et leurs rôles dans le sol : .....	36
III.2.1	Les bactéries : .....	37
III.2.2	Les actinomycètes .....	37
III.2.3	Les champignons .....	38
III.2.4	Les Algues .....	38
III.3	La distribution des microorganismes .....	39
III.4	La densité et la biodiversité .....	39
III.5	Les facteurs influençant l'activité des microorganismes dans le sol .....	40
III.5.1	Les facteurs énergétiques .....	40
III.5.2	Les facteurs physiques .....	41
III.5.2.1	La texture du sol .....	41
III.5.2.2	La structure du sol .....	41
III.5.2.3	Le travail du sol et l'activité microbiologique .....	42
III.5.3	Les facteurs chimiques .....	42
III.5.3.1	La réaction du sol (pH) .....	42
III.5.3.2	Le pouvoir d'oxydoréduction .....	42



III.5.3.3 La Salinité .....	42
III.5.4 Les facteurs climatiques .....	43
III.5.4.1 L'humidité du sol.....	43
III.5.4.2 La température .....	43
III.5.4.3 L'influence des saisons .....	44
III.5.5 Les facteurs biologiques .....	44
III.5.5.1 La végétation .....	44
III.5.5.2 Interactions biologiques .....	44
III.6 Toxicité des métaux lourds pour les micro-organismes du sol .....	45
III.7 Interactions entre les microorganismes et les métaux lourds dans le sol .....	47

## **DEUXIÈME PARTIE : MATÉRIELS & METHODES**

### **CHAPITRE I : Présentation de la zone d'étude**

I.1 Situation géographique de la zone d'étude .....	50
I.2 Situation géomorphologique et géologique .....	50
I.3 Hydrogéologie et hydrologie .....	53
I.4 Caractéristiques climatiques de la zone d'étude .....	53
I.5 Les sources de contamination .....	55

### **CHAPITRE II : Méthodologie d'étude**

II.1 Approches méthodologiques .....	57
II.1.1 Echantillonnage des sols .....	58
II.1.2 Préparation des échantillons .....	59
II.2 Méthodes d'analyses .....	59
II.2.1 Analyses physico-chimique des sols .....	60
II.2.1.1 Analyse granulométrique .....	60
II.2.1.2 Le pH-eau .....	61
II.2.1.3 La conductivité électrique (CE) .....	62
II.2.1.4 L'humidité résiduelle (H) .....	62
II.2.1.5 La température du sol .....	62
II.2.1.6 Le calcaire total .....	62
II.2.1.7 La matière organique .....	63
II.2.2 Caractérisation chimique et minéralogique des sols .....	64
II.2.2.1 Analyses minéralogiques par diffraction de rayons X (DRX) .....	64
II.2.2.2 Détermination des teneurs totales en métaux lourds dans les sols .....	66
II.2.3 Traitement des données sous ArcGis .....	69
II.2.4 Analyses microbiologiques .....	69

II.2.4.1 Préparation des suspensions dilutions.....	70
II.2.4.2 Ensemencement et dénombrement de la microflore bactérienne .....	71
II.2.4.3 Dénombrement de la microflore fongique .....	71
II.2.5 Analyse statistique .....	72

## **TROISIÈME PARTIE : RÉSULTAS & DISCUSSION**

### **CHAPITRE I : Evaluation saisonnière du niveau de contamination des sols par les métaux lourds**

I.1 <b>Introduction</b> .....	73
I.2 Caractérisation physico-chimique des sols .....	74
I.2.1 Analyses granulométriques des sols étudiés .....	74
I.2.2 Les paramètres physico-chimiques des sols étudiés aux cours de différentes saisons .....	76
I.2.2.1 Le pH .....	79
I.2.2.2 La conductivité électrique .....	79
I.2.2.3 Le calcaire total .....	82
I.2.2.4 La matière organique.....	82
I.3 Composition chimique et minéralogique des sols.....	83
I.3.1 Caractérisation des phases minérales des sols par diffraction des rayons X (DRX) .....	83
I.3.2 Les oxydes métalliques dans les sols .....	83
I.4 Teneurs totales des métaux lourds dans les sols .....	84
I.4.1 Evolution saisonnière des teneurs totales en métaux lourds dans les sols OTE .....	93
I.4.2 Evolution saisonnière des teneurs totales en métaux lourds dans les sols OHB .....	94
I.4.3 Evolution saisonnière des teneurs totales en métaux lourds dans les sols OHG .....	96
I.5 Discussion .....	97
I.6 Evaluation de l'intensité de contamination des sols .....	104
I.6.1 Facteur d'enrichissement (FE) .....	104
I.6.2 Index de géo-accumulation (I <sub>géo</sub> ) .....	112
I.6.3 Indice de pollution unique (IP) .....	117
I.7 Cartographie des données .....	123
I.8 <b>Conclusion</b> .....	126

### **CHAPITRE II : L'effet de pH sur la mobilité de métaux lourds dans le sol**

II.1 <b>Introduction</b> .....	128
II.2 Evolution de pH et de concentration des métaux lourds pendant les saisons .....	129
II.2.1 Le pH des sols .....	129
II.2.2 Les concentrations des métaux lourds dans les sols .....	129
II.2.2.1 Le cadmium .....	129

II.2.2.2 Le plomb .....	130
II.2.2.3 Le cuivre .....	130
II.2.2.4 Le zinc .....	130
II.2.2.5 Le nickel .....	131
II.3 Corrélation entre le pH du sol et les teneurs en métaux lourds .....	138
II.4 <b>Conclusion</b> .....	143

### **CHAPITRE III : L'influence des métaux lourds sur la densité microbienne dans le sol**

III.1 <b>Introduction</b> .....	145
III.2 Choix et description des sites .....	147
III.3 Prélèvement et préparation des échantillons .....	<b>Erreur ! Signet non défini.</b>
III.4 Caractérisation physico-chimique des sols .....	150
III.4.1 Analyse granulométrique des sols .....	150
III.4.2 La température de sols .....	151
III.4.3 L'humidité de sols .....	151
III.4.4 Le pH .....	152
III.4.5 La conductivité électrique (CE) .....	152
III.4.6 La matière organique .....	153
III.4.7 Le calcaire total .....	153
III.5 Teneurs des métaux lourds .....	155
III.5.1 Le cadmium .....	155
III.5.2 Le cuivre .....	156
III.5.3 Le Nickel .....	156
III.5.4 Le plomb .....	156
III.5.5 Le zinc .....	156
III.6 Caractéristiques microbiologiques .....	159
III.7 <b>Conclusion</b> .....	164
<b>CONCLUSION GÉNÉRALE</b> .....	166
<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b> .....	170
<b>ANNEXES</b> .....	200

# **INTRODUCTION GÉNÉRALE**

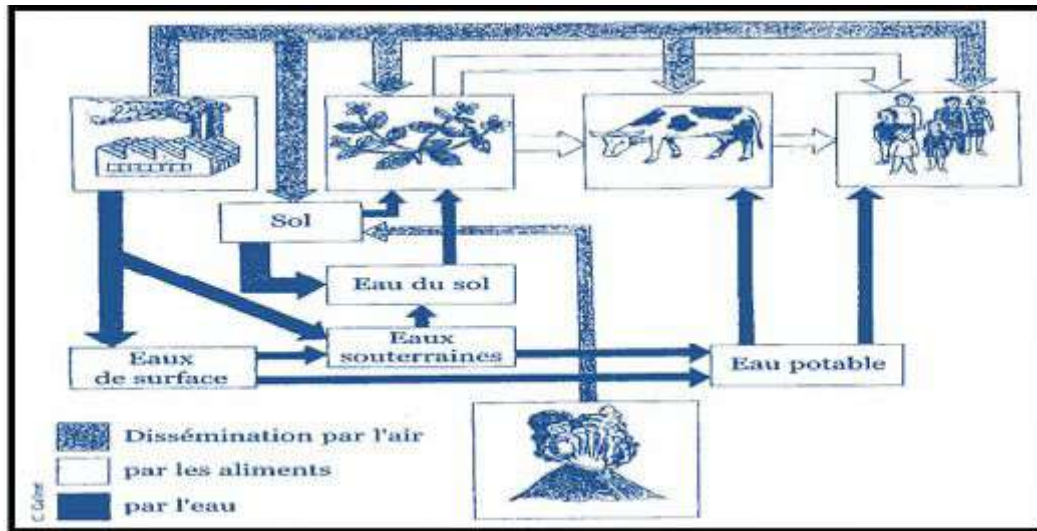
## INTRODUCTION GÉNÉRALE

**D**epuis les années 60, la pollution de l'environnement constitue une préoccupation majeure de nos sociétés modernes. La conférence des Nations Unies sur l'environnement de Stockholm en juin 1972 a été l'événement qui a fait de l'environnement une question majeure au niveau international, reconnaissant la protection de l'environnement et la gestion efficace des ressources naturelles comme des questions majeures. Cette conférence a conduit à la création, dans de nombreux pays, des ministères de l'environnement tels qu'on les connaît actuellement.

Les termes pollution et contamination sont souvent employés confusément l'un pour l'autre. Le terme de « contamination » qualifie un apport d'éléments, issus de l'extérieur du site ; la conséquence en est une élévation de leur teneur originelle, sans indication sur leurs conséquences sur le comportement des organismes vivants présents sur ou à proximité du site. Le terme de « pollution » par contre, doit être réservé à une contamination qui engendre une perturbation du milieu, ou de l'usage normal qui en est fait habituellement (Bourrelier & Berthelin, 1998). L'étude de la contamination de l'environnement a pour objectif de faire la part entre une présence naturelle et une présence d'origine anthropique et d'analyser comment cette contamination conduit à une toxicité pour les organismes vivants.

Parmi les différents types de pollution (organique et/ou minérale), le problème posé par la pollution due aux métaux lourds est tout à fait singulier. La présence des métaux lourds dans les sols est particulièrement problématique en raison de leur non – biodégradabilité par rapport à une partie de la pollution organique et de leur toxicité (Association ECRIN, 1999). Ils peuvent migrer et s'accumuler dans les différentes composantes des écosystèmes naturels et éventuellement être un risque pour la santé humaine via la contamination de la chaîne alimentaire (Figure 1).

Le comportement des métaux lourds dans les sols dépend de plusieurs facteurs qui affectent leur dynamique à savoir le pH, la capacité d'échange cationique, la teneur en argile, la matière organique, d'où leur solubilisation et leur disponibilité pour les plantes (Golia et al., 2018. Nezhad et al., 2011). La pollution des sols par les métaux lourds est considérée comme une menace à long terme pour l'environnement (Sabo et al., 2014). L'accumulation des ces derniers dans l'environnement peut se répercuter sur la végétation et la santé des êtres humains et des animaux (Wang et al., 2003).



**Figure 1** : Le cheminement des métaux lourds dans l'environnement (Bert et Deram, 1999).

Si certains métaux lourds (par exemple le Zn, Cu, Ni) sont des oligoéléments, donc indispensables pour l'homme, mais peuvent devenir toxique à forte concentration. Par contre, d'autres (comme Pb et Cd) sont toxiques même à faible dose et n'ont aucune fonction métabolique connue dans l'organisme humain. Des travaux antérieurs (Bisson et al., 2011 ; Bisson et al., 2016) ont révélé que l'exposition à de fortes teneurs en zinc peut causer le nanisme chez les enfants, des troubles gastro intestinaux et respiratoires, des modifications hématologiques, des lésions du foie, du pancréas et des reins ; l'ingestion des doses élevées de cuivre peut causer la maladie de Wilson ainsi que des problèmes gastro-intestinaux ; la toxicité du nickel peut provoquer différents types de cancer à différents endroits du corps; le plomb est à l'origine des maladies cardiovasculaires, des troubles neurologiques, des atteintes rénales, du saturnisme chez les enfants et le cadmium provoque des problèmes rénaux et l'augmentation de la tension. L'exposition chronique au cadmium entraîne l'apparition d'une néphropathie irréversible pouvant évoluer vers une insuffisance rénale. Pour les végétaux, les fortes teneurs en élément-traces ont deux conséquences, la première est une toxicité potentielle directe pour la plante (phytotoxicité), la seconde est une toxicité potentielle pour les animaux ou les hommes qui ingèrent les végétaux. Par ailleurs, à l'échelle microscopique, les métaux lourds ont également des effets néfastes sur les populations microbiennes. Les micro-organismes sont le premier groupe qui subit les effets directs ou indirects des métaux lourds dans l'environnement du sol (Lenart and Wolny-Koładka, 2013). En effet, ils sont plus sensibles aux ces éléments que les plantes ou les animaux vivant dans les sols pollués (Giller et al., 1998).

En effet, les métaux lourds présents dans le sol sont issus de l'héritage du fond géochimique d'une part et du cumul des apports anthropiques d'autre part. Les métaux naturellement contenus dans le sol sont originaires de la roche sur laquelle le sol s'est formé et de l'apport sédimentaire. Les apports anthropiques peuvent être de natures différentes : les activités liées aux pratiques agricoles, les activités industrielles, les activités minières, ou encore les activités urbaines liées au développement des villes et des réseaux routiers.

La contamination des sols par des métaux toxiques est l'un des plus grands problèmes environnementaux à l'échelle mondiale (Janssen et al., 2015). Dans les pays en développement, les sources anthropiques ont augmenté avec le développement rapide de l'industrialisation et l'urbanisation (Sekhar et al. 2006; Krishna et Govil 2008). En effet pour ces pays, le problème des sols contaminés est aujourd'hui très préoccupant. L'Algérie n'est pas épargnée en raison de différents projets de développement et les industries diverses. Le Sahara Septentrionale dont notre région d'étude fait partie a été extrêmement contaminée pendant de nombreuses années en raison de la pollution anthropique et l'élimination effrénée de déchets dangereux provenant des installations industrielles et les raffineries de pétrole. En outre, l'installation des plusieurs centres d'enfouissement et décharges contrôlées et particulièrement l'augmentation de la fréquence du trafic routier dans cette région pendant les dernières années ont contribué également par des apports anthropiques considérables dans la contamination de sols par les métaux lourds. Pour cela on se propose dans ce travail, d'évaluer le niveau de contamination dans cette région et mettre en évidence par la suite les risques engendrés par ces polluants.

Dans notre étude, nous nous intéresserons plus particulièrement à cinq métaux de toxicité différente et qui sont souvent les plus rencontrés dans les sols pollués. Il s'agit donc de cadmium (Cd), plomb (Pb), cuivre (Cu), zinc (Zn) et nickel (Ni). En effet les éléments majoritairement étudiés sont ceux qui ont des effets graves sur la santé humaine ou qui peuvent également causer des perturbations majeures sur les écosystèmes des sols (Alloway, 1995; Ross, 1994).

L'objectif principal de ce travail de thèse consistait dans une première partie, à la quantification des concentrations des métaux lourds dans les sols, et évaluer l'évolution saisonnière du niveau de contamination par ces derniers à partir de calcul des différents indices de pollution, puis la géoréférencement des données obtenues sur des cartes graphiques à l'échelle de la zone d'étude. Il s'agit également de mieux comprendre l'impact de cette contamination sur les micro-organismes du fait leur rôle majeur qu'y ont dans le sol.

Le présent document s'articule autour de trois parties :

La première partie est consacrée à une synthèse bibliographique sur le sol et ses constituants, la contamination des sols par les métaux lourds, leur origine, leur comportement et leurs effets sur l'environnement. Ainsi qu'un état de connaissance sur les micro-organismes de sol et l'interaction entre les métaux lourds et ces derniers sont ensuite détaillés.

Nous présentons dans la deuxième partie les matériels et les méthodes mis en œuvre pour mener notre étude. Cette partie comprend la présentation de la zone d'étude, la description des dispositifs expérimentaux et des différentes méthodes utilisées.

Les résultats obtenus et leur discussion font l'objet de la troisième partie. Enfin, l'étude est clôturée par une conclusion générale, suivie des perspectives envisagées à l'issue de ce travail.



# **PREMIÈRE PARTIE**



## **ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE**

# **CHAPITRE I**

## **Généralités sur le sol**

## I.1 Les sols des régions sahariennes :

D'après Benchetrit (1956), la formation des sols dans les régions sahariennes est entièrement dominée par les conditions climatiques où le vent joue un rôle prépondérant. D'où formation de deux grands types de sols éoliens :

- i. Sols éoliens d'ablation sans terre fine et dont le caractère essentiel, l'absence de terre fine, ne dépend pas de la roche mère. L'enlèvement de toutes les parties de roches suffisamment fines pour être entraînées ne laisse sur place que des cailloux plus ou moins grossiers qui se concentrent en surface et donnent ce qu'on appelle à tort un \* reg \*. La roche mère ne joue ici qu'un rôle secondaire : elle n'intervient que pour différencier le produit final : sol calcaire dont les éléments sont finement vermiculés, sol siliceux, gypseux... Le \* reg \* est par excellence un sol zonal, son caractère est constant : surface couverte de cailloux éolisés reposant sur une épaisseur très variable d'alluvions plus ou moins meubles.
- ii. Sols éoliens d'accumulation formés par les particules entraînées par le vent qui s'accumulent dans les zones abritées formant des dépôts de sable plus ou moins développés: rehboub, nebka, dunes, jusqu'aux grands Ergs. Ces accumulations de sable peuvent grimper le long des versants des montagnes et former des placages sableux plus ou moins importants dans certaines régions. La roche mère n'intervient ici que pour différencier le sable accumulé, mais ne joue aucun rôle déterminant dans la genèse du sol formé par l'action du vent. Un profil étudié dans la région de Laghouat peut caractériser les sols de ces dunes.

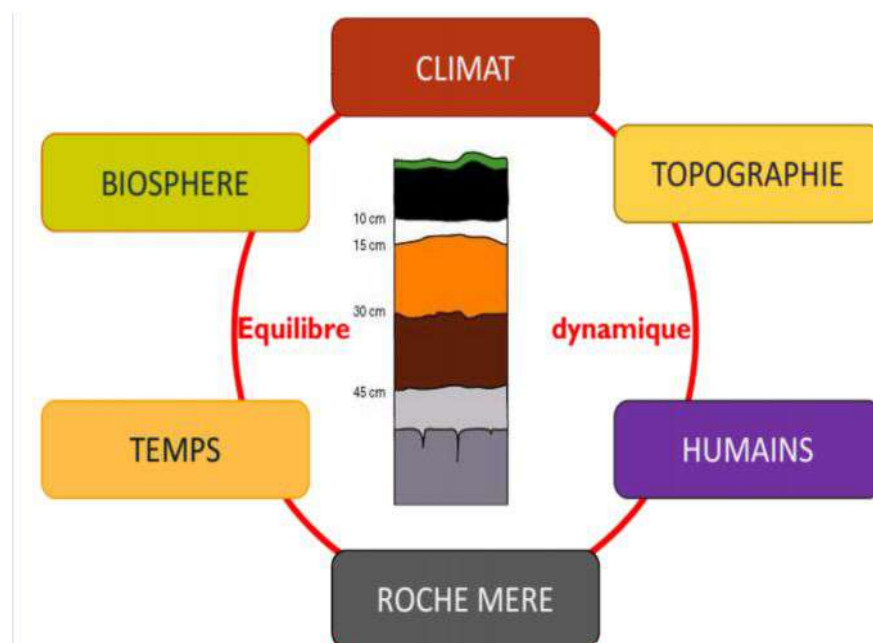
## I.2 Définition du sol :

Le sol a défini par Albert Demolon (1881-1954) comme étant la formation naturelle de surface, à structure meuble et d'épaisseur variable, résultant de la transformation de la roche mère sous-jacente sous l'influence de divers processus, physiques, chimiques et biologiques, au contact de l'atmosphère et des êtres vivants. Plus couramment, on définit le sol comme étant le résultat de la désagrégation des roches par leurs altérations mécanique et physicochimique sous l'effet des facteurs abiotiques (fissuration consécutive à la décompression, chocs thermiques, humidité, temps, frottements, vent) et biotiques (microorganismes).

Les sols constituent l'élément essentiel des biotopes continentaux. Leur ensemble, dénommé pédosphère, résulte de l'interaction de deux compartiments biosphériques, l'atmosphère et les deux couches superficielles de la lithosphère. Il est un milieu vivant, complexe et dynamique, en évolution

constante sous l'effet de différents paramètres tels que la roche mère, le climat, la topographie, l'activité biologique, le temps et l'action de l'homme (Figure 2). En effet, il assure des fonctions de transformation, de transfert et d'accumulation, tout en pouvant aussi subir des modifications importantes et rapides d'origine naturelle ou anthropique ; dégradation, érosion, changement d'usage... c'est pour cela qu'il est considéré comme un réacteur biogéochimique complexe (multiphasique, interactif) (Bourlier et Berthelin, 1998).

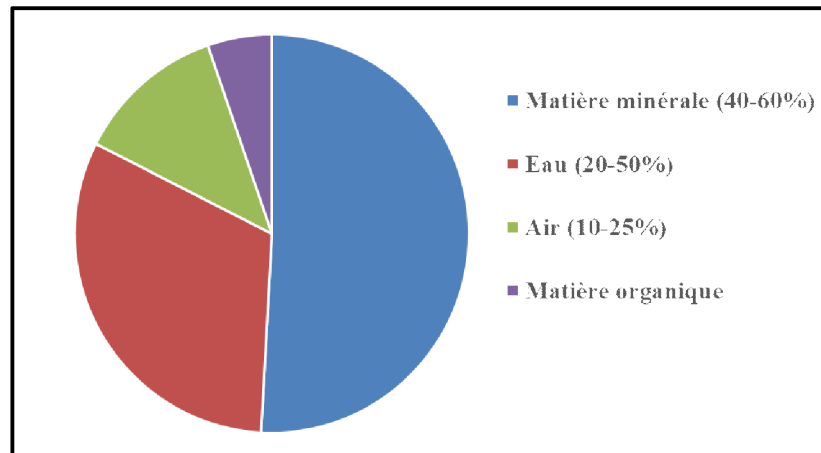
Le sol joue ainsi un rôle prépondérant dans le déterminisme de la qualité des eaux, de l'air et de la chaîne alimentaire. C'est aussi un milieu de transit, de stockage et de transport de nombreuses substances, quelle que soit leur nature, organique ou inorganique, résultant de processus naturels ou d'activités domestiques (Calvet, 2000).



**Figure 2** : Les multiples facteurs de formation des sols (Dumat et Schreck, 2018).

### I.3 Les principaux constituants du sol :

Il existe certains groupes de constituants qui se retrouvent dans tous les sols (Tableau 2). D'après (Alexander, 1977) ; le sol est à l'interface entre la lithosphère, l'atmosphère et l'hydrosphère. Il sert également de support à une partie de la biosphère (Gobat et al., 2003). En effet, Il est composé de trois phases, une phase solide (matières minérale et organique), une phase liquide (eau) et une phase gazeuse (Air). (Figure 3).



**Figure 3** : Proportion des principaux composants du sol en volume (d'après White, 2006 in Faugier, 2010).

### **I.3.1 La phase solide du sol :**

Elle est constituée par des minéraux et des matières organiques en proportions variables. On pourrait considérer les organismes vivants du sol comme une partie de la phase solide, puisqu'ils ne sont ni gazeux ni liquides (Calvet, 2003). On distingue deux fractions dans le sol:

#### **I.3.1.1 La fraction minérale :**

Elle provient de la dégradation superficielle de la roche mère à partir duquel le sol s'est formé. En effet, la fraction minérale des sols résulte de l'action de deux principaux phénomènes (Best, 1995). D'une part, des processus physiques, imposés par le climat (érosion par le vent, le gel, l'eau), fragmentent la roche mère en morceaux de plus en plus fins, ceci, sans en altérer sa composition minéralogique initiale (Gobat et al., 2003). D'autre part, des réactions chimiques (dissolution, oxydoréduction, hydrolyse et hydratation) vont transformer la roche mère aboutissant à la formation de minéraux secondaires tels que les argiles, les hydroxydes de fer et les ions.

La fraction minérale du sol est constituée de particules de différentes tailles, classées généralement selon leur diamètre (Tableau 1).

La texture d'un sol correspond à la répartition des minéraux par catégorie de grosseur, indépendamment de la nature et de la composition de ces minéraux. Les sols sont classés suivant leurs proportions relatives en particules argileuses, limoneuses et sableuses (Atlas and Bartha, 1992). Il existe une douzaine de classes texturales comme représenté dans le diagramme référentiel nommé le triangle des textures (Figure 4). La texture du sol est une propriété stable dont l'évolution demande plusieurs milliers d'années en fonction de la roche mère.

Tableau 1 : Les classes granulométriques du sol (d'après Baize, 2000).

Classes	Terre fine					Terre grossière	
	Fraction argileuse	Fraction limoneuse		Fraction sableuse		graviers	cailloux
	Argiles	Limons fins	Limons grossiers	Sables fins	Sables grossiers		
Diamètre des particules	<2 µm	2-20 µm	20-50 µm	50-200 µm	0,2- 2 mm	2-20 mm	>20mm

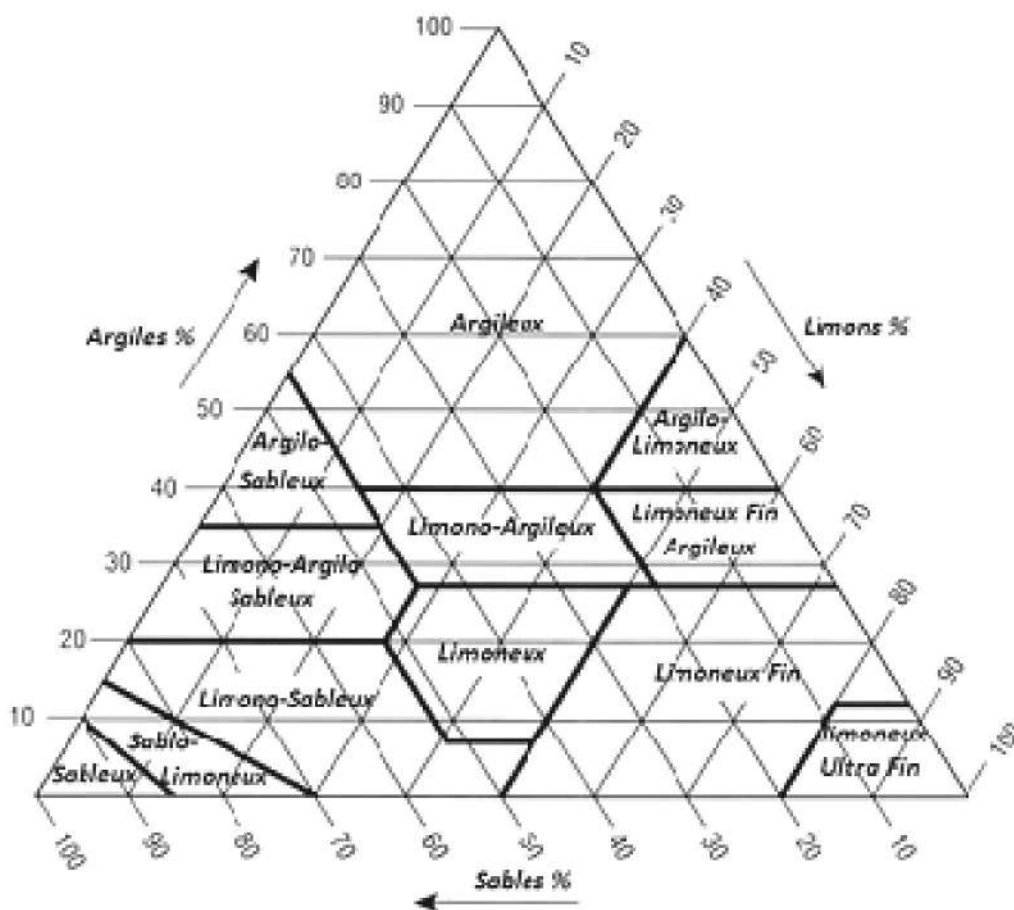


Figure 4 : Triangle des textures minérales des sols (USDA 1975).

### I.3.1.2 La matière organique :

En raison de ses propriétés physicochimiques, la matière organique interagit avec les particules de sol et participe ainsi à sa structuration. La matière organique du sol se décompose en deux fractions distinctes : la fraction organique vivante, composée de la microflore du sol, de sa faune et des racines des plantes supérieures, (des polymères organiques de type hydrates de carbone : cellulose, hémicellulose, lignine, ...), et la fraction organique morte (appelée aussi la matière organique fraîche), qui est constituée de débris d'origine végétale (feuilles mortes, résidus de culture, exsudats) et animale (déjections, cadavres). Ces composés organiques humifiés sont séparés en trois fractions suivant leur solubilité : les acides fulviques très solubles à tout pH, les acides humiques insolubles à pH acide, et l'humine insoluble. Les acides fulviques sont électronégatifs et ont la capacité de complexer les cations. Les acides humiques forment des complexes avec les argiles, les minéraux, et ions métalliques ainsi qu'avec les composés organiques hydrophobes (Parent & Velegol, 2004). Des composés lipidiques (acides gras, cires, résines) et azotés (ADN, chitine, muréline, urée, amines, protéines) sont également présents dans le sol. Ces composés provenant des bactéries, plantes ou animaux peuvent se fixer à des composés humifiés (Gobat et al., 2003) ou à des colloïdes minéraux.

Le sol contient également des êtres vivants appartenant à chacun des grands groupes du vivant : des bactéries dont beaucoup d'actinomycètes, des champignons et une microfaune formée de protozoaires, nématodes, insectes, vers de terre (Quénéa, 2004).

### I.3.2 La phase liquide du sol :

La phase liquide du sol n'est pas de l'eau pure mais une solution dont la composition est complexe et variable. Elle est désignée par solution du sol. L'eau peut être adsorbée sur les particules qui composent le sol (argile, matière organique) ou peut circuler dans les porosités du sol. Elle contient de nombreuses substances dissoutes telles que des ions, des molécules organiques et minérales. Leur concentration dans la solution du sol dépend de phénomènes de dissolution, de désorption, de précipitation et d'adsorption (Calvet 2003; Gobat et al.2010).

Bien qu'il soit difficile de définir la composition type de la solution du sol, 2 grandes catégories de solutés peuvent être retrouvées :

- Les micro-éléments dont la concentration est inférieure à  $10^{-6}$  mol.l<sup>-1</sup>. Ce sont les éléments traces métalliques qui rentrent principalement dans cette catégorie.
- Les macroéléments dont la concentration dans la solution du sol dépasse  $10^{-6}$  mol.l<sup>-1</sup>. Les éléments les plus fréquents et les espèces chimiques correspondantes sont : C (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), N (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), Na (Na<sup>+</sup>), Mg (Mg<sup>+2</sup>), Si (Si(OH)<sub>4</sub>), S (SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>), Cl (Cl<sup>-</sup>), K (K<sup>+</sup>), Ca (Ca<sup>+2</sup>) et O<sub>2</sub>.

La solution du sol est principalement une solution d'électrolytes, généralement une solution peu concentrée dont la molarité totale est souvent de l'ordre de  $10^{-3}$  à  $10^{-5}$  mol.l<sup>-1</sup>. Elle contient également des ions H<sup>+</sup> et OH<sup>-</sup> dont les concentrations déterminent la réaction du sol caractérisée par le pH (Calvet 2003; Essington 2003; Gobat et al.2010).

### I.3.3 La phase gazeuse du sol :

La phase gazeuse du sol est souvent appelée l'atmosphère du sol. Cette atmosphère est formée par un mélange de gaz et de vapeur d'eau qui occupe les pores non remplis par la phase liquide du sol. Sa composition est souvent voisine de celle de l'air mais elle peut être très variable dans l'espace et dans le temps. Elle dépend principalement de deux facteurs, la proximité de l'atmosphère, c'est-à-dire la profondeur dans le sol et l'activité biologique.

L'air du sol contient en général les mêmes substances que l'air atmosphérique mais sa composition peut être très différente en raison, en particulier, de l'activité biologique (Soulas et al., 1983). L'O<sub>2</sub> doit être présent dans le sol en quantité suffisante pour répondre aux besoins des plantes et des microorganismes (respiration aérobie). Les sols bien aérés contiennent environ 180 à 205 ml d'O<sub>2</sub> par litre d'air mais cette teneur peut être abaissée à 100 ml ou moins dans les sols inondés et dans des microenvironnements alentours des racines des plantes. En outre, la teneur en CO<sub>2</sub> est généralement comprise entre 3 et 30 ml par litre de sol et peut atteindre 100 ml par litre d'air en profondeur ou au voisinage des racines et en milieux saturés en eau. Mais le CO<sub>2</sub> doit également diffuser vers l'extérieur (Musy and Soutter 1991; Gobat et al.2010). L'air du sol contient également d'autres substances, telles que NO, N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub>, CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>S et, parfois, des composés organiques volatils (Calvet, 2000).

La phase gazeuse du sol est conditionnée par plusieurs phénomènes, notamment, les échanges des gazes avec l'atmosphère par diffusion moléculaire couplée à la volatilisation et à la dissolution, la respiration des organismes vivants, les échanges de gazes avec la solution du sol et les apports volontaires ou accidentels de diverses substances organiques volatiles.

L'atmosphère du sol est contrôlée par deux gaz à l'état libre ou dissous : l'oxygène qui conditionne la respiration des racines et des organismes et qui intervient dans des réactions d'oxydation, et le dioxyde de carbone qui est essentiel aux organismes autotrophes pour leur synthèse organique (Chamayou et Legros., 1989).

La teneur en oxygène de la phase gazeuse du sol joue un rôle déterminant dans de nombreux processus biologiques. L'oxygène a une influence directe sur la croissance racinaire et elle permet des biotransformations en milieu aérobie qui conduisent à la production de substances nutritives comme le nitrate et l'ortho phosphate (Calvet, 2003).



**Tableau 2** : Les principaux constituants du sol (Soltner, 2005).

	Constituants solides		Constituants liquides (Solution du sol)	Constituants gazeux (Atmosphère du sol)
	Minéraux	Organiques		
Origine	Désagrégation physique et altération biochimique des roches.	Décomposition des êtres vivants.	Précipitations, nappes ruissellement	Air hors sol, matière en décomposition respiration.
Critères de classement	Taille (Granulométrie) Qualité (Minéralogie)	Etats (vivants, morts) Qualité Chimique (Originelle, transformée)	Origine (Météorique phréatique) Etat physique (Potentiel hydrique) Qualité chimique.	Origine (air, organismes) qualité chimique
Catégorie	Selon Granulométrie -Squelette (>2mm) -Terre fine (<2mm) Selon Minéralogie : - Quartz -Minéraux silicatés -Minéraux carbonatés	- Organismes vivants - Organismes morts -Matières organiques héritées : cellulose, lignine, résines. - Matières organiques humifiées : acides fulviques humiques, humines.	- Eau -Substances dissoutes : glucides, alcools, acides organiques et minéraux - Cation et anion	- Gaz de l'air, N <sub>2</sub> , O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> - Gaz issus de la respiration et de la décomposition des organismes : CO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , NH <sub>4</sub> .....

# **CHAPITRE II**

## **La contamination du sol**

## II.1 Définition :

La contamination et la pollution sont deux expressions couramment employées pour désigner l'accumulation anormale et exogène, généralement due à une activité humaine, d'éléments ou de composés minéraux, organiques ou d'agents pathogènes dans un milieu donné dont la qualité se trouve affectée (Chassin et al., 1996).

Par ailleurs, comme il a été cité par (Juste, 1995 in Baize, 1997), le terme «contamination» doit être employé pour les sols lorsqu'il y a des apports anthropiques importants mais sans effet apparent pour l'environnement. Par contre, il préconise le terme «pollution» lorsque des apports liés à des activités humaines ont des effets négatifs visibles sur l'environnement.

En effet, deux idées peuvent être associées à la notion de contamination: un accroissement des teneurs suite aux activités humaines, locales ou générales et un accroissement du risque de nuire aux fonctions des sols naturels.

D'après (FAO, 2015), un contaminant peut être défini comme tout produit chimique ou matériau exogène ou présent à des concentrations supérieures à la normale. Alors d'après (Ramade, 1993), le contaminant est un polluant présent à des quantités décelables dans l'environnement. D'ailleurs, le polluant a été défini par (Rivière, 1998) comme un élément dangereux susceptible de présenter un risque pour les milieux et les organismes vivants.

Cependant, les termes "polluant" et "contaminant" sont pour la plupart synonymes. Par conséquent, dans la suite de cette thèse, l'utilisation de ces deux termes sera appliquée indifféremment.

## II.2 Les formes de pollution :

D'après (Jeannot et al., 2000), on distingue deux types de pollution des sols :

- i. La pollution localisée : Elle se distingue par la présence ponctuelle dans les sols de substances dangereuses: déversements, fuites ou dépôt de déchets.
- ii. La pollution diffuse : Elle implique des polluants à faible concentration sur de grandes surfaces, ils proviennent généralement d'épandages de produits: engrais ou pesticides et retombées atmosphériques.

Pour chacun de ces types, on distingue deux origines de pollution:

- La pollution accidentelle : Déversement ponctuel et momentané de substances polluantes.

- La pollution chronique : survenant sur de longues durées, telles que les fuites sur des conduites enterrées, les lixiviats issus de dépôts de déchets.

### **II.3 Les principaux polluants du sol :**

La composition des sols peut être modifiée par l'influence des activités humaines et de leurs conséquences. Des substances nocives peuvent être rejetées directement lors de déversements de produits toxiques ou indirectement par la pollution atmosphérique (smog, poussières industrielles, volcanisme, pluies acides). Ces substances, nommées polluants, sont susceptibles de s'infiltrer en profondeur dans le sol, d'être entraînées par les eaux de pluie vers les cours d'eau et les nappes souterraines ainsi que d'être transportées dans l'air par le vent.

Une substance toxique désigne une substance naturelle ou de synthèse, minérale ou organique, présentant une nocivité pour les organismes vivants, pouvant être absorbée par voie foliaire ou racinaire chez les plantes, par inhalation, ingestion ou contact chez les animaux, elle provoque une intoxication des organismes affectés en perturbant une fonction vitale pouvant entraîner la mort (Ramade , 2000).

#### **II.3.1 Les polluants organiques :**

Ce sont en grande majorité des produits de synthèse issus de l'activité anthropique (Chassin et al., 1996). Ils proviennent principalement de trois ensembles d'activités industrielles (production d'énergie, métallurgie, industries chimiques...), urbains (transport, traitement des déchets,...) et agricoles (utilisation de produits phytosanitaires) (Chu et al., 2005). Parmi ces types des polluants on distingue :

- Les Polychlorobiphényles (PCB).
- Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).
- Les composés organiques volatils (COVs).
- Les Phénols et dérivés.
- Les pesticides.

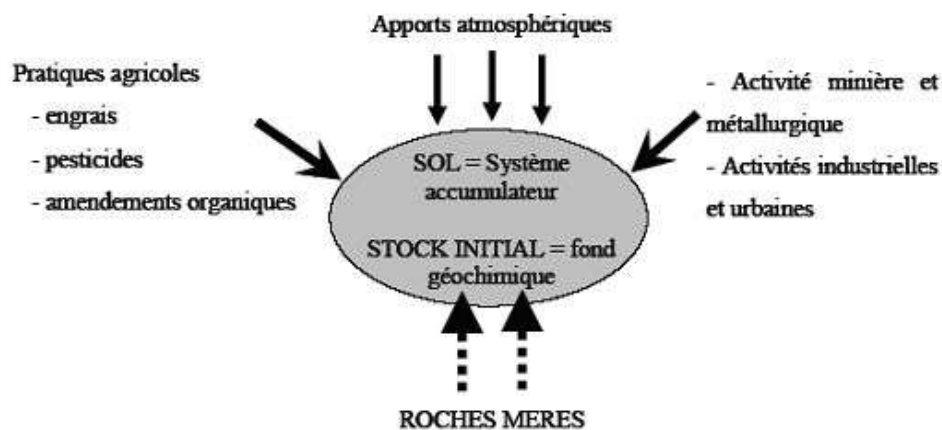
#### **II.3.2 Les polluants inorganiques :**

Il s'agit d'un ensemble d'éléments ou de composés dont l'accumulation est responsable d'une pollution du sol (Chassin et al., 1996). Généralement ils sont non biodégradables, accumulatifs et toxiques quand ils sont présents en grande quantité (Boucheseiche et al., 2002). Les micropolluants minéraux métalliques et non métalliques les plus rencontrés sont le

cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb, le sélénium, le zinc, l'arsenic, le molybdène, le cobalt, le bore et le thallium (Mérian, 1991).

Cette famille est principalement composée par les métaux lourds, également appelés « éléments traces ». Dans ce contexte, Il faut signaler que dans la suite de notre étude nous allons n'intéresser qu'aux ce type de polluants, et nous parlerons indifféremment de métaux lourds ou d'éléments traces métalliques.

Ces types des polluants sont présents naturellement à des concentrations généralement basses dans les sols. Ils proviennent en grande partie de l'altération de la roche mère du sous sol (Jeannot et al., 2000), mais parallèlement des activités anthropiques peuvent conduire à une augmentation de ces concentrations naturelles et l'accumulation de ces polluant dans le sol (Figure 5). Cette accumulation est liée à leur utilisation comme matières premières pour de nombreux produits industriels ou comme catalyseurs chimiques (Crosnier, 1999). On les trouve également dans des produits tels que les pesticides ou les engrais qui sont distribués sur une large surface. Ils sont aussi apportés sous forme de déchets urbains ou industriels, solides, liquides ou gazeux (Eshighi Malayri, 1995).



**Figure 5 :** Stock et flux d'éléments traces dans les sols.

(D'après Robert et Juste, 1999).

## II.4 Les métaux lourds dans les sols :

### II.4.1 Définition :

Bien que le terme « métaux lourds » soit abondamment utilisé, et ce même dans la littérature scientifique, il n'a pas de réelle définition scientifique ou juridique unanimement reconnue.

D'un point de vue purement chimique, les éléments de la classification périodique formant des cations en solution sont des métaux.

D'un point de vue physique, le terme «métaux lourds» désigne les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes, caractérisés par une forte masse volumique supérieure à 5 g/cm<sup>3</sup> (Adriano, 2001).

D'un autre point de vue biologique, on en distingue deux types en fonction de leurs effets physiologiques et toxiques : métaux essentiels et métaux toxiques :

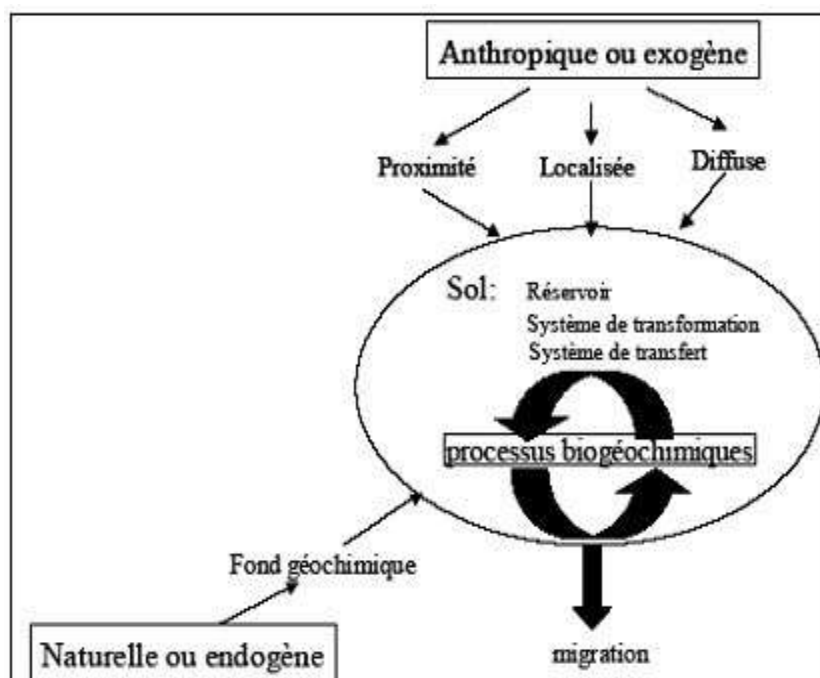
- **Les métaux essentiels** : Ils sont des éléments indispensables à l'état de trace pour de nombreux processus cellulaires et qui se trouvent en proportion très faible dans les tissus biologiques (Loué, 1993). Certains peuvent devenir toxiques lorsque la concentration dépasse un certain seuil. C'est le cas de Cu, de Ni, de Zn, de Fe. Par exemple, le Zn, à la concentration du milli molaire, est un oligo-élément qui intervient dans de nombreuses réactions enzymatiques (déshydrogénases, protéinase, peptidase) et joue un rôle important dans le métabolisme des protéines, des glucides et des lipides (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).
- **Les métaux toxiques** : Ils ont un caractère polluant avec des effets toxiques pour les organismes vivants même à faible concentration. Ils n'ont aucun effet bénéfique connu pour la cellule. C'est le cas de Pb, Hg et Cd.

Le terme métaux lourds, implique aussi une notion de toxicité. Cependant, le terme « éléments traces métalliques » est aussi utilisé pour décrire ces mêmes éléments, car ils se retrouvent souvent en très faible quantité dans l'environnement (Baker and Walker, 1990).

### II.4.2 Origines des métaux lourds :

Le problème principal avec les métaux lourds comme le plomb, le cadmium, le cuivre et le mercure est qu'ils ne peuvent pas être biodégradés, et donc persistent pendant de longues périodes dans des sols. Leur présence dans les sols peut être naturelle ou anthropogénique (Baker et Walker, 1989). (Figure 6).

En comparaison le flux naturel des éléments traces métalliques dans l'environnement, le flux anthropique est du même ordre d'importance (Tableau 3). Toutefois, le flux naturel est effectué sur l'ensemble du globe alors que le flux anthropique est plus concentré géographiquement.



**Figure 6 :** Sources des métaux lourds dans les sols. (Klute, 1986)

**Tableau 3 :** Flux des éléments trace dans l'environnement (tonne/an). (Bich, 2005)

Élément	Flux anthropique	Flux naturel
As	150	80
Cd	43	4,5
Cr	7810	810
Cu	9162	375
Pb	3665	180
Hg	17,8	0,9
Ni	1134	255
Zn	7467	540

### II.4.2.1 Origine naturelle :

Les métaux lourds sont présents naturellement dans les roches, ils sont libérés lors de l'altération de celles-ci pour constituer le fond géochimique (Bourrelier et Berthelin, 1998). La concentration naturelle de ces métaux lourds dans les sols varie selon la nature de la roche, sa localisation et son âge.

En effet, Wedepohl, 1995 ; a quantifié moyennement les différents métaux composants la croûte terrestre continentale supérieure (Tableau 4).

Parmi les importantes sources naturelles, citons l'activité volcanique, l'altération des continents et les incendies de forêts. La contribution des volcans peut se présenter sous forme d'émissions volumineuses dues à une activité explosive, ou d'émissions continues de faible volume, résultant notamment de l'activité géothermique et du dégazage du magma (AFNOR, 1988).

**Tableau 4 :** Concentration moyenne des métaux composant la croûte terrestre supérieure  
(D'après Wedepohl, 1995)

Elément	Concentration (ppm)	Elément	Concentration (ppm)
Al	77400	Fe	30890
As	2	Mo	1,4
Cd	0,1	Ni	18,6
Co	11,6	Pb	17
Cr	35	Ti	0,75
Cu	14,3	Zn	52

### II.4.2.2 Origine anthropique :

Les concentrations mesurées dans les sols sont liées, pour l'essentiel, à des émissions d'origine anthropiques (Wu et al., 2011). Au cours des décennies dernières, l'apport de métaux lourds au sol dans le monde s'est étendu ; à l'heure actuelle on l'estime à 22000 tonnes de cadmium, 939000 t de cuivre, 783000 t de plomb, et 1350000 t de zinc (Singh et al., 2003 in Huynh, 2009). Toutefois, il faut bien remarquer qu'entre 1990 et 2007, les émissions de certains métaux lourds ont fortement diminué, notamment le plomb (-97%) en raison de sa suspension dans l'essence, le Chrome (-90%), le Zinc (-86%) et le mercure (-70%). Seules les émissions de



Cuivre n'ont diminué que de 4,5% en raison du trafic routier et ferroviaire qui ne cesse d'augmenter (Jost et Jost-Tse, 2018).

Les principaux types de pollutions anthropiques responsables de l'augmentation des flux de métaux, sont la pollution atmosphérique (rejets urbains et industriels), la pollution liée aux activités agricoles, domestiques et la pollution industrielle (Tableau 5).

**Tableau 5 :** Contribution de différentes sources à l'enrichissement moyen annuel des terres émergées en métaux lourds (Miquel, 2001).

	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>	<b>Cd</b>	<b>Pb</b>
Total (milliers de tonnes)	216	760	20	382
Déchets agricoles	55%	61%	20%	12%
Déchets urbains	28%	20%	38%	19%
Engrais	1%	1%	2%	1%
Retombées atmosphériques	16%	18%	40%	68%

- **Les sources agricoles :** correspondent aux impuretés présentes dans les produits phytosanitaires (comme le cuivre dans la bouillie bordelaise ou le plomb dans les pesticides), les lisiers (Cu, Zn, Cd) ou les engrais (Mn dans les scories potassiques, Cd dans les engrais phosphatés). La contamination provient d'apports directs gérés au niveau de la parcelle ou de son environnement proche par les eaux de ruissellement (Shah et al.,2010; Sekomo et al.,2011).
- **Les sources urbaines :** regroupent l'épandage des boues de station d'épuration ou des boues de curage (apport de Cr, Cu et Pb), l'incinération de déchets domestiques (Cd) ou le trafic routier (apport de Zn, de Cd lors de la combustion des carburants ou de Pb utilisé comme antidétonant) (Li et al., 2009b ; Janoš et al., 2010 ; Rodriguez et al., 2011 ; Yang et al.,2011).
- **Les sources industrielles :** émettent dans l'environnement tous les éléments métalliques par les activités métallurgiques telles que le traitement des minerais, l'exploitation minière, le raffinage, l'élaboration d'alliages ou d'acier mais aussi lors de processus industriels plus élaborés comme le recyclage du plomb des batteries ou l'élaboration de peintures (Khlifi et Hamza-Chaffai, 2010 ; Min et al.,2013). L'essentiel des émissions retombe sous forme de poussières dans un rayon proche du site industriel émetteur (3 à 5 km).

D'une manière plus globale, les sources urbaines et industrielles entraînent une contamination en éléments traces à la fois diffuse, avec des retombées atmosphériques lointaines, et locale par les retombées atmosphériques proches. Ainsi, 95 % du plomb susceptible de contaminer l'environnement provient du trafic routier par l'utilisation de composés organométalliques comme antidétonants dans les moteurs à explosion : cette contamination peut être visible jusqu'à 320m de part et d'autre d'une autoroute, avec un maximum observé sur entre 5 et 20 m (Viard et al., 2004).

### **II.4.3 Le comportement des éléments traces métalliques dans le sol :**

Les ETM sont liés à différents constituants du sol et sont présents sous différentes formes chimiques. Ils peuvent changer de forme (plus ou moins solubles) ou migrer vers d'autres constituants du sol ou vers la phase liquide selon les conditions physico-chimiques.

Ces changements rendent les ETM plus ou moins mobiles dans les sols et plus ou moins disponibles pour la biosphère.

#### **II.4.3.1 La spéciation :**

Le terme de spéciation a été utilisé dans la chimie des sols et des sédiments et désigne la forme chimique et structurale sous laquelle se trouve un élément métallique. La spéciation a été définie comme étant la détermination d'une forme spécifique (monoatomique ou moléculaire) ou bien la configuration selon laquelle un élément peut être présent dans un groupe d'atomes correspondant à différentes matrices (Hetland et al. 1991).

Dans l'environnement, les ETM se trouvent sous différentes formes chimiques et la mesure de la concentration totale de ces ETM ne suffit pas pour déterminer leur réactivité, mobilité, biodisponibilité et toxicité. Ces faits expliquent l'intérêt majeur qui est donné à la quantification de certaines formes chimiques bio disponibles ou très toxiques des ETM.

#### **II.4.3.2 La mobilité :**

La mobilité d'un élément est caractérisée par son aptitude à passer dans les compartiments du sol où il est de moins en moins énergiquement retenu (Juste 1988; McLaughlin et al. 2000). Les ETM sont associés aux constituants du sol qui contrôlent leur mobilité (Figure 7). Ils peuvent être adsorbés sur les phases hydroxyde du fer, de l'aluminium et du manganèse, ou inclus dans les réseaux cristallins des minéraux primaires et des constituants secondaires, ou bien adsorbés sur les matières organiques (Baize 1997).

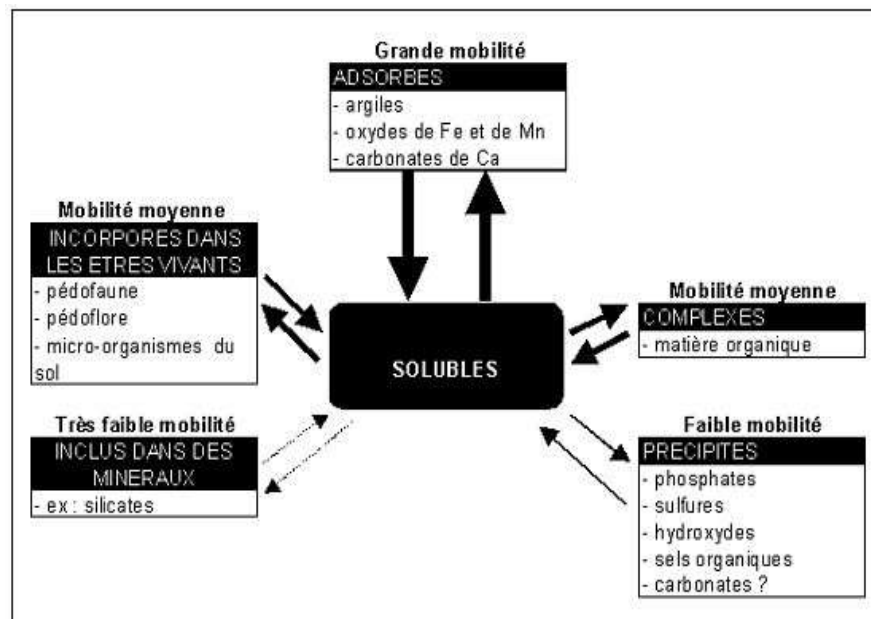
La répartition des métaux et métalloïdes dans ces différents compartiments du sol et toutes les formes disponibles ne présentent pas forcément des risques environnementaux. Les variations des conditions physico-chimiques (pH, température, force ionique... etc.) peuvent jouer directement sur la mobilité des éléments en faisant passer les métaux présents dans un sol d'une forme à une autre. Ce changement met donc en jeu des mécanismes biogéochimiques de mobilisation, d'immobilisation et de transport. Ces mécanismes dépendent de processus de dissolution/précipitation, désorption/adsorption et complexations qui font intervenir des réactions biologiques, chimiques et physico-chimiques (Bourrelier et Berthelin 1998).

En effet, la mobilité et la biodisponibilité des ETM dépendent fortement de leur spéciation chimique dans les sols. Cependant la détermination exacte de la spéciation chimique est souvent difficile et dans la plupart des cas impossible (Quevauviller 1997).

#### **II.4.3.3 La biodisponibilité :**

La biodisponibilité désigne la capacité d'une quantité d'un élément présent dans le sol à être absorbé par un organisme vivant (Newman and Jago 1994). La biodisponibilité est un outil d'évaluation de la toxicité et le risque de pollution. Le changement de la biodisponibilité d'un polluant correspond à un changement de toxicité. La quantité phytodisponible d'un élément dans un sol correspond aux ETM capables de passer en solution et d'être absorbés par la plante. En effet, l'ion sous forme libre ( $Zn^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ , ... etc.) est l'une des formes les plus réactives, avec les espèces neutres et la plus facilement assimilable par les organismes vivants.

Les risques liés aux ETM pour l'environnement et la santé humaine devront donc être évalués au travers leur spéciation, leur mobilité et leur biodisponibilité, qui sont les principaux facteurs conditionnant leur toxicité (Van Oort et al., 2002).



**Figure 7** : Répartition des éléments traces métalliques dans les différents compartiments du sol (Juste, 1995).

#### II.4.4 Facteurs influençant la mobilité des métaux lourds dans le sol :

Les formes chimiques des éléments traces (spéciation), leurs interactions et associations avec les différents constituants du sol (pH, argiles, oxy-hydroxydes, carbonates, capacité d'échange cationique et matières organiques) conditionnent leur biodisponibilité pour les végétaux ainsi que leur mobilité par le transfert dans la solution du sol (Antoniadis et al., 2008; Usman et al., 2008).

##### II.4.4.1 Le pH :

L'influence du pH sur la mobilité des éléments métalliques dans le sol a été mise en évidence par de nombreuses études (Zhao et al., 2010; Peakall et Burger, 2003; Peijnenburg et Jager, 2003 ; Terrés et al., 2002). La majorité des éléments métalliques est plus mobile en conditions acides qu'en conditions alcalines : l'abaissement du pH favorise la mobilité des éléments métalliques notamment par la mise en solution des sels métalliques alors qu'au contraire, l'augmentation du pH provoque l'immobilisation des éléments métalliques par la formation de composés insolubles (Du Laing et al., 2007). Dans les sols à pH acide, la plupart des sites de liaison potentiels sont occupés par des protons, les métaux sont donc libres et mobiles. Par contre, quand le pH augmente pour devenir alcalin voire basique, la compétition des éléments métalliques avec les protons, en nombre inférieur, diminue : les sites de liaison sont occupés par les éléments métalliques et donc immobilisés.

Comme un exemple, (Peakall et Burger, 2003) ont montré que, pour un pH compris entre 4 et 7,7, la capacité d'absorption du cadmium d'un sol est multipliée par 2 ou 3 pour chaque augmentation d'une unité de pH : la mobilité du Cd donc diminue.

Les variations de pH ont donc des conséquences complexes et parfois contraires sur la mobilité des métaux lourds, ceci est classé dans le tableau 6.

**Tableau 6 :** Effets du pH sur la mobilité des micropolluants métalliques des sols et des sédiments (Chaignon , 2001).

Mobilité relative	Activité protonique	
	Neutre - Alcalin	Acide
Très haute	Se , Mo	B
Haute	As	Zn, Cd, Hg, Co, Ni, Mn
Moyenne	Mo	Cu, Al, Pb, Cr
Basse	Pb, Fe, Zn, Cd, TI	Fe (3), TI
Très basse	Al, Cr, Hg, Cu, Ni, Co	Mo, Se, As

#### II.4.4.2 Le potentiel d'oxydo-réduction (Eh) :

Les sols sont sujets à des variations de potentiel d'oxydo-réduction qui affectent majoritairement les éléments majeurs mais également certains ETM. Les réactions d'oxydoréduction peuvent avoir une action importante sur certains éléments dont la toxicité varie beaucoup avec la forme chimique (spéciation). La mobilité des éléments traces augmente en condition réductrice, comme dans les sols faiblement aérés (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Par exemple, en conditions réductrices, Mn est présent sous la forme Mn(II) qui est la forme la plus soluble. En conditions oxydantes, Mn(II) est oxydé en Mn(III) et Mn(IV), lesquels sont présents principalement dans les hydroxydes et oxydes insolubles, diminuant ainsi la mobilité de Mn (Reddy et DeLaune, 2008). Dans des conditions réductrices, les mécanismes mis en jeu sont la conversion d'espèces solubles en espèces gazeuses (dénitrification ou méthanisation), la dissolution de composants de la matrice des sols (comme les oxydes de Mn et Fe) et la modification de la spéciation des éléments (Miller et al., 2010). La solubilité de Cd, Pb et Zn est affectée indirectement par l'Eh et le pH, notamment avec la dissolution des oxy-hydroxydes de Fe et de Mn en conditions réductrices.

A un pH stable, il a été montré que les conditions réductrices entraînaient la dissolution des oxydes Fe-Mn, ce qui a augmenté la mobilité de Cd, Pb et Zn (Tina-Frohne et al., 2011).

#### **II.4.4.3 La matière organique :**

La matière organique joue un rôle dans la partition des éléments métalliques, entre la phase solide et la phase liquide du sol, par complexation des éléments métalliques à la MO (Park et al., 2011). Les matières organiques présentent différents groupes fonctionnels qui permettent la complexation des ETM avec des substances humiques insolubles intégrées à la matrice du sol (Madejón et al., 2010). Les groupements phénol (-OH) ou carboxyles (-COOH) sont les plus abondants, mais des groupements moins abondants comme les groupements thiols (-SH) ou amines (-NH<sub>2</sub>) peuvent jouer un rôle aussi important dans la complexation des ETM (Zimmerman, 2010 ; Cheng et al., 2010). Selon (Almas et al., 2000), un ajout de matière organique au sol contribue à augmenter la mobilité de Cd et Zn exogènes via la formation de complexes dissous.

Cependant, la diminution des teneurs en matières organiques dans le sol peut conduire à une augmentation des concentrations en ETM solubles (Zhou and Wong, 2003).

#### **II.4.4.4 La capacité d'échange cationique (CEC) :**

La concentration maximale qu'un sol peut contenir devrait être fonction de sa CEC, c'est-à-dire de sa capacité de retenir les ions des ETM. La CEC du sol constitue donc à son tour un paramètre de contrôle de la mobilité des éléments métalliques. Dans ce contexte, plusieurs auteurs ont montré que l'accumulation des ETM dans les plantes est élevée au niveau des sols à capacités d'échanges cationiques faibles (Webber et Singh, 1999). La CEC augmente avec la teneur en argile du sol, il est logique donc que les concentrations maximales des éléments traces soient plus élevées dans le cas des sols à texture fine (comme l'argile et le limon argileux) que dans celui des sols à texture grossière comme le sable (Webber et Singh, 1999).

#### **II.4.4.5 Les argiles :**

Les minéraux secondaires, comme les argiles issus directement ou indirectement des minéraux primaires de la roche mère sont considérés comme les principaux constituants minéralogiques des sols qui contribuent au piégeage des polluants métalliques comme Zn, Cu et Pb (Kabata-Pendias et Pendias, 1992 ; Alloway, 1995).

Les argiles sont constituées de minerais d'aluminosilicates tels que la kaolinite, l'illite, la montmorillonite, qui sont généralement chargés négativement. En effet, la charge électro négative des argiles les rend aptes à contracter des liaisons électrostatiques avec toute entité chargée positivement, comme les cations métalliques. Ces liaisons sont réversibles et les cations fixés sont échangeables : ils peuvent être remplacés par d'autres cations présents dans la phase aqueuse du sol (Morgan et Stumm, 1991 ; Huang et Gong, 2005 ; Brandel et al., 2012).

L'adsorption des ETM sur l'argile est influencée par différents facteurs. D'une part, les minerais qui constituent l'argile adsorbent les différents ETM avec des affinités différentes.

Ainsi, en présence d'autres cations ayant une meilleure affinité, le métal concerné ne peut pas être adsorbé, mais il reste en solution. Le pH du milieu influence aussi l'adsorption des ETM sur les argiles. En général, l'adsorption augmente de façon proportionnelle, pour des valeurs de pH comprises entre 3 et 7 et décroît à des pH alcalins, pour lesquels les métaux sont précipités.

(Li et Li, 2000) ont montré que les ETM peuvent être absorbés et immobilisés par les minéraux argileux ou également être complexés par la matière organique du sol en formant alors un complexe organométallique. (Sajidu et al., 2008) ont étudié la sorption du cadmium sur une argile naturelle du Malawi. Ils ont montré que le métal était adsorbé en surface des feuillets en coordination octaédrique.

(Tack et Verloo, 1996) ont montré que lorsque les teneurs en argile et en matière organique augmentent, la phytodisponibilité des éléments traces diminue : la présence de minéraux argileux (teneur > 10%) et de matière organique (Corg > 3%) abaisse la mobilité et la disponibilité du zinc et du manganèse.

#### **II.4.4.6 Les oxy-hydroxydes de fer et de manganèse :**

Du fait de leur grande abondance dans la lithosphère et leur faible solubilité dans la gamme de pH des sols, l'aluminium, le fer et le manganèse forment les plus importants oxydes, oxy-hydroxydes et hydroxydes dans le sol (Sposito, 1984). Ils constituent avec les argiles une fraction importante du complexe d'altération (Alloway, 1997). Ainsi, (Trivedi et Axe, 2001) ont classé les oxydes selon leur capacité d'adsorption, à savoir : oxydes de Mn > oxydes de Fe > oxydes d'Al. (Liu et al., 2002) ont montré que le taux de métaux adsorbés par les oxydes de Mn des nodules Fe-Mn représentait entre 60 et 100% de la quantité totale de métaux adsorbés sur les nodules.

La co-précipitation des métaux avec les oxydes réduit la solubilité des métaux lourds ainsi que leur disponibilité. Cette capacité a été utilisée dans les travaux de remédiation de sols fortement contaminés en métaux, par l'ajout notamment de grenailles de Fe. Ce produit, composé en majorité de Fe (97% FeO), s'oxyde naturellement dans le sol et génère des oxydes de Fe et de Mn réagissant avec Cd et As présents dans la solution du sol (Mench et al., 2003).

#### II.4.4.7 Les carbonates :

Les carbonates jouent un rôle très important vis-à-vis des ETM, du fait de leur réactivité à l'hydratation de surface qui conduit à la formation de groupements  $-CaOH^0$  (Bataillard et al., 2010). La dissociation de ces composés entraîne l'adsorption des ETM à leur surface. La calcite est parmi les carbonates celui qui a été le plus étudié pour sa capacité à fixer les métaux, et notamment les cations divalents.

(Zachara et al., 1991) ont montré que la sorption des ions métalliques divalents était dépendante de la concentration en ions  $Ca^{2+}$  et que les métaux avaient des affinités différentes pour la calcite ( $Cd > Zn \geq Mn > Co > Ni \gg Ba = Sr$ ). (Han et al., 2007) ont rapporté que sur un sol urbain l'élévation du pH d'une unité dans des conditions de pH alcalin, de faible CEC, de faible teneur en matière organique et en présence de  $CaCO_3$ ,  $Cd^{2+}$  peut ainsi précipiter sous forme de carbonate de cadmium ( $CdCO_3$ ) réduisant sa solubilité (Bradl, 2004).

La précipitation ou la co-précipitation de certains ETM avec les carbonates sont également responsables de leur rétention dans les sols (Miretzky et Fernandez-Cirelli, 2008).

#### II.4.4.8 L'activité biologique :

La compréhension globale des phénomènes biologiques jouant sur la solubilité des métaux dans les sols est rendue difficile par la multiplicité des actions et interactions à tous les niveaux. Les principaux phénomènes d'action sur la mobilité des polluants métalliques sont :

- i. La solubilisation: provient de la production de composés acides tels que les acides carboxyliques, aliphatiques, nitriques et sulfurique. Certaines bactéries chimolithotrophes (*Thiobacillus*, *Leptospirillum*) oxydent les formes réduites du fer et du soufre contenues dans les sulfures et produisent de l'acide sulfurique, susceptible de dissoudre les silicates, les phosphates, les oxydes et les sulfures, libérant ainsi les métaux contenus. Les champignons et les racines des plantes excrètent eux aussi des



acides afin d'augmenter leur absorption de nutriments, ou tout simplement comme déchets métaboliques (Chaignon, 2001 ; Deneux-Mustin et al., 2003). Cette acidification favorise aussi la mobilité des autres éléments qui ne sont pas indispensables pour le métabolisme végétal.

- ii. L'insolubilisation constitue le phénomène opposé. Bien que le phénomène de détoxication externe des métaux par des exudats racinaires n'ait jamais été démontré (Baker and Walker, 1990). certains acides organiques de faible masse moléculaire, comme les acides oxalique, citrique ou fumarique qui interviennent dans la complexation intracellulaire d'éléments nutritifs, peuvent être sécrétés dans le milieu extérieur. Ils limiteraient ainsi les transferts par des processus de complexation.
- iii. La volatilisation : repose sur l'action directe de certains microorganismes sur le degré d'oxydation de l'espèce métallique. C'est le cas du mercure, de l'arsenic et du sélénium. La bio méthylation permet le transfert de groupements méthyle directement aux atomes, Pb (plomb), Sn (étain), Sb (antimoine), permettant leur volatilisation dans l'atmosphère (Baker and Walker, 1990).

#### **II.4.4.9 La température :**

La température du sol dépend en premier lieu de la météorologie, et donc du climat, mais elle est également liée à l'activité biologique et influence rétroactivement la formation de complexes avec des ligands inorganiques, en modifiant l'activité de l'élément en solution (Deneux- Mustin et al., 2003). La température a un impact direct sur la mobilité des éléments métalliques en déplaçant les équilibres des réactions de dissolution - précipitation et co-précipitation, et un impact indirect, en modifiant la teneur en eau du sol, le pH ou le potentiel redox (Eh).

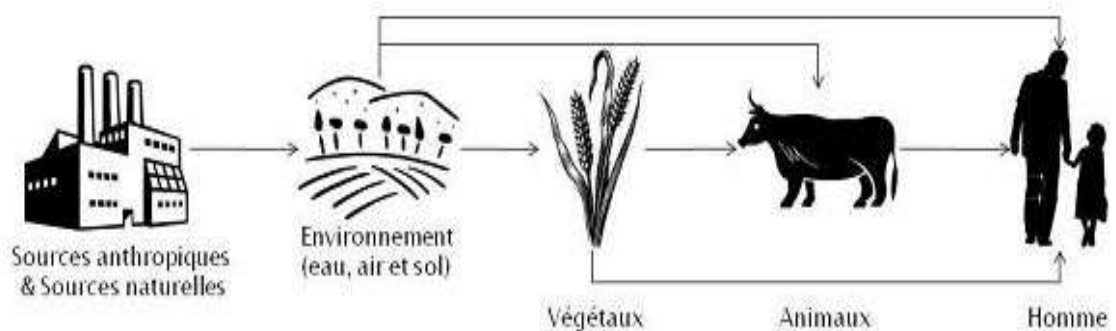
Serpaud et al. (1994) ont montré qu'entre 10°C et 30°C, l'effet de la température sur la capacité d'adsorption des sédiments n'est pas très significatif. Par contre, ces auteurs ont remarqué une diminution de l'adsorption entre 30°C et 40°C, surtout dans le cas du Cu, Zn et Cd. Pourtant dans le cas du plomb, l'influence de la température dans cet intervalle de température (10 - 40°C) n'est pas significative.

#### **II.4.5 Toxicité des métaux lourds :**

Les métaux lourds sont dangereux pour l'environnement car, ils ne sont pas dégradables. Ils s'accumulent au cours de processus minéraux et biologiques. Ils peuvent également être

absorbés directement par le biais de la chaîne alimentaire entraînant alors des effets chroniques ou aigus. Tout élément est toxique quand il est absorbé en excès par rapport à la capacité d'assimilation de l'organisme.

L'accumulation des métaux dans les sols a pour conséquence des effets préoccupants sur l'équilibre des écosystèmes et sur leurs populations (Salomons et al., 1995 ; Bernard, 1997). Quand ils ne contaminent pas les eaux souterraines par lessivage, les éléments traces métalliques, non dégradables dans le sol, s'y accumulent puis pénètrent dans les plantes que les animaux consomment ensuite, l'homme y compris (Figure 8).



**Figure 8 :** Cycle simplifié des éléments traces métalliques depuis les émissions jusqu'à l'exposition humaine.

On estime ainsi que les végétaux récoltés stockent environ 1 % des métaux présents dans l'horizon de surface (Baize, 1997). Pour l'homme, l'inhalation de poussières et d'aérosols reste la principale source d'intoxication, mais les risques liés à l'absorption de métaux lourds par ingestion d'eau ou de nourriture ne sont toutefois pas négligeables.

Une autre voie d'introduction des polluants dans l'organisme, la voie dermique, qui intervient en cas de contact direct avec les substances. Cependant, quel que soit le mode de contamination, les éléments s'accumulent dans l'organisme (sang, foie, cerveau, reins...) et ne sont éliminés que très lentement.

Le Tableau 7 montre, par ordre croissant, la demi-vie biologique des métaux (Bliefert et Perraud.,2001), au bout de laquelle l'organisme a éliminé la moitié de la quantité absorbée. Celle-ci s'étale de quelques jours pour le molybdène à plusieurs années pour le chrome, le zinc ou le cadmium. On note que certains éléments (plomb, mercure, cadmium) ont des demi-vies biologiques très différentes selon leur cible dans l'organisme.

De la même façon que le comportement des éléments traces dans l'environnement dépend de leur forme chimique, il faut souligner que leur toxicité varie énormément en fonction de leur spéciation.

**Tableau 7 :** Temps de demi-vie biologique de quelques éléments.  
(Biefert et Perraud, 2001 cité dans Benhaddya, 2016).

Élément	Temps de demi-vie biologique
Mo	5 jours
Cu	13 - 33 jours
Mn	15 - 20 jours
Pb	20 - 30 jours dans le sang 40 - 60 jours dans les reins, la moelle, le foie, le cerveau (2 -10 ans dans les os)
Hg	30 - 60 jours (1 an dans le cerveau)
Cr	1 - 2 ans
Co	2 -15 ans
Zn	2 - 3 ans
Cd	30 jours dans le sang 20 - 30 ans dans les reins

Les différents types d'effets possibles de certains métaux lourds sur les plantes et les animaux sont présentés dans le tableau 8.

En effet, Les éléments les plus souvent rencontrés comme phyto toxiques sont le cuivre, le manganèse, le nickel et le zinc (Logan et Traina, 1993). Les plus toxiques pour l'homme sont notamment, le cadmium, le mercure, le chrome et le plomb. Il est ainsi distingué une toxicité aiguë (absorption en forte dose sur un court laps de temps) et une toxicité chronique (absorption à faible dose sur temps plus long).

**Tableau 8 :** Classification de quelques métaux lourds selon leur densité et leur toxicité  
(Adriano, 2001)

ETM	Plantes	Animaux	Densité (g/cm <sup>3</sup> )
<b>Cd</b>	T	T	8,65
<b>Cr</b>	-	E	7,20
<b>Cu</b>	E	E	8,92
<b>Ni</b>	T	E	8,90
<b>Pb</b>	T	T	11,34
<b>Zn</b>	E	E	7,14
<b>Mn</b>	E	E	7,20

**T** : toxique, **E**: essentiel.

En effet, la détermination du niveau de contamination des sols par les métaux lourds, ne s'effectue qu'après la quantification des teneurs de ces éléments dans ces sols et les comparent avec les normes admises préconisées dans la bibliographie. Cependant, si des échantillons provenant de sources éloignées, on peut utiliser des données internationales moyennes comme référence (Tableau 9).

**Tableau 9** : Différentes normes et références internationales – teneurs totales des ETM dans les sols (en mg/kg). (D'après Baize, 1997 cité dans Kadem, 2005).  
(Les valeurs en gras sont celles prises en considération dans notre étude).

	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg	Se
<b>France P, Godin (1983)</b>									
Seuil d'anomalie	2	30	150	100	50	100	300		
Seuil d'investigation	4	60	300	200	100	200	600		
Seuil de traitement	10	150	750	500	250	500	1500		
Seuil d'urgence	10	300	1500	1000	500	1000	3000		
<b>France (1985)</b>									
Norme AFNOR NF U44-041	<b>2</b>		<b>150</b>	<b>100</b>	<b>50</b>	<b>100</b>	<b>300</b>	<b>1</b>	<b>10</b>
	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Tl	Se
<b>Suisse (1986)</b>									
Valeurs indicatives (HNO <sub>3</sub> )	0,8	25	75	50	50	50	200	1	
Valeurs indicatives (NaNO <sub>3</sub> 0,1M)	0,03			0,7	0,2	1	0,5		
<b>Pays-Bas (1983)</b>									
valeurs de référence A	1,5	25	100	50	50	50	200		
Valeurs de référence B	5	50	250	100	100	150	500		
Valeurs de référence C	20	300	800	500	500	600	3000		
<b>Pays-Bas (1987)</b>									
Valeurs de référence A	0,8	20	100	36	35	85	140		
Proposition 1993 valeurs C	12	240	380	190	210	530	720		
<b>Québec (1988)</b>									
Critère indicatif A	1,5	15	75	50	50	50	100		
Critère indicatif B	5	50	250	100	100	200	500		
Critère indicatif C	20	300	800	500	500	600	1500		
<b>Directive Européenne (1986)</b>									
Valeurs limites	1			50	30	50	150		
Valeurs limites	3			140	75	300	300		
	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn		
<b>Grande -Bretagne</b>									
Jardins familiaux	3	?	600	?	?	500	?		
Espaces de loisirs	15	?	100	?	?	2000	?		
Production agricole (EDTA)									
<b>Canada</b>									
Federal remediation criteria	3	40	750	150	150	375	600		
<b>Ontario cleanup guidelines</b>									
Residential	3	50	1000	200	200	500	800		
Commercial	8	100	1000	300	200	1000	800		

## II.4.6 Présentation des métaux lourds considérés dans la présente étude :

### II.4.6.1 Le cadmium :

Le cadmium est situé à la fin de la seconde ligne d'éléments de transition avec le numéro atomique 48, la masse atomique 112,4, densité 8,65 g.cm<sup>-3</sup>, point de fusion 320,9°C et point d'ébullition 765°C.

Le cadmium est un métal blanc argent (légèrement bleuté), très malléable et ductile. Il est un élément chimique assez rare dans la nature, le 67ème dans l'ordre d'abondance des éléments (Alloway, 1990). Sa distribution dans la croûte terrestre est considérée comme uniforme avec une concentration moyenne de 0,15 à 0,2 mg/kg . Il se trouve dans le sol sous les formes chimiques suivantes : Cd<sup>2+</sup>, CdSO<sub>4</sub>, CdCl<sup>+</sup>, dHCO<sup>3+</sup>, CdO, CdCO<sub>3</sub>, d(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>, CdS (Sanità di Toppi et Gabbrielli, 1999).

Les apports anthropiques de Cd dans les sols sont importants par rapport aux autres métaux lourds, par l'industrie (essentiellement par voie atmosphérique), les engrais phosphatés et l'épandage de déchets. En effet, avant son utilisation en tant que tel datant de quelques dizaines d'années, on le retrouvait déjà dans des minerais de zinc, cuivre, plomb ou nickel qui eux sont exploités depuis des siècles (Friberg et al., 1974). De plus, le cadmium ayant une pression de vapeur supérieure aux métaux auxquels il est généralement associé, les rejets atmosphériques s'y rapportant se déroulent plus rapidement au cours des traitements industriels.

Le cadmium est utilisé dans la métallurgie pour la fabrication d'alliages, dans l'industrie pétrochimique comme stabilisant de certains plastiques. On le retrouve également dans les baguettes de soudure, gaz d'échappement, dans certains accumulateurs électriques, dans la production de certains pigments, le tabac ou certains intrants agricoles phosphatés.

Biologiquement, le cadmium n'est pas un élément essentiel et s'avère toxique dès une très faible quantité (Kacálková et al., 2015). Le plus grand danger reste cependant l'ingestion directe de poussières contaminées dans certaines zones de loisirs comme les terrains de jeux ou les terrains de sport. Sa concentration atmosphérique recommandée par l'organisation mondiale de la santé est de 5 mg/m<sup>3</sup> afin d'éviter toute redéposition importante (WHO, 2000).

Le cadmium est considéré comme assez mobile et assez facilement biodisponible ; le risque de passage dans la chaîne alimentaire par l'intermédiaire des végétaux est dès lors non négligeable (Baize, 1997). En effet, la dose journalière admissible (DJA) est de 0.0057mg Cd/g selon les auteurs. Les symptômes de toxicité se manifestent par des troubles respiratoires, atteinte hépato digestives avec vomissement, douleurs abdominales et diarrhées.

Selon (Bourrelrier et al., 1998), il est considéré comme cancérigène pour l'homme et il présente des effets génotoxiques. Le cadmium absorbé est transporté par le sang et s'accumule dans le foie et les reins. Sa demi-vie biologique est très longue (10 à 30 ans). D'après la classification du Centre international de recherche sur le cancer (CIRC), il entre dans la classe 2B « cancérigène possible » (Keck et Vernus, 2000).

#### II.4.6.2 Le zinc :

Le zinc est un métal de transition avec les caractéristiques suivantes: période 4, groupe IIB, numéro atomique 30, masse atomique 65,4, densité 7,14 g cm<sup>-3</sup>, point de fusion 419,5°C et point d'ébullition 906°C.

Le zinc est un élément chimique relativement abondant. Il représente 0,004 % de la croûte terrestre. Sa teneur moyenne dans la croûte terrestre varie entre 70 et 132 mg/kg (Baize, 1997). Il est un métal, moyennement réactif, qui se combine avec l'oxygène de l'air pour former une couche d'oxyde blanc imperméable. Dans le sol, il se trouve sous les formes chimiques suivantes : Zn<sup>2+</sup>, ZnSO<sub>4</sub>, ZnHCO<sup>3+</sup>, ZnCO<sub>3</sub>, ZnFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub>, Zn<sub>2</sub>SiO<sub>4</sub>, Zn<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> Zn<sup>2+</sup>, ZnSO<sub>4</sub>, ZnHCO<sup>3+</sup>, ZnCO<sub>3</sub>, ZnFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub>, Zn<sub>2</sub> SiO<sub>4</sub>, Zn<sub>3</sub> (PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>. Cependant, on le trouve généralement à l'état d'oxydation II.

Le zinc est utilisé dans de nombreux domaines. En métallurgie, il est utilisé pour la galvanisation du fer et de l'acier, technique servant à les protéger de la corrosion. On le retrouve également dans des pièces de quincaillerie pour la construction (plomberie-chauffage), des piles électriques et dans des accessoires automobiles. L'oxyde de zinc est utilisé dans l'imprimerie, la teinture, les allumettes, etc. On l'utilise également sous forme de sulfure de zinc dans des agents de conservation du bois et il est présent dans certains pesticides et la nourriture animale. Outre les rejets dus aux utilisations citées, des émissions de zinc se produisent également lors de la combustion de charbon et d'huiles lourdes pétrochimiques ainsi que lors d'incinération de déchets. D'autres activités urbaines et le trafic routier libèrent ainsi du Zn dans l'environnement : toitures, gouttières, usure de pneus de voitures. Généralement, les émissions de zinc dans l'environnement sont donc aussi bien industrielles que domestiques.

Le zinc sous forme de carbonate, d'oxyde ou de sulfure est très peu soluble dans l'eau contrairement au carbonate et sulfate de zinc qui eux sont très solubles dans l'eau. Néanmoins, au sein de la matrice du sol, ces composés peuvent réagir avec le milieu et ses conditions et ainsi modifier certaines de leurs propriétés. Comparé aux autres éléments traces dans les sols, le zinc est considéré comme facilement soluble et peut s'avérer très mobile et disponible dans les sols légèrement acides mais sa migration en profondeur serait néanmoins limitée (Baize, 1997).

En outre, le Zinc est un oligo-élément essentiel intervenant notamment dans le développement cellulaire et présent dans près de 200 enzymes. Les besoins nutritionnels en zinc sont estimés entre 4 et 10 mg/jour suivant l'âge et le sexe de la personne. L'OMS préconise même, dans certains pays d'Afrique et d'Asie, le recours aux compléments riches en zinc afin de lutter contre certaines diarrhées ou encore certaines carences provoquant des retards de croissance chez les enfants de moins de 5 ans (OMS, 2015). Le zinc et ses composés sont essentiellement absorbés via les voies respiratoires et digestives. On le retrouve ensuite dans toutes les cellules mais majoritairement dans le foie, la prostate, les muscles et les os (Pichard et al., 2005b).

Des intoxications au zinc surviennent notamment lors d'expositions à de fortes vapeurs de zinc. Dans ce cas, on peut contracter « la fièvre des métaux » qui est caractérisée par des irritations des voies respiratoires, un état grippal, des lésions cutanées et un dérèglement du système immunitaire (Pichard et al., 2005b). Le potentiel de bioaccumulation du zinc est assez faible et aucune donnée sur la toxicité chronique, le potentiel cancérigène ou les effets éventuels sur la reproduction chez l'homme n'a été collectée (Pichard et al., 2005b).

#### II.4.6.3 Le cuivre :

Le cuivre est un métal de transition qui appartient à la période 4 et au groupe IB du tableau périodique avec le numéro atomique 29, la masse atomique 63,5, la densité  $8,96 \text{ g.cm}^{-3}$ , le point de fusion  $1083^\circ\text{C}$  et le point d'ébullition  $2595^\circ\text{C}$ . La densité et les concentrations moyennes du métal dans la croûte terrestre sont respectivement de  $8,1 \times 10^3 \text{ kg m}^{-3}$  et de  $55 \text{ mg kg}^{-1}$  (Davies and Jones, 1988).

Le cuivre est l'un des métaux les plus anciennement connus car il existe à l'état natif (comme Ag, As, Au, Sb, Pb). Il est l'un des éléments les plus essentiels pour les plantes et les animaux. En effet l'organisme ne peut croître complètement en son absence. Il ne peut être remplacé par un autre élément, il a une influence directe sur l'organisme et le bon fonctionnement de son métabolisme.

Le cuivre est fort présent dans les couches de surface du sol pour plusieurs raisons. Premièrement, suite à sa très grande utilisation : fabrication d'alliages tels que le laiton et le bronze, fils électriques, toiture, plomberie. En outre, les sels de cuivre (sulfate, acétate, dérivés organiques) sont utilisés comme fongicides ou algicides en agriculture, pour les traitements chimiques de surfaces, la fabrication de peintures et de céramiques, etc. En dehors des pollutions industrielles ou de traitements agricoles, ce métal provient habituellement de la corrosion des tuyauteries de distribution (Pugh et al., 2002).

Deuxièmement, Le cuivre est peu mobile sauf en condition oxydante et d'extrême acidité (Baize, 1997). Les formes les plus solubles sont les chlorures, sulfates et hydroxydes (Pichard et al., 2005a). En effet, leur formes chimiques présentent dans le sol sont :  $\text{Cu}^{2+}$ ;  $\text{Cu OH}^+$ ;  $\text{Cu (OH)}_2$  ;  $\text{CuO}$  ;  $\text{CuCO}_3$  ;  $\text{CuO}^{2-}$ ;  $\text{Cu-O-Fe}$ ;  $\text{Cu-O-Al}$  ;  $\text{Cu-O-Mn}$ .

En comparaison aux autres éléments métalliques divalents positifs, le cuivre semble former des liaisons plus fortes avec les composants du sol et au-delà de pH 7, le cuivre ne serait pratiquement plus mobile (Adriano, 2001; Pichard et al., 2005a).

Comme le zinc, le cuivre est un oligo-élément essentiel intervenant dans de nombreuses réactions enzymatiques ; une carence en ce dernier peut mener à une anémie (Pichard et al., 2005a). Les besoins en cuivre pour un homme sont estimés à 30  $\mu\text{g/kg}$  de poids corporel (Pichard et al., 2005a).

Au niveau toxicologie, les sels de cuivre solubles sont toxiques par ingestion. Ils peuvent provoquer des intoxications graves avec vomissements et syndrome dysentérique entraînant un collapsus. L'inhalation des fumées de cuivre est responsable de la « fièvre du fondeur » (frissons, nausées et parfois vomissements et courbatures) qui s'accompagne d'une fatigue, de douleurs diffuses et de maux de tête (Keck et Vernus, 2000). En outre, 1 gramme de  $\text{CuSO}_4$  constitue une dose mortelle ; pour plus de 44 mg/l d'eau de boisson, il y a manifestation de gastro-entérites. La toxicité chronique du cuivre n'a pas été démontrée chez l'homme, mais une partie de la population y est sensible : maladie de Wilson.

#### II.4.6.4 Le nickel :

Le nickel est un élément de transition de numéro atomique 28 et de masse atomique 58,69. Il est un métal blanc argenté malléable qui représente 0,8 à 0,9 % de la croûte terrestre. Il est généralement ferromagnétique et présente plusieurs propriétés communes avec Fe. Le Nickel est un élément chimique omniprésent dans notre environnement, car il intervient dans la fabrication d'acier inoxydable, d'alliages non-ferreux (pièces de monnaie, ustensiles de cuisine, cordes de guitare, etc.), les batteries Ni-Cd. Il est également utilisé comme catalyseur en chimie organique (Pichard et al., 2006). On retrouve enfin des rejets de nickel lors de l'incinération de déchets ménagers, la combustion du charbon et du fuel (Pichard et al., 2006).

Dans la nature, le nickel peut se trouver sous différents états d'oxydation (+II, +III et +IV) mais se trouve majoritairement sous son état +II. Les formes chimiques du Ni dans le sol sont:  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{NiSO}_4$ ,  $\text{NiHCO}_3^+$ ,  $\text{NiCO}_3$ . Ainsi les composés de nickel de type acétate,



chlorure, nitrate et sulfate sont fortement solubles ; viennent ensuite les carbonates et hydroxydes, les sulfures, disulfures, tandis que les oxydes sont pratiquement insolubles.

La concentration moyenne en nickel est estimée à 20 mg/kg. Au sein de celui-ci, les principales formes de nickel sont adsorbées à la surface d'oxydes amorphes de fer, aluminium ou manganèse et dans une moindre mesure à la surface des minéraux argileux (Pichard et al., 2006). Ce constat est nuancé par certains auteurs qui affirment que la localisation du nickel dans le sol serait liée à son origine. Ainsi, le nickel géogène serait effectivement adsorbé de préférence au niveau des oxydes de fer et de manganèse tandis que le nickel d'origine anthropique aurait tendance à rester échangeable et se lier aux matières organiques et aux carbonates (Baize, 1997).

Comme les autres métaux, sa mobilité augmente avec le caractère acide du milieu ; on voit également que lorsque la concentration en sulfate du milieu augmente, cela entraîne une diminution de l'adsorption par complexation et dès lors, une croissance de la mobilité (Pichard et al., 2006).

Les composés du nickel sont essentiellement absorbés par l'homme via la voie respiratoire et peuvent provoquer des bronchites chroniques et de l'asthme (Pichard et al., 2006). L'intoxication via une absorption cutanée n'est pas à négliger. En effet, certains bijoux de fantaisie contiennent des traces de nickel et provoquent de nombreuses réactions cutanées, phénomène visible régulièrement auprès des jeunes filles (Pichard et al., 2006). Le nickel possède également une toxicité chronique puisqu'il est répertorié dans la classe 2B (« cancérogène possible ») du centre international de recherche sur le cancer (CIRC) (Keck et Vernus, 2000). Par ailleurs, le nickel à faible dose est un élément nécessaire à la vie végétale et animale.

#### **II.4.6.5 Le plomb :**

Le plomb est un métal appartenant au groupe IV et à la période 6 du tableau périodique avec le numéro atomique 82, la masse atomique 207,2, la densité  $11,4 \text{ g cm}^{-3}$ , le point de fusion  $327,4^\circ \text{ C}$  et le point d'ébullition  $1725^\circ \text{ C}$ .

Le plomb est, dans son état naturel, un métal gris bleuâtre, dense et malléable. Sa concentration moyenne dans la croûte terrestre serait de l'ordre de 13 à 16mg/kg (Baize, 1997). Il se trouve généralement sous forme de minéral combiné à d'autres éléments, tels que le soufre ( $\text{PbS}$ ,  $\text{PbSO}_4$ ) ou l'oxygène ( $\text{PbCO}_3$ ). En effet, dans le sol, il se trouve sous les formes chimiques

suivantes:  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{PbHCO}_3^+$ ,  $\text{PbOH}^+$ ,  $\text{PbSO}_4$ ,  $\text{Pb(OH)}_2$ ,  $\text{PbCO}_3$ ,  $\text{PbO}$ ,  $\text{Pb(PO}_4)_2$ ,  $\text{PbO(PO}_4)_2$ ,  $\text{PbCl}^+$ .

Il est un élément chimique qui se retrouve dans la majorité des couches de sol superficielles à travers le monde dont sa concentration moyenne typique est en moyenne de  $32 \text{ mg.kg}^{-1}$  et varie de  $10$  à  $67 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Kabata-Pendias and Pendias, 2001). Le plomb se classe cinquième derrière Fe, Cu, Al et Zn dans la production industrielle de métaux. Il a été utilisé depuis longtemps et dans de nombreux domaines : peintures, réseaux de distribution d'eau, vitraux, soudures, carburants automobiles, batteries pour véhicules motorisés, etc. Du fait que les composés du plomb sont très peu solubles et non-volatiles, le puits environnemental pour ces derniers sont les sédiments et le sol.

Le plomb est très peu mobile dans les sols, et ce pour une gamme de pH étendue (de 5 à 9) (Baize, 1997). Sa mobilité augmente brusquement lorsque le pH descend à 4 (Duchaufour, 2001). Sa grande affinité à la matière organique expliquerait son accumulation dans les horizons de surface des sols et sa non-migration dans les horizons inférieurs (Baize, 1997). Le plomb n'est pas un élément essentiel. Il est bien connu pour être toxique et ses effets ont été examinés de manière plus approfondie que les effets d'autres métaux traces. Il est absorbé dans le corps par les 3 voies d'expositions (ingestion, inhalation et cutanée). De ce fait, les intoxications peuvent survenir lors d'une exposition d'aliments, de poussières ou encore de produits cosmétiques. Le plomb se stocke dans le corps au niveau des os et des dents et se diffuse lentement dans l'organisme. Il peut provoquer des lésions graves au cerveau, au système nerveux, aux globules rouges et aux reins (Baldwin and Marshall, 1999). Le plomb est un métal toxique et toute exposition comporte un risque sanitaire spécialement pour les enfants qui l'absorbent 4 à 5 fois plus facilement que les adultes, car le fœtus et le jeune enfant sont particulièrement sensibles à l'effet toxique neurocomportemental du Pb, caractérisé par une baisse peu ou pas réversible des facultés cognitives. Les adultes présentent généralement une diminution du temps de réaction, une perte de mémoire, des nausées, de l'insomnie, de l'anorexie et une faiblesse des articulations lorsqu'ils sont exposés au plomb (NSC, 2009 in Wuana and Okieimen, 2011). Il produit des perturbations au niveau du système nerveux central, de l'appareil gastro-intestinal, du système cardiovasculaire, du système immunitaire, de l'appareil reproducteur. Il crée également des déficiences rénales, des troubles du comportement et peut même traverser la barrière placentaire et ainsi affecter le fœtus.

## **CHAPITRE III**

# **L'impact des métaux lourds sur les micro-organismes du sol**

### III.1 Définition :

On désigne en général sous le nom de micro-organismes l'ensemble des protistes (organismes unicellulaires coenocytiques ou pluricellulaires sans différenciation) composés d'algues, de protozoaires, de champignons et de bactéries. Ils ont une organisation biologique relativement simple (Dommergues and Mangenot, 1970).

### III.2 Les principaux groupes des microorganismes et leurs rôles dans le sol :

Les organismes vivant du sol sont des bactéries, des champignons, des algues, les parties souterraines des plantes ainsi que des animaux très variés. Tous participent d'une manière ou d'une autre à la formation et à l'évolution du sol (Gobat et al, 2003).

Dans les sols des zones arides, les micro-organismes qui entrent dans la composition des micro-biocénoses sont les bactéries, les actinomycètes, les champignons et les algues, ce qui montre la variabilité de la microflore dans ces biotopes (Sasson, 1967).

Par leur diversité taxonomique et fonctionnelle, les micro-organismes du sol jouent un rôle fondamental dans le fonctionnement du sol, dans les cycles du carbone et de l'azote, dans la biodisponibilité des éléments nutritifs, la dégradation des polluants organiques, rétention de polluants métalliques, action sur la structure des sols.

**Tableau 10 :** Les grands groupes des microorganismes du sol (Roger et Garcia, 2001)

Grands groupes	Taxons considérés comme importants dans le sol
Bactéries	Pseudomonas
	Bacillus
	Protistes inférieures
Actinomycètes	Mycobactériacées
	Actinomycétacées (ou Proactinomycètes)
	Streptomycétacées
	Actinoplanacées
Champignons	Moisissures à plasmodium
	Champignons à flagelle
	Zygomycètes
	Champignons supérieurs
	Champignons imparfaits
Algues	Algues vertes
	Eugléniens
	Algues jaunes, Diatomées
	Testacés
	Flagellés
	Ciliés

### III.2.1 Les bactéries :

Les bactéries sont des organismes unicellulaires avec une taille  $< 1$  micromètre. Elles sont de type aérobies (besoin d'oxygène) ou anaérobies (oxygène facultatif ou prohibitif). D'après Morel, 1989, les bactéries forment tant au plan quantitatif qu'au plan fonctionnel le groupe majeur des microorganismes du sol. Les bactéries du sol ont une grande variété de formes. Elles peuvent être mobiles ou immobiles, et posséder ou non des formes de résistance (spores, kystes) (Roger et Garcia, 2001).

Les bactéries sont classées en bactéries autotrophe, utilisation de carbone sous forme minéral, et bactéries hétérotrophes utilisation de carbone sous forme organique (Clement et Lozet, 2011).

Elles prolifèrent dans les milieux les plus riches en N et peu acides, un milieu aéré à pH supérieur à 6. Elles sont surtout abondantes autour des racines de certaines plantes (graminées, légumineuses) au sein de la rhizosphère (Duchaufour, 2001).

Leur rôle consiste à la décomposition de la matière organique et recyclage des éléments. Stabilisation des agrégats par la synthèse de polysaccharides. Formation des sols par hydrolyse acide des roches. Stimulation de la croissance des plantes et régulation des autres microorganismes (synthèse des facteurs de croissance et d'antibiotiques). Dégradation de certains pesticides et polluants. Source d'alimentation pour d'autres membres de la chaîne alimentaire.

### III.2.2 Les actinomycètes :

Les actinomycètes sont un groupe d'eubactéries très ramifiées hétérotrophes ayant tendance à former un mycélium ramifié plus ou moins différencié très fin, dans le sol les germes les plus fréquents sont les *Streptomyces* et *Nocardia* (Clement et Lozet, 2011). Ils sont plus sensibles à l'acidité que les moisissures préférant des pH de 6 à 7,5 (Soltner, 2005).

Leur rôle dans le sol est important, grâce à leur capacité de dégradé des molécules complexes non biodégradable par les champignons où les autres bactéries, telle que la chitine (Strub., 2008). En raison de leur aptitude à dégrader la chitine, de très nombreux actinomycètes sont capables de décomposer les membranes des champignons et peuvent ainsi poursuivre la dégradation de la matière organique entreprise par la microflore fongique (Roger et Garcia, 2001), contribuant ainsi à la fertilisation des sols (Avril et al, 1992) et en plus ils produisent de nombreuses métabolites (Duchaufour et al, 2001). Elles pourraient

également intervenir dans les processus d'humification en produisant des composés proches des acides humiques.

### III.2.3 Les champignons :

Elles sont des organismes pluricellulaires, parfois unicellulaires avec une taille très variable (hyphes : 1µm). Les champignons du sol ou mycètes sont des levures, des champignons supérieurs et surtout des moisissures des genres *Penicillium*, *Aspergillus*, *Fusarium*, *Hzioctonia*, *Mucor*, *Trichoderma* (Soltner, 2005) mais à la différence des bactéries, ils sont toujours hétérotrophes et aérobies. Les champignons semblent être plus résistants que les bactéries aux conditions d'aridité (Berthelin, 1999).

Les champignons constituent les agents principaux de la décomposition de la matière organique dans les sols exondés. Leur rôle dans le cycle de l'azote est peu spectaculaire. Leur rôle essentiel est la minéralisation du carbone organique (Roger et Garcia, 2001). En outre, et grâce à sa taille et sa structure, un mycélium est à même de transporter activement des quantités importantes d'eau et de substance d'un endroit à l'autre du sol (Gobat, 2003).

### III.2.4 Les Algues :

Les algues constituent le principal groupe microbien photosynthétique (Bonneau et Souchier, 1979), peuvent être définies comme des Thallophytes chlorophylliens de sorte qu'elles répondent à des types très divers, depuis des organismes unicellulaires jusqu'à des formes massive (Dommergues et Mangenot, 1970).

Les algues se subdivisent en deux groupes distincts selon (Dommergues, 1977) :

- Algues bleu-vert appelées aussi Cyanophycées ou Cyanobactéries renfermant des espèces capables de fixer l'azote moléculaire.
- Algues eucaryotes, elles mêmes subdivisées en fonction de la nature de leur système pigmentaire: algues vertes, algues brunes, algues rouges.

Les algues supportent facilement les périodes de sécheresses à laquelle sont exposées les terres et on les trouve dans toutes les couches (Verplancke, 1932). Les algues de la surface d'une terre peuvent utiliser les radiations solaires et assimiler l'azote soluble. Dans les couches profondes ces organismes sont hétérotrophes. En raison de leur caractère photosynthétique, les algues ont une signification différente des autres microorganismes du sol, elles constituent le producteur primaire principal.

Par les mucilages qu'elles produisent et par l'action mécanique des filaments, elles ont un rôle important dans l'amélioration de la structure des sols exondés dont elles augmentent l'agrégation. Elles protègent les environnements arides ou désertiques contre l'érosion en formant des croûtes à la surface du sol (Dommergues et Mangenot, 1970). Les algues participent à la cohésion des particules du sol à travers la production de polysaccharides (Davet, 1996).

### III.3 La distribution des microorganismes :

La répartition horizontale des microorganismes est en fonction du type pédologique et donc de la végétation (Boullard et Moreau, 1962).

Alors que de point de vue de leur distribution verticale, la profondeur est une variable écologique qui affecte significativement la survie des microorganismes. Dans les sols de régions arides, c'est l'horizon superficiel qui est le plus actif du point de vue biologique et les microorganismes sont les plus représentatifs (Sasson, 1967), et cette densité diminue progressivement avec la profondeur. D'ailleurs, dans les zones tempérées, si une grande partie d'entre eux se concentre dans le premier mètre de la couche superficielle, ce sont en fait les premiers centimètres qui en contiennent le plus grand nombre (Tableau 11).

**Tableau 11** : Distribution des microorganismes en fonction de profondeur du sol (Alexander, 1994).

Profondeur (cm)	Densité/g de sol x 10 <sup>3</sup>				
	Bactéries aérobies	Bactéries anaérobies	Actinomycètes	Champignons	Algues
3-8	7800	1950	2080	119	25
20-25	1800	379	245	50	5
35-40	472	98	49	14	0,5
65-75	10	1	5	6	0,1
135-145	1	0,4	-	3	-

### III.4 La densité et la biodiversité :

Dans les sols sahariens, la microflore totale variait entre 120 et 220 millions de germes par gramme de terre dans les sols cultivés, alors qu'elle n'était que de 28 millions germes par gramme de terre dans les sols incultes [(Rivkind,1929) cité par (Killian et Feher, 1939)].

Pour ce qui est de la densité de la microflore fongique, elle est de l'ordre de 8000 à  $10^6$  unités par g de sol, alors qu'on a compté de 100 à 109 individus d'algues par gramme de terre dans les sols (Davet, 1996).

D'après Dommergues et Mangenot (1970), les densités bactériennes sont faibles mais, elles tombent rarement en dessous de  $10^4$  à  $10^5$  germes par gramme de sol sec dans les horizons superficiels.

En ce qui concerne la biodiversité de la microflore désertique, Killian et Feher (1939) cité dans Skujinš (1984), sont arrivés à isoler 98 espèces de bactéries, 28 espèces de champignons et 84 espèces d'algues dans les régions désertiques.

### **III.5 Les facteurs influençant l'activité des microorganismes dans le sol :**

Le sol est un habitat généralement favorable à la prolifération des microorganismes, Leur abondance et leur nature dépendent du type de sol, de la végétation, du climat et des diverses actions anthropiques et de leurs variations (Calvet, 2000).

Les caractéristiques du sol influencent la croissance microbienne et définissent la proportion des différents taxons les uns par rapport aux autres.

On peut les diviser en deux catégories : les facteurs de régulation d'une part et les éléments nutritifs d'autre part. La matière organique du sol, l'humus, les résidus d'origine animale et végétale appartiennent à la seconde catégorie, tandis que la température du sol, l'humidité, le degré d'aération, la porosité, la structure sont surtout des facteurs de régulation des processus biochimiques. D'autres facteurs plus généraux qui interviennent dans l'évolution physico-chimique du sol participent également à l'écologie des microbes ; il faut citer les changements climatiques saisonniers, le couvert végétal (Sasson, 1967).

#### **III.5.1 Les facteurs énergétiques :**

Le nombre et l'activité des microorganismes dépendent essentiellement de l'énergie qui peut être libérée à la suite de la décomposition de la matière organique (Boullard et Moreau, 1962).

Le facteur le plus limitant de la masse microbienne dans le sol est l'insuffisance des substrats énergétiques pour la microflore, que ce soit le carbone pour les hétérotrophes ou des substances minérales réduites pour les chimiolithotrophes. Dans le cas des champignons, Burges (1963) a insisté sur le rôle capital du substrat carboné disponible comme



source d'énergie, à la fois dans la détermination du nombre des espèces et dans celle de la répartition des espèces particulières (Sasson, 1967).

Certains auteurs ne considèrent que le nombre total des micro-organismes d'un sol et leur équilibre dynamique ne résulte que d'insuffisances en substance énergétique dont le rôle serait capital. Les fluctuations dans la micropopulation des sols dépendraient des substances introduites dans le sol et du rapport C/N du sol (Boullard et Moreau, 1962).

### **III.5.2 Les facteurs physiques :**

#### **III.5.2.1 La texture du sol :**

La texture du sol intervient de deux façons :

- Façon directe, par l'action de différentes fractions minérales ;
- Façon indirecte, par son rôle majeur dans la genèse de la structure du sol.

L'action des micro-organismes dépend de la texture du sol. Dans les zones arides où le sable est la fraction dominante, les micro-organismes et leurs produits de synthèse sont faiblement reliés aux particules du sol (Dommergues et Mangenot, 1970).

Dans un sol sableux suffisamment humide, la continuité du film liquide autour des particules assure une propagation rapide de l'activité microbienne. Cette propagation est ralentie par la présence d'argile, l'action directe des particules argileuses tient en premier lieu à leur effet protecteur des substances organiques par formation de complexes organon-minéraux moins accessibles à l'activité microbienne (Morel, 1989).

#### **III.5.2.2 La structure du sol :**

La microflore tellurique intervient activement dans la genèse, la stabilisation et la dégradation de la structure du sol. Inversement, la structure influe considérablement sur l'activité de la microflore ; elle joue le rôle d'un véritable régulateur vis-à-vis des processus biologiques et biochimiques qui se déroule dans le sol (Dommergues et Mangenot, 1970).

De la formation et de la rupture des agrégats résultent deux actions possibles, opposées quant à leurs conséquences :

- L'inclusion des substances organiques à l'intérieur d'un agrégat, le rend temporairement inaccessible aux microorganismes;

- La rupture des agrégats par broyage stimule la minéralisation rendue d'autant plus aisée que la dimension des agrégats est plus grande (Morel, 1989).

La structure du sol la plus favorable à la croissance des micro-organismes telluriques est la structure émiettée (particulaire), qui se traduit par la présence dans le sol des particules élémentaires. Cela est dû à son effet direct sur les autres facteurs tels que : l'aération, la circulation et la teneur en eau (Mulder et al, 1969).

### **III.5.2.3 Le travail du sol et l'activité microbiologique :**

L'activité biologique sera distribuée de façon plus ou moins homogène dans l'horizon labouré ou bien d'avantage concentré en surface, selon le type de travail du sol pratiqué (Morel, 1996).

L'intensification de l'agriculture conduit généralement à une baisse de stocks organiques par déprotection physique des matières organiques, stimulation des activités biologiques de minéralisation et finalement diminution de la biomasse microbienne (Chaussod, 1996).

### **III.5.3 Les facteurs chimiques :**

#### **III.5.3.1 La réaction du sol (pH) :**

Le degré d'acidité du sol constitue l'un des principaux facteurs limitant, pour les germes qui y sont généralement très sensibles, telles que les bactéries et actinomycètes qui sont plus favorisées par des milieux proches de la neutralité, alors que les champignons s'accommodent de pH bas, C'est-à-dire de sol acides (Boullard et Moreau, 1962). Donc chaque espèce microbienne est active entre des limites qui lui sont propres, avec une valeur optimale.

#### **III.5.3.2 Le pouvoir d'oxydoréduction :**

La nature et l'intensité de l'activité microbienne du sol relèvent largement de la valeur de son pouvoir oxydo-réducteur, à une conséquence directe sur les processus de dégradation des substances organiques : Des bonnes conditions d'aérobioses induisent une oxydation aisée des substances organiques (Morel, 1989).

#### **III.5.3.3 La Salinité :**

Le taux de salinité a une grande influence sur l'évolution de la microflore du sol. L'augmentation de la quantité fait diminuer le nombre de microorganismes, de tous les processus biologiques, la nitrification est la plus touchée, ainsi que la réduction de la respiration (Dellal et al, 1992).

D'après (Dommergues et Mangenot, 1970) les sols salés constituent pour les microorganismes telluriques, un milieu défavorable en raison de :

- La présence d'ions toxiques ;
- pH parfois très basique ;
- La salure asphyxiant ;
- Leur tension osmotique parfois élevée.

La teneur excessive en sel présente dans les sols un impact adverse sur la population microbienne et sur leurs activités (Batra et Monna, 1997). La concentration de la solution en sels entraîne une augmentation de la pression osmotique, ce qui inhibe le développement des microorganismes.

### **III.5.4 Les facteurs climatiques :**

#### **III.5.4.1 L'humidité du sol :**

Les sols secs ne présentent qu'une activité microbienne faible, mais lorsque l'humidité augmente l'activité de microorganismes augmente progressivement jusqu'à un maximum puis décroît (Morel, 1989).

Selon Boullard et Moreau (1962), l'excès d'eau entraîne une aération déficiente et détermine une sélection des germes. Un manque chronique d'eau entraîne également une sélection, mais la microflore inhibée est évidemment différente de la précédente.

Les alternances de dessiccation et d'humectation stimulent l'activité des microorganismes (Morel, 1989).

#### **III.5.4.2 La température :**

La température du sol représente dans les zones arides, un facteur écologique très important qui régit la multiplication des microorganismes de ces régions (Sasson, 1967).

Chaque espèce microbienne est caractérisée par une température optimale de croissance, et par un intervalle entre un minimum et un maximum en dehors du quelle sa croissance est impossible. D'une manière générale la température optimale pour la croissance des microorganismes est compris entre (25 et 45) °C. En ce qui concerne les températures létales la plus part des espèces microbiennes meurent dès que la température atteint (50 à 80) °C ou lorsqu'elle descend jusqu'à 4 °C (Dommergues et Mangenot, 1970).

Les sols sahariens sont particulièrement riches en germes thermorésistants et thermophiles. Ces derniers ont un temps de croissance maximale dans des températures comprises entre (40 et 65 °C) (Alexander, 1982 ; Villain, 1987).

#### **III.5.4.3 L'influence des saisons :**

La variation des densités microbiennes et de l'activité microbiologique du sol sont le reflet des effets combinés de nombreux facteurs de l'environnement, dont le plus important est l'humidité, la température et les apports des substrats énergétiques (Dommergues et Mangenot, 1970).

Les maxima d'activité situent au printemps et en automne (l'humidité et température favorable) le maximum automnal, toutefois peut être estompe ou absent (Morel, 1989).

#### **III.5.5 Les facteurs biologiques :**

##### **III.5.5.1 La végétation :**

Le sol sous végétation est beaucoup plus riche en microorganismes qu'un sol nu (Ali-Haimoud et al, 1980). Par ailleurs les microorganismes sont étroitement stimulés par des apports de carbone et d'énergie d'origine végétale, et par les composés sécrétés par les racines (Clark, 1969).

La végétation exerce une influence importante sur le développement et l'activité des populations microbiennes. Cette influence se manifeste par la fourniture des résidus végétaux, exsudats radiculaires, substances stimulantes ou inhibitrices et par la modification du milieu édaphique qu'entraîne la présence des microorganismes (Villain, 1987).

Le couvert végétal apporte à la microflore non seulement de la matière organique, mais encore modifie le microclimat et les associations microbiennes au niveau des racines, produisant ce qu'on appelle un effet rhizosphère (Sasson, 1967).

##### **III.5.5.2 Interactions biologiques :**

Les microorganismes interviennent de manière plus ciblée dans les interactions directes ou indirectes entre eux et avec les autres organismes du sol (Gobat et al, 2003).

Certains microorganismes exercent, par leurs sécrétions des effets régulateurs et créent des réactions de nature synergique (commensalisme ou symbiose nutritionnelle) ou antagoniste (compétition, production des substances toxiques ou inhibitrices, prédation ou parasitisme), ou encore des réactions nulles (Bonneau et Souchier, 1979).

**Tableau 12 :** Facteurs de variation de l'activité microbienne dans le sol (Morel ,1989).

Compartiment concerné	Influence sur la biomasse microbienne	Facteurs de l'activité microbienne	Nature des facteurs de l'activité microbienne
Extérieur	Action principale sur l'intensité de l'activité microbienne	Pluviométrie, température (facteurs saisonniers)	Facteurs climatiques
Sol	Action sur la nature et l'intensité de l'activité microbienne.	- Texture du sol - Structure du sol	Facteurs physiques
	Action sur la sociologie des êtres vivants	- MO - Potentiel oxydoreduction - Réaction du sol (pH) - Composition minérale	Facteurs chimiques
		- Présence des racines - Interactions biologiques	Facteurs biologiques

### III.6 Toxicité des métaux lourds pour les micro-organismes du sol :

Dans les sols pollués, les microorganismes sont plus sensibles aux métaux lourds que les plantes ou les animaux vivant (Giller et al., 1998). Les effets des métaux lourds sur les communautés microbiennes peuvent être abordés de diverses façons : la densité (colonie forming units, CFU), la taille, la structure des communautés (génétique et fonctionnelle) et également l'activité enzymatique.

Généralement, on distingue deux types d'effets toxiques :

- Les effets toxiques directs qui entraînent la mort rapide des espèces exposées après un court délai suivant l'absorption du composé nocif.
- Les effets toxiques indirects qui engendrent un cumul d'effets nocifs et occasionnent parfois des troubles dégénératifs très graves. Ce type d'effets, peut indirectement engendrer la mort des espèces, si le potentiel adaptatif des ces derniers ne leur permet pas de devenir résistantes.

Au niveau des micro-organismes, ces effets peuvent se manifester par une diminution du nombre de bactéries et de levure et de l'activité respiratoire des sols (Walter et Stadelmann, 1979 ; Trevors, 1987).

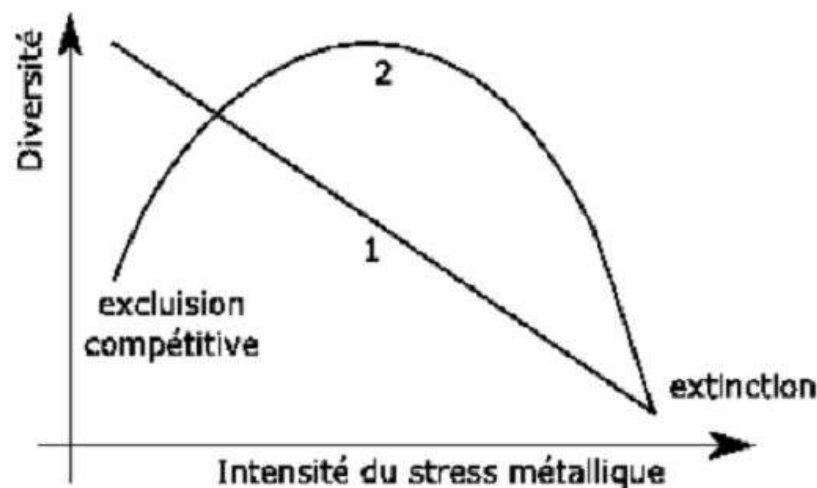
Les métaux lourds sont réputés pour leur toxicité sur la plupart des microorganismes telluriques. Leurs effets de dénaturation des protéines ou de destruction de l'intégrité de la membrane cellulaire affectent la croissance, la morphologie et le métabolisme de ces microorganismes telluriques (Leita et al., 1995). Ces altérations conduisent à des réductions de biomasse microbienne. De nombreuses études montrent que la biomasse bactérienne d'un sol a tendance à diminuer suite à une contamination par un métal (Kandeler et al., 1996 ; Smith et al., 1997, Bââth et al., 1998 ; Konopka et al., 1999 ; Kuperman et Carreiro, 1997 ; Kelly et al., 1999 ; Ekalund et al., 2003).

D'autres propriétés biologiques largement étudiées dans les études d'impact concernent les activités enzymatiques, dont les activités respiratoires. L'effet néfaste des métaux lourds sur les activités enzymatiques du sol a souvent été souligné (Renella et al., 2003 ; Landi et al., 2000 ; Kandeler et al., 1996 ; Kuperman et Carreio, 1997 ; Haanstra et Doelman, 1991 ; Hattori, 1992). La sensibilité des activités vis-à-vis des métaux peut dépendre du type d'enzyme (Renella et al., 2003). Dans une étude portant sur l'impact de différents métaux sur 13 enzymes impliquées dans les cycles du carbone (C), de l'azote (N), du phosphore (P) et du soufre (S), Kandeler et al. (1996) ont montré que la réduction de leurs activités était plus ou moins sévère : celles impliquées dans le cycle du carbone étaient moins affectées que celles liées aux cycles du N, P, S. Les sols contaminés par les métaux lourds peuvent donc perdre certaines de leurs propriétés biochimiques indispensables au bon fonctionnement de l'écosystème. Par exemple, il a été montré que l'activité déshydrogénase était réduite lors d'une contamination par un métal (Doelman et Haanstra, 1979 ; Kelly et al., 1999 ; Kelly et Tate, 1998). Cet effet, parfois sévère, peut aller jusqu'à une réduction de 95% de l'activité (Kelly et al., 1999). L'activité déshydrogénase étant corrélée à l'activité respiratoire du sol, une telle réduction peut avoir des répercussions néfastes significatives sur l'ensemble de l'écosystème du sol, avec une réduction de la décomposition de la matière organique et la perturbation des grands cycles des éléments (Kelly et al., 1999).

Les microorganismes sont donc susceptibles d'être affectés au niveau de leurs activités, leur physiologie, leur diversité, autant de perturbations pouvant avoir des conséquences sévères sur l'ensemble de l'écosystème.

En ce qui concerne la relation entre la diversité des micro-organismes et un stress métallique, on distingue deux modèles (Figure 9) :

- i. les effets d'un stress de plus en plus intense conduisent à une diminution de la diversité microbienne (droite).
- ii. Un stress modéré permet une domination des espèces bien adaptées, et donc une faible diversité. L'augmentation de l'intensité du stress peut défavoriser ces espèces et permettre à d'autres de proliférer. Au-delà d'un certain seuil, l'intensité du stress est trop importante, cela conduit à l'extinction des organismes et une diminution de la diversité (Doillon, 2010).



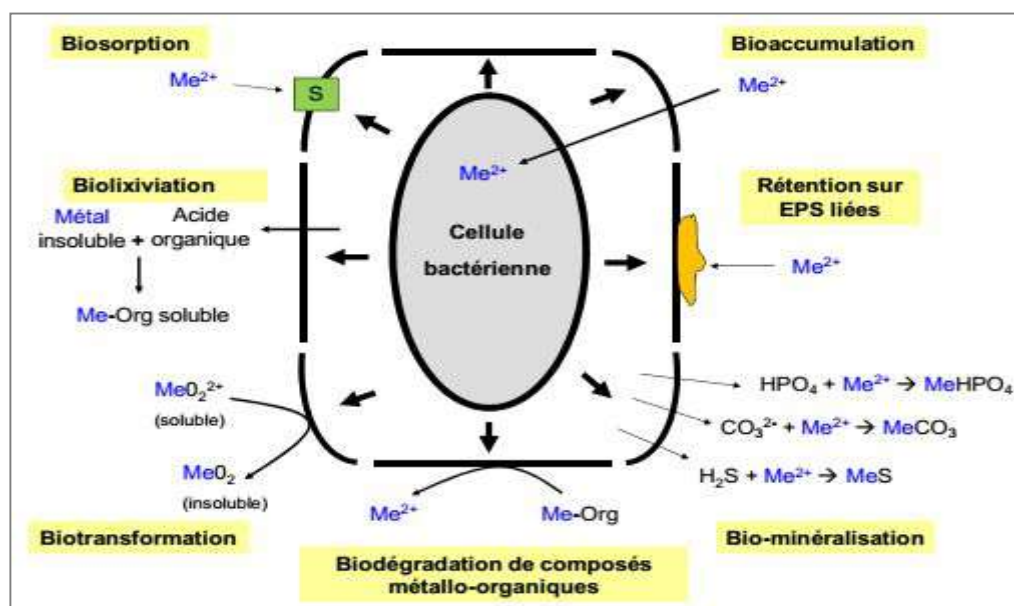
**Figure 9 :** Les effets biochimiques se manifestent par l'inhibition de l'activité de certaines enzymes de respiration des cellules, et de la synthèse d'ARN et des protéines (Malayeri, 1995).

### III.7 Interactions entre les microorganismes et les métaux lourds dans le sol :

Afin de générer de l'énergie, de nombreux microorganismes dépendent des composés métalliques comme donneurs d'électrons pour le métabolisme, le chimiotropisme et comme accepteurs d'électron pendant la respiration anaérobie.

En revanche certains éléments métalliques (Al, Ag, Cd, Sn, Hg...) sont toxiques pour les organismes. Malgré la présence d'ions toxiques, certains microorganismes sont capables de survivre dans des milieux pollués. Cette capacité peut être le résultat de mécanismes induits ou intrinsèques aux individus (Gadd, 1992). Pour les microorganismes, Gadd (1992) définit la tolérance comme la capacité de faire face à la toxicité des métaux au moyen des propriétés intrinsèques des organismes. En parallèle, il décrit la résistance comme la capacité à survivre aux métaux toxiques par des mécanismes de détoxification en réponse directe à la présence de métaux dans l'environnement.

Les microorganismes, en particulier les bactéries, peuvent interagir avec les métaux via différents mécanismes (Ledin, 2000). On peut observer une transformation des métaux par des processus d'oxydation/réduction ou d'alkylation. Ces modifications modifient généralement la toxicité et la mobilité du métal d'origine. Les métaux peuvent également être accumulés par des phénomènes d'adsorption passive (indépendante du métabolisme) ou par transport actif à l'intérieur de la cellule (dépendante du métabolisme). Il a également été observé la production par les microorganismes de substances telles que des composés organiques ou des sulfides, par exemple, qui modifient la solubilité, et donc la mobilité des métaux. De plus, de par leur participation aux cycles biogéochimiques, les microorganismes modifient les caractéristiques de la matière organique dans leur environnement, ce qui peut modifier le comportement des métaux via des mécanismes de chélation ou complexation. Enfin les bactéries peuvent influencer de manière indirecte la mobilité des métaux par des modifications du milieu, par exemple par acidification. Ces différents mécanismes sont résumés dans la figure 10.



**Figure 10** : Schématisation des interactions entre métaux et bactéries (adaptée de Ledin, 2000 cité dans Desaunay, 2011). S : correspond aux groupements réactifs présents sur la paroi bactérienne.  $\text{Me}^{2+}$  : correspond à un cation métallique. Org : correspond à un composé organique.



Les interactions entre les cellules bactériennes et les métaux sont gouvernées par des mécanismes passifs ou actifs (Chang, 1997; Haferburg and Kothe, 2007).

- Les premiers sont indépendants du métabolisme et donc de l'état physiologique des cellules (vivantes ou mortes), ils sont rapides et réversibles. Ils ont lieu à l'interface cellule/solution et mettent en jeu des mécanismes tels que l'échange ionique, la complexation de surface ou la précipitation.
- Les seconds dépendent, eux, du métabolisme des cellules et sont donc spécifiques à chaque souche bactérienne, ils sont plus lents et généralement inductibles.

Ces interactions passives et actives vont dépendre de la structure cellulaire et peuvent intervenir simultanément. D'une manière générale, on considère que les métaux lourds peuvent être fixés dans la structure cellulaire et conséquemment biosorbés sur des sites de liaisons. Ceci est indépendant du métabolisme et est connu sous le terme de biosorption ou « passive uptake » (Malik, 2004). Les métaux peuvent également pénétrer les cellules en passant la membrane par l'intermédiaire du métabolisme. Ce mode d'assimilation est connu sous le terme d'assimilation ou « active uptake » (Malik, 2004). Ces deux modes d'interaction sont plus généralement regroupés sous le terme de bioaccumulation. Chez les cellules métaboliquement actives, l'assimilation se fait en deux phases. Une phase initiale de biosorption rapide suivi d'une phase plus lente d'assimilation active dépendante du métabolisme et des métaux considérés. La plupart des études sur la biosorption des métaux sur les cellules bactériennes ont été réalisées sans prendre en compte l'effet de l'activité physiologique des cellules.

# DEUXIÈME PARTIE



# MATÉRIELS & MÉTHODES

# **CHAPITRE I**

## **Présentation de la zone d'étude**

### I.1 Situation géographique de la zone d'étude :

La zone d'étude située au Sud-Est de l'Algérie, précisément dans le Nord-Est de la partie septentrionale du Sahara. Elle s'étend entre les longitudes 4-9° E et les latitudes 31-33° N (Figure 11). En effet, notre zone d'étude incluse plusieurs régions appartiennent à quatre wilayas du sud Algérien (Ouargla, El-Oued, Ghardaia et partiellement Djelfa).

Généralement, la zone d'étude est connue par sa morphologie sableuse avec des plates formes pierreuses (ergs et hammadas).

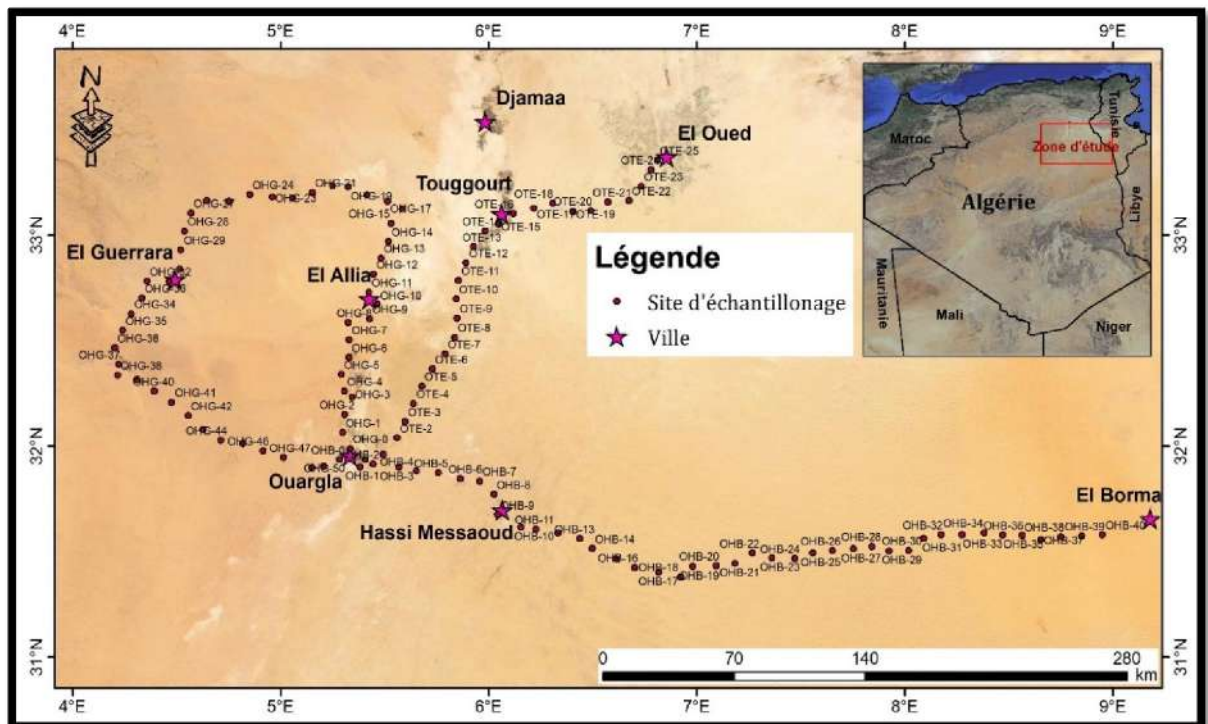
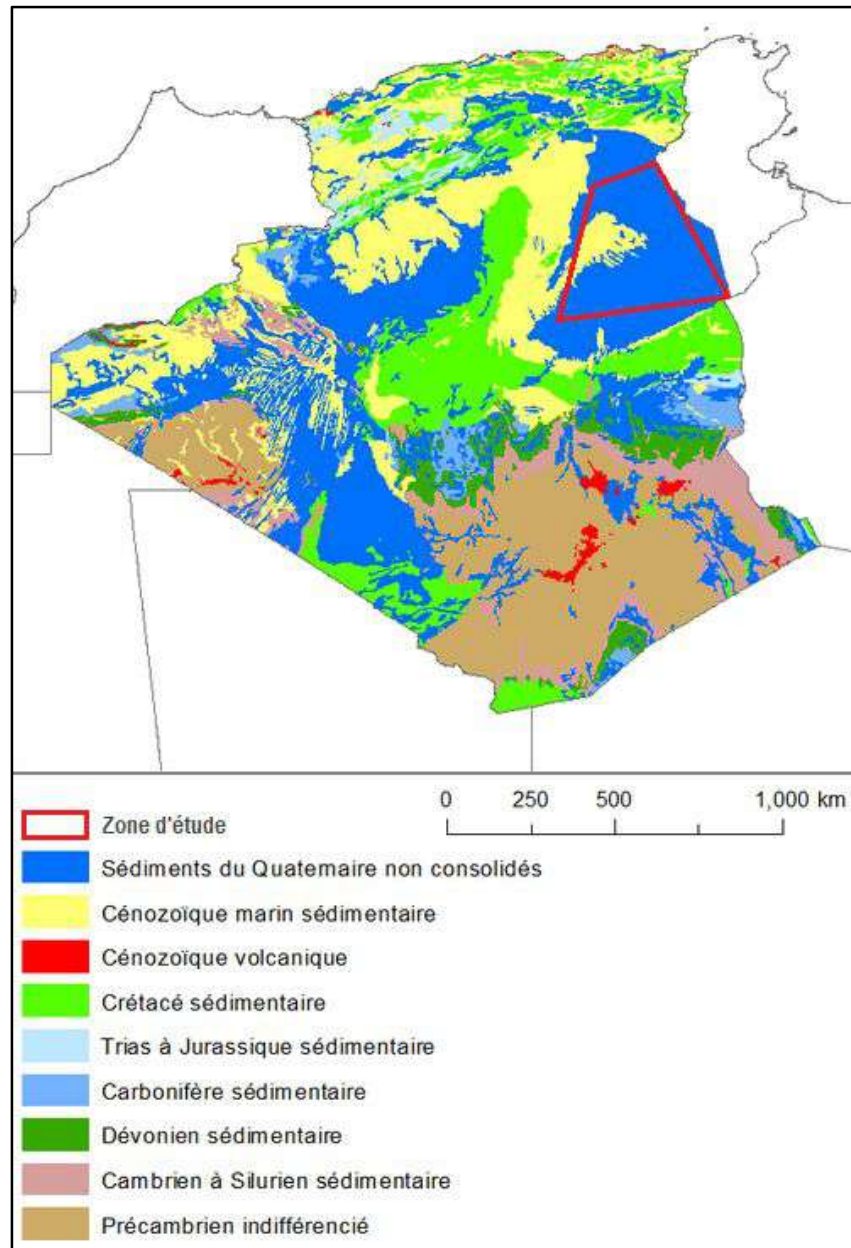


Figure 11 : Situation géographique de zone d'étude et les sites d'échantillonnage.

### I.2 Situation géomorphologique et géologique :

La zone d'étude est située exactement dans la partie Nord-Est de la plate forme saharienne qui appartient au Craton Nord Africain. La géomorphologie de la zone d'étude est généralement plus ou moins plane et dominée par des dépôts dunaires couvrant les grandes strates sédimentaires continentales des ères tertiaire et quaternaire ainsi que quelques terrains cénozoïques marins sédimentaires (Figure 12). Le vent édifie des dunes mobiles ou modèles des ergs. L'évolution des dunes varie selon le régime des vents auquel elles sont soumises.



**Figure 12 :** Carte structurale géologique de l'Algérie (développée à partir de Persits et al. 2002).  
(Source : [http://www.earthwise.bgs.ac.uk/index.php/Hydrogéologie\\_d%27Algérie](http://www.earthwise.bgs.ac.uk/index.php/Hydrogéologie_d%27Algérie))

La série géologique permet de distinguer deux ensembles hydrogéologiques, post paléozoïques importants : le Continental Intercalaire et le Complexe Terminal (Figure 13).

- Le continental intercalaire est défini par deux niveaux grésos-sableuses aquifères : l'Albien et le Barrémien, séparés par une couche semi perméable d'âge Aptien, et recouvert par une couche argilo marneuse argileuse à évaporites du Cénomaniens.
- Le complexe terminal est composé de deux ensembles aquifères d'âge et de lithologie différents, séparés par des formations semi-perméables ou imperméables.

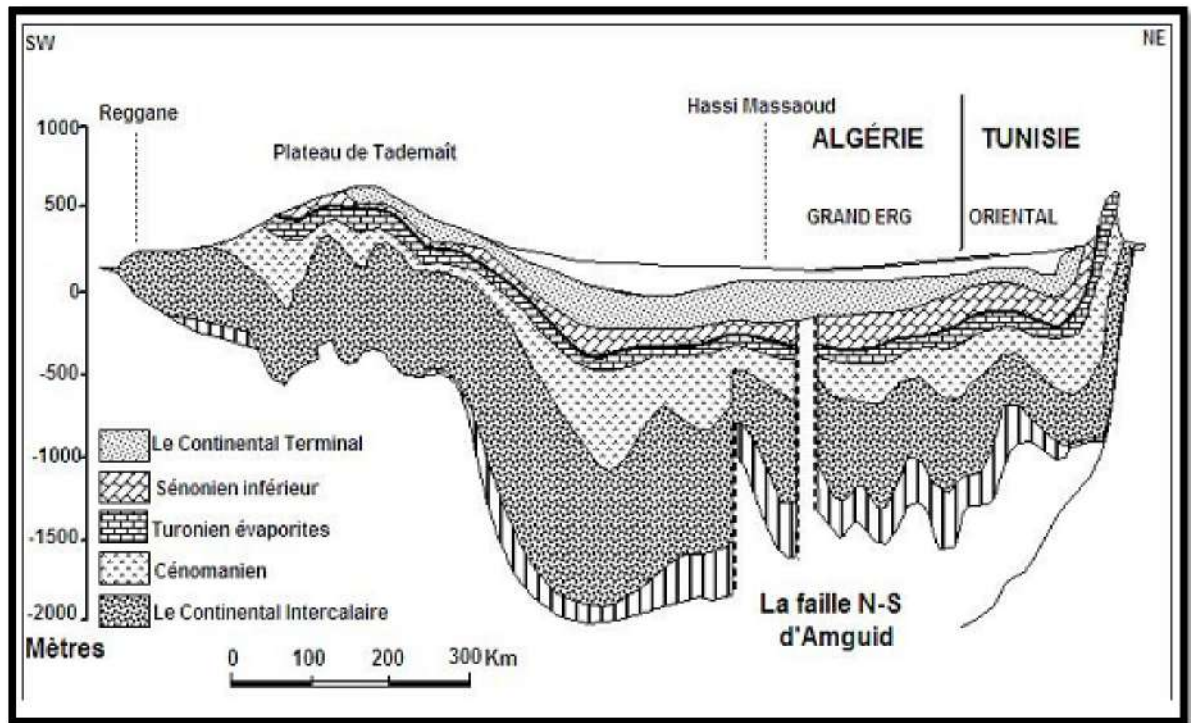


Figure 13 : Coupe géologique du Sahara septentrional d'après UNESCO (1972)

### I.3 Hydrogéologie et hydrologie :

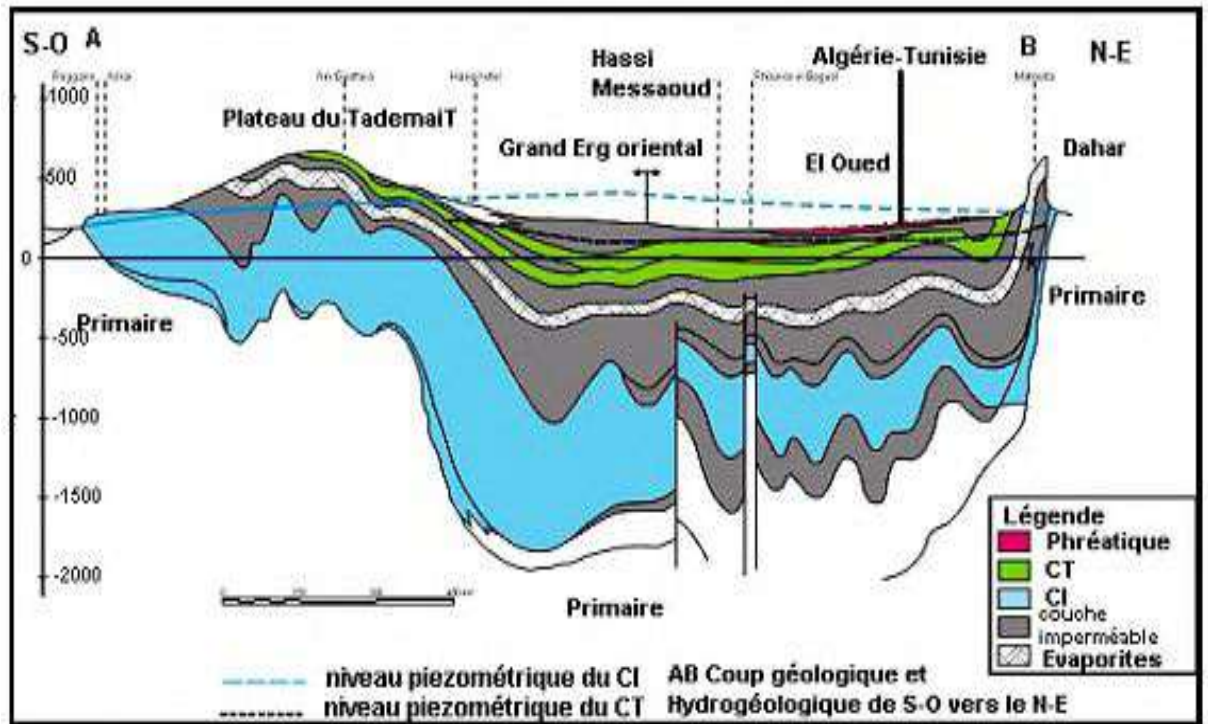
La zone d'étude s'intègre dans le bassin hydrogéologique du Sahara Septentrional. Les ressources en eaux souterraines dans cette zone sont contenues dans deux grands aquifères, qui sont le Complexe Terminal et le Continental Intercalaire (voire Figure 14).

Le Continental Intercalaire (CI) est une nappe contenue, d'Ouest en Est entre un mur constitué par les horizons imperméables paléozoïques à néocomiens et un toit correspondant à la base argileuse du Cénomaniens. Dans le secteur algérien, le CI est circonscrit aux formations du Barrémien (argilo-gréseux), de l'Aptien (barre dolomitique) et de l'Albien (sédimentation gréseuse), soit dans le Crétacé inférieur.

Le Complexe Terminal (CT) est apparenté à un système multicouche et les niveaux aquifères qui le constituent, bien que regroupés au sein d'un seul et même réservoir, sont plus ou moins en étroite relation. Il est défini comme la succession d'horizons :



- Turonien (carbonaté et dolomitique, sauf en limite de bordure Nord du bassin du Bas Sahara où il devient marneux et quasi-imperméable),
- Sénonien inférieur (limite hydrogéologique entre le CI et le CT),
- Sénonien supérieur et Eocène inférieur carbonaté (formations perméables),
- Eocène moyen évaporitique, uniquement dans la région des Chotts (argiles avec gypse),
- Mio-Pliocène (sablo-argilo-gréseux et fluvio-continental).



**Figure 14:** Coupe hydrogéologique montre les aquifères du Sahara septentrionale (UNESCO 1972).

#### I.4 Caractéristiques climatiques de la zone d'étude :

La présente caractérisation est faite à partir d'une synthèse climatique de données de l'Office National de Météorologie (O.N.M) des stations principales disponibles dans notre zone d'étude (Les stations d'Ouargla, Hassi Messaoud, Touggourt et la station d'El-Oued) et ceci pendant la période d'étude (2016/2017) (Annexe 01).

Généralement, d'après les données météorologiques obtenues, on peut constater que notre zone d'étude est, du fait de sa localisation, soumise à un climat saharien, typique d'une zone désertique. Avec une forte insolation dépassant les 4000 h/an, et un intense rayonnement

solaire direct qui peut atteindre  $800 \text{ w/m}^2$  sur le plan horizontal, il présente un régime thermique très contrastes. De fortes amplitudes pendant la journée et des contrastes saisonniers. Le climat de cette zone pendant les saisons se présente sous la forme suivante :

- En automne, les températures maximales descendent progressivement jusqu'à environ  $25^\circ\text{C}$  en novembre. L'air reste néanmoins sec. Les vents sont souvent moins forts et les coups de Sirocco se font de plus en plus rares. D'après les données climatiques, c'est la saison des précipitations, qui restent généralement très faibles.
- En hiver, les températures moyennes descendent en dessous des  $15^\circ\text{C}$  avec une humidité relativement faible. Les nuits sont relativement froides, il peut même geler en décembre et en janvier. Les vents sont globalement moins violents à cette période de l'année mais connaissent une recrudescence en février.
- Au fur et à mesure que l'on avance dans le printemps, on note une amplitude thermique prononcée entre le jour et la nuit, d'une quinzaine de degrés en moyenne. Les températures de l'après-midi augmentent très rapidement en cette période. Quelques rares pluies et orages sont possibles en mars et avril.
- L'été est la saison caniculaire par excellence dans le Sahara, avec des températures de journée atteignant  $43^\circ\text{C}$  en moyenne au maximum de la journée, avec des pointes à environ  $55^\circ\text{C}$ . Au cours de la nuit les températures ne redescendent pas en deçà de  $25^\circ\text{C}$ . L'air est donc très sec, et les vents fréquents et assez forts en cette saison soulèvent de la poussière et du sable. L'ensoleillement est maximum avec 12 à 13 heures quotidiennes.

Le vent est l'un des facteurs les plus caractéristiques du climat, et la connaissance de sa force et de sa direction s'avère aussi nécessaire. Il possède un régime de déplacement variable en fonction de l'altitude, la pression atmosphérique et les saisons. C'est un facteur climatique qui entraîne aussi des variations de températures et d'humidité. Les données météorologiques obtenues de l'Office Nationale de Météorologie (ONM) indique que les vents principaux dans la région d'étude soufflent généralement entre les directions du Sud et de l'Ouest. La vitesse de vent moyenne mensuelle varie entre  $12.06 \text{ km/h}$  à  $28.16 \text{ km/h}$ . En effet, cette zone généralement connaît des périodes de demi-saison où la vitesse des vents de sables peut arriver à  $100 \text{ km/h}$ . La zone d'étude est également caractérisée par le siroco, qui est un vent très chaud et très sec souvent associé à des particules des sables et de terres et fréquemment durant la période estivale. C'est durant cette période sèche, qu'il cause plus de dégâts aux sols déjà déshydratés par l'effet de la chaleur estivale.



Les pluies sahariennes sont caractérisées par leur faible abondance et les pluies torrentielles sont rares. Le total annuel des précipitations est extrêmement variable d'une année sur l'autre, il peut être nul pendant une ou plusieurs années. Les zones arides connue par la rareté et l'irrégularité de ces précipitations, d'après les données météorologiques les précipitations durant la période d'étude ont atteins des valeurs moyenne annuelle varient de 16.51 mm à 126,75 mm.

L'évaporation est une donnée climatique très importante non négligeable surtout dans les régions sahariennes. L'évaporation mensuelle dans la zone d'étude varie en générale entre 117.4 mm et 456.6 mm Ce qui indique que l'évaporation est très important surtout au mois de juillet ou elle atteint son maximum avec 425.54 mm, mais les mois de juin, août et septembre sont aussi importante, l'évaporation moyenne mensuelle durant ces mois varie entre 331.72 mm et 446.63 mm.

### **I.5 Les sources de contamination :**

Généralement, l'activité humaine et principalement l'industrie chimique, les mines et la métallurgie, ainsi que les émissions de trafic sont la principale source de pollution environnementale. Certains auteurs mentionnent également que l'élimination des déchets, l'incinération des déchets, l'épandage d'engrais et l'épandage à long terme des eaux usées sur les terres agricoles peuvent entraîner dans la pollution des sols par les métaux lourds (Bilos et al., 2001)

Au niveau de la zone d'étude, les différentes régions ont connu ces dernières décennies une extension difficilement contrôlée pour les secteurs suivants: urbain, industriel et trafic routier. Ces différents secteurs sont à l'origine des divers rejets liquides, solides ainsi qu'atmosphériques. Il s'agit donc des différents rejets des industries et des agglomérations des différentes villes, telles que : Ouargla, Hassi Messaoud, El-Hadjira, Tougourt, El-Oued, El-Guerrara, Guettara, Zelfana, ainsi que quelques autres petites villages.

Par ailleurs, les activités agricoles standard représentent une source importante de métaux lourds dans les sols, car l'application d'engrais et de pesticides a contribué à une accumulation continue de ces éléments. En effet, plusieurs exploitations agricoles sont observées à la proximité des axes routiers de la zone d'étude.

En revanche, le rejet de quelques déchets en bord de la route le long les axes d'étude, ainsi que les différents centres d'enfouissement techniques (CET) qui sont situés à Ouargla

(BAMENDIL), Touggourt, Hassi Messaoud et El-Oued et les décharges contrôlées de Guerrara et de Zelfana, sont également considérés comme une source considérable de contamination et représentent une menace permanente pour la santé et le bien être de la population et l'environnement.

Généralement, les principales sources de contamination dans notre zone d'étude sont les suivantes:

**a) Les industries :**

Notre zone d'étude se caractérise par un fort taux d'industrialisation. Il s'agit principalement des industries pétrolières (Chimie et pétrochimie) situées dans la région de Hassi Messaoud, des briqueteries qui sont implantées notamment dans la zone industrielle de Touggourt (Les communes de Touggourt, Témacine et Blidet-Amor), ainsi que d'autres industries de transformation dans les régions d'Ouargla, El-Oued et Guerrara. Il faut signaler également que les industries localisées autour des autres agglomérations pouvant potentiellement engendrer un apport de polluants non négligeable.

**b) Le trafic routier :**

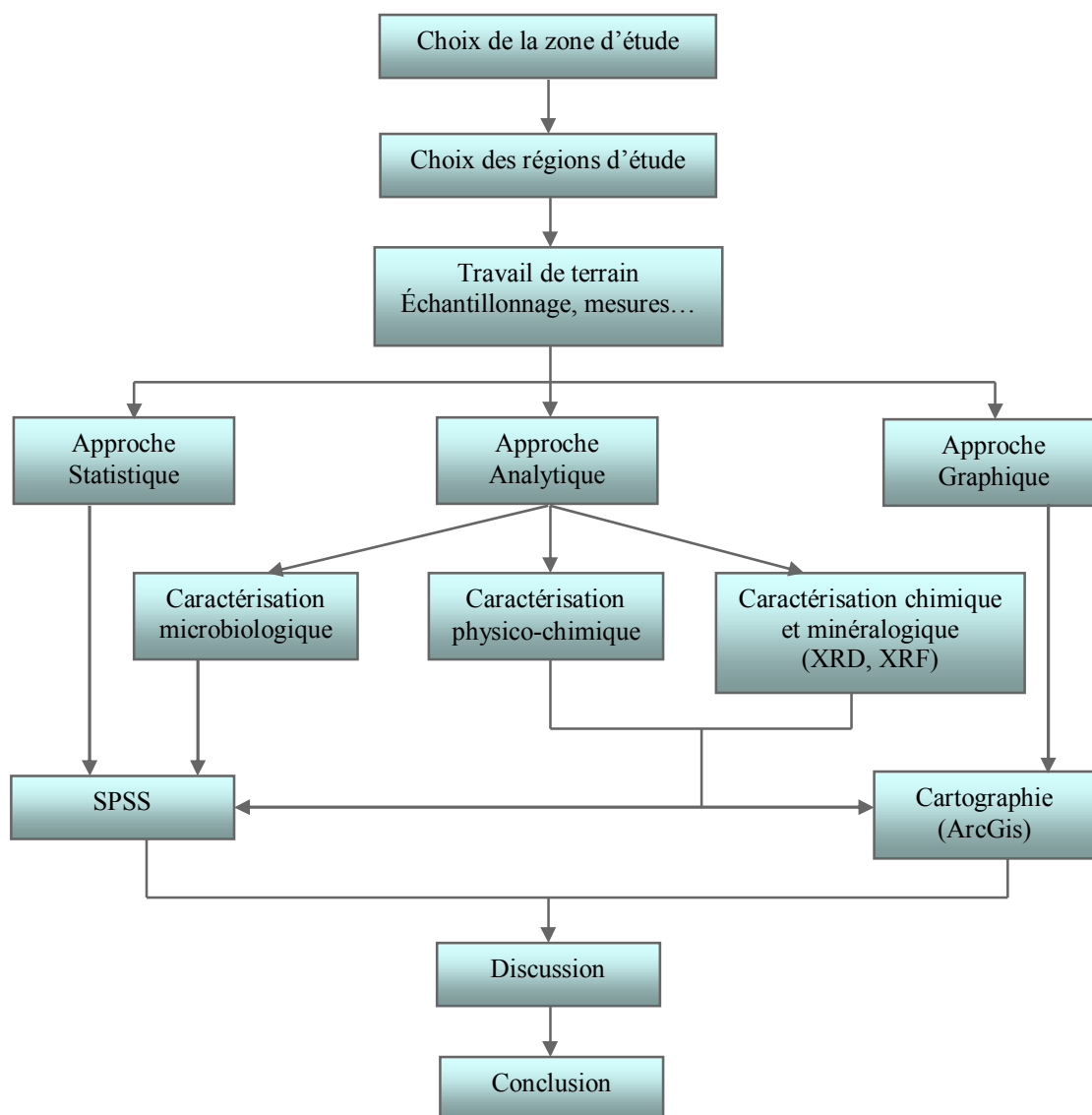
Les voies de communication, telles que les routes, les chemins de fer, etc., sont une source importante de pollution des sols, surtout dans le cas du plomb et du zinc. Les changements dans les concentrations de plomb, nickel, cadmium, cuivre et le zinc dans les sols routiers sont souvent attribués à la densité du trafic (Arslan et Gizir, 2006).

Dans notre région d'étude, le trafic routier est effectivement important au niveau des routes nationales et secondaires. En effet, les routes reliant Ouargla et Ghardaia (RN 49); Ouargla et Hassi Messaoud (RN 3); Hassi Messaoud et El-Borma (RN 53-A); Ouargla et Touggourt (RN 56) et celle qui reliant Touggourt et El-Oued (RN 16), connaissent quotidiennement une intense circulation, ce qui entraîne des retombées atmosphériques très importantes.

# **CHAPITRE II**

## **Méthodologie d'étude**

La méthodologie adoptée dans notre recherche est une combinaison de trois approches distinctes, permettant d'évaluer quantitativement et qualitativement les différents paramètres des sols de la zone d'étude (Figure 15).



**Figure 15 :** Organigramme méthodologique de l'approche adoptée par cette étude.

## II.1 Approches méthodologiques :

### II.1.1 Echantillonnage des sols :

Dans l'objectif d'évaluer la variation saisonnière du niveau de contamination des métaux lourds dans les sols de notre zone d'étude, un échantillonnage a été effectué entre l'année 2016 et 2017 [i.e : Automne 2016, Hiver (2016-2017), Printemps 2017 et Été 2017].

L'échantillonnage des sols a été réalisé sur trois axes routiers désignés comme suite :

- 1) L'axe reliant la ville d'Ouargla par la ville d'El-Oued en passant bien sûr par Touggourt. Cet axe est symbolisé par « OTE ».
- 2) L'axe allant de la ville d'Ouargla vers la ville d'El-Borma en passant par Hassi Messaoud. On l'a symbolisé par « OHB ».
- 3) L'axe qui lie Ouargla par N'Goussa, ensuite El-Hadjira, Guettara, El-Guerrara, Zelfana et retournant enfin à Ouargla. Il a été symbolisé par « OHG ».

La ville d'Ouargla a été toujours considéré le centre de sites d'échantillonnage. En effet, dans la suite de notre étude, chaque site de prélèvement sera nommé sur la base de son éloignement de la ville d'Ouargla ainsi que l'axe routier dont l'appartient. Par exemple le site « OTE 5 » situé à la distance de 50 km sur l'axe allant d'Ouargla à El-Oued en passant par Touggourt.

A l'aide d'une spatule inoxydable stérilisée, les échantillons des sols ont été prélevés chaque 10 km le long de chaque axe (Figure 11). Le prélèvement a été effectué à 0-20 cm de profondeur, précisément à une distance de 15 à 20 m au bord de la route.

La totalité de 118 échantillons ont été effectivement prélevés chaque saison. Ils sont détaillés comme suite :

- Pour l'axe OTE : sur une distance de 250 km (Soit 26 échantillons).
- Pour l'axe OHB : sur une distance de 400 km (Soit 41 échantillons).
- Pour l'axe OHG : sur une distance de 500 km (Soit 51 échantillons).

Le positionnement des différents points d'échantillonnage a été effectué à l'aide d'un GPS. Après l'élimination des cailloux et les éléments grossiers, à l'environ de 2 Kg du sol de chaque échantillon a été prélevé et mis dans un sachet plastique stérile. Après l'étiquetage, les échantillons sont transportés au laboratoire de façon à minimiser les modifications de la teneur en eau du sol et sont conservés à l'obscurité avec libre d'accès. Il faut éviter des conditions

environnementales extrêmes, le sol doit rester le plus frais possible sans toutefois qu'il ne puisse être déshydraté. Une fois au laboratoire, les échantillons des sols ont été traités dans les plus brefs délais après leurs prélèvements.

### II.1.2 Préparation des échantillons :

Dans le laboratoire, après avoir enlevé toute matière étrangère (les pierres, les impuretés, etc.) ; les échantillons ont été tamisés à 5 puis à 2 mm avant de servir aux différentes analyses physico-chimiques.

En effet et en attendant les analyses, chaque échantillon du sol a été divisé en deux parties, une partie (environ de 200g) a été mise dans un pot stérile et réservée pour la détermination de teneurs en métaux lourds qui a été effectivement réalisé au niveau de laboratoire de ECFERAL (Alger) , et le reste consacré pour les autres analyses physico-chimiques qui ont été effectués en commun au niveau de laboratoire de VPRS (UKMO) et le laboratoire de LTPS (Ouargla).

## II.2 Méthodes d'analyses :

L'analyse des sols est un procédé complexe de par la multiplicité des paramètres à mesurer pour caractériser complètement un échantillon : granulométrie, pH, teneur en eau, la matière organique, le taux du calcaire total, composition minéralogique, teneurs en métaux, etc. À cette fin, un arsenal de méthodes normalisées est mis au point pour mesurer tel ou tel paramètre.

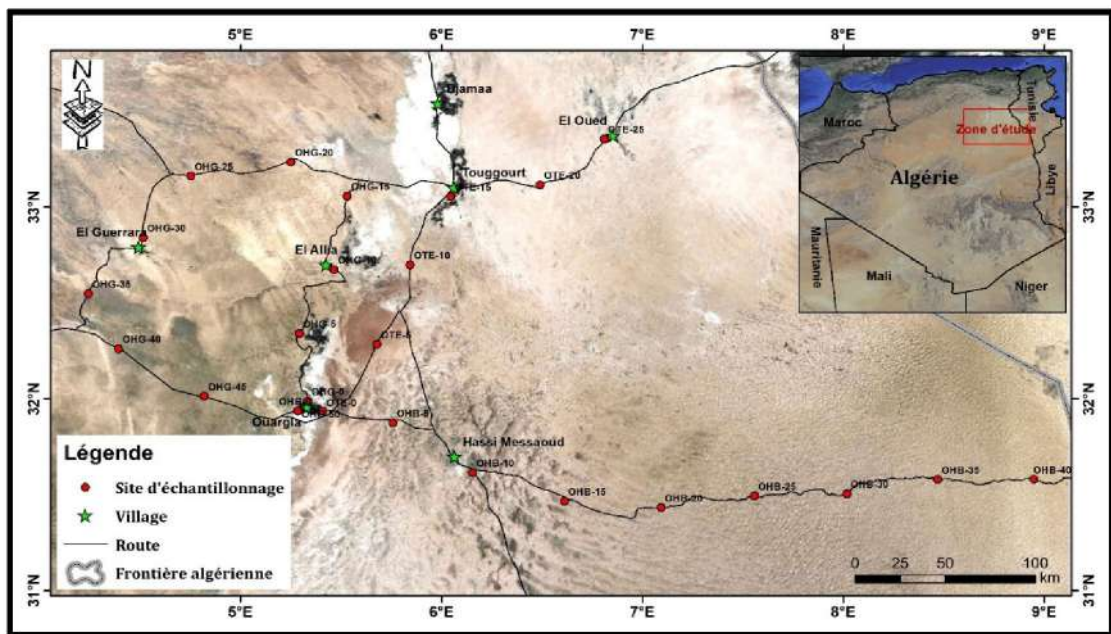


Figure 16 : Plan d'échantillonnage pour la caractérisation physico-chimique des sols.

## II.2.1 Analyses physico-chimique des sols :

En raison du grand nombre d'échantillons de sol, nous nous signalons dans ce contexte qu'à l'exception ceux qui concernent la détermination du pH et la détermination de concentrations des métaux lourds, les analyses physico-chimiques n'ont été effectuées que pour les échantillons prélevés de chaque 50 km (Figure 16).

### II.2.1.1 Analyse granulométrique :

Une des premières étapes de la caractérisation d'un sol consiste à évaluer sa composition à partir de sa courbe granulométrique, il s'agit d'un graphique qui indique pour une dimension donnée « d » d'un grain, le pourcentage en poids des grains de dimension inférieure (passant) ou supérieure (refus) à d.

La courbe est tracée en coordonnées semi-logarithmiques, de façon à donner une représentation plus précise des particules (Annexe 02).

Pour déterminer les fractions granulométriques des échantillons des sols, deux méthodes ont été retenues :

- pour la fraction de sol dont les dimensions des grains sont  $> 80 \mu\text{m}$ , on a utilisé l'essai tamisage sur une série de tamis de maille décroissante.
- pour la fraction de sol dont les dimensions des grains sont  $< 80 \mu\text{m}$ , on a utilisé l'essai sédimentométrie (méthode basée sur le temps de sédimentation des particules solides en suspension dans un fluide).

#### a) Analyse granulométrique par tamisage (NF P 94-056) :

L'analyse granulométrique du matériau étudié (sols) est effectuée par le tamisage à sec après lavage, selon la norme AFNOR (NF P 94-056). Le principe de cette méthode est d'éliminer les fines (tamis 0,08 mm) par lavage continu d'un échantillon de masse connue du matériau dans un récipient, puis à fractionner ce sol après séchage au moyen d'une série de tamis et à peser successivement le refus cumulé sur chaque tamis. La masse de refus cumulée sur chaque tamis est rapportée à la masse totale sèche de l'échantillon soumis à l'analyse. Enfin, calculer le pourcentage de chaque tamis et établir la courbe granulométrique.

En effet, la masse initiale exacte utilisée est de 500g. La première séparation est effectuée par tamisage à l'eau au tamis de 80 µm (Le lavage a été réalisé manuellement), puis le refus au tamis de 80 µm est séché à l'étuve à une température de 105°C pendant 24 heures, puis tamisé à sec alors que le passant à 80 µm est destiné à l'essai de sédimentométrie.

#### b) Sédimentométrie : (NF P 94-057) :

L'analyse granulométrique par sédimentation a été réalisée pour déterminer la distribution pondérale de la taille des particules fines d'un sol ( $\emptyset < 80 \mu\text{m}$ ). Elle est effectuée selon la norme AFNOR (NF P94-057).

L'essai repose sur la loi de Stocks, qui met en relation le diamètre d'une particule solide considérée comme sphérique et sa vitesse de décantation ou sédimentation. Dans un milieu liquide au repos, la vitesse de sédimentation des grains est fonction de leur diamètre suivant l'équation suivante :

$$v = \frac{\gamma_s - \gamma_d}{18\eta} D^2$$

Où :

$v$  : vitesse de sédimentation (m/s),

$D$  : diamètre de la particule solide (m),

$\gamma_s$  : Masse volumique des particules solides ( $\text{kg/m}^3$ ),

$\gamma_d$  : Masse volumique du liquide ( $\text{kg/m}^3$ ) dont la viscosité est  $\eta$  (Pa.s).

Les particules inférieures à 80 µm séparées du reste du sol par tamisage sont mises en suspension dans de l'eau additionnée d'un défloculant. Les particules sédimentent à différentes vitesses en relation avec leur taille. Au moyen d'un densimètre, on mesure la masse volumique de la suspension de particules à une profondeur donnée. Cette profondeur ( $H$ ) évolue avec le temps ( $t$ ) ce qui nous permet d'obtenir une vitesse de sédimentation et de calculer le diamètre des particules en suspension à cette profondeur.

#### II.2.1.2 Le pH-eau :

La mesure du pH est effectuée par voie électro métrique sur une prise d'échantillon mise en solution dans de l'eau distillée ( $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ ) et dans les rapports pondéro-volumétriques de 1/5 (Aubert.1978). Le mode opératoire utilisé pour la mesure du pH a été comme suite :



- Peser 10g de terre fine (< 2 mm) séchée à l'étuve du sol à 105°C, et les introduire dans un bécher de 100 ml.
- Ajouter 50 ml d'eau distillée.
- Agiter pendant quelques minutes (5 minutes) à l'aide de l'agitateur magnétique.
- Après étalonnage d'appareil (WTW™ pH-mètre de paillasse inoLab™ 7110), introduire avec précaution l'électrode dans la suspension, agitateur en marche.
- Lire le pH quand l'afficheur est stabilisé.

### II.2.1.3 La conductivité électrique (CE) :

La mesure de la conductivité électrique permet d'obtenir rapidement une estimation de la teneur globale en sels dissous. Elle est mesurée dans l'extrait de sol à température donnée dans le rapport (sol/eau) de 1/5.

La valeur de la conductivité électrique du milieu est lue directement sur l'écran digital du conductimètre (Orion Star™ A112 benchtop). Elle est exprimée en  $\mu\text{S}/\text{cm}^2$  (Aubert.1978).

### II.2.1.4 L'humidité résiduelle (H) : (NF X 31-102) :

L'humidité résiduelle est définie comme la masse perdue après séchage pendant 24 h à 105°C d'un échantillon dont la masse est constante à 40°C. Sa mesure permet de déterminer la masse sèche d'un échantillon du sol. L'humidité résiduelle H est exprimée en pourcentage massique et elle est calculée par la relation suivante :

$$H = \frac{m_0 - m_1}{m_0} \times 100$$

Où :

$m_0$ : étant la masse initiale d'échantillon séché à 40°C et ;

$m_1$ : sa masse finale, après séchage à 105°C pendant 24 heures et refroidissement.

### II.2.1.5 La température du sol :

La détermination de la température du sol a été effectuée in situ par un thermomètre à sonde pénétrante avec la lecture automatique. Elle a été prise toujours à la même période de jour (midi). La moyenne de trois lectures consécutives a été enregistrée pour chaque site.

### II.2.1.6 Le calcaire total (NF P 15-461) :

#### i. Définition et but de l'essai :

Le taux de calcaire d'un sol s'est déterminé à partir de taux des carbonates. On applique sur l'échantillon de sol un excès d'acide chlorhydrique et l'excès est dosé en retour par

une solution d'hydroxyde de sodium d'où on détermine exactement le taux de carbonates existant dans le sol.

**ii. Etapes de l'essai :**

- Prendre un échantillon de sol (200g) et l'étuvé 24h à T 110 à 115 °C.
- Tamiser au tamis Ø425 µm.
- Prendre une prise d'essais  $m_e = 0,5g$  (échantillon représentatif), et l'introduire dans un bécher de 100 ml.
- Ajouter un volume  $V_a = 10$  ml de l'acide chlorhydrique HCl 1N.
- Ajouter 02 gouttes de phénol phtaléine 0,1% (détecteur).
- Chauffer le mélange pour activer la réaction.
- Titrer avec NaOH 1N jusqu'à l'obtention d'une couleur violette.
- Prendre le volume de titrage de NaOH 1N ( $V_b$ ).

Enfin, le taux de calcaire total calculé par la relation suivante :

$$CaCO_3 \% = \frac{5(V_a - V_b)}{m_e} \times 100$$

**II.2.1.7 La matière organique (MO) : (MA-1010).**

Le taux de la matière organique (MO) a été déterminé par la méthode de calcination (Perte Au Feu) dont le principe se résume comme suit :

La PAF permet de mesurer directement la matière organique dans le sol. On place les échantillons pendant une nuit (16 heures) dans un four à moufle à 375 °C. La perte de poids, après calcination, nous donne la matière organique.

Il faut éviter les températures plus élevées, car les carbonates présents dans le sol se fractionnent, augmentant la teneur en matière organique. Le pré-séchage des échantillons à 150 °C réduit la variabilité du test en éliminant l'eau emprisonnée dans les feuillets de sol.

**i. Mode opératoire :**

- L'échantillon de sol doit être broyé et tamisé à 2 mm (10 Mesh) pour cette méthode.
- Sécher l'échantillon de sol pendant une nuit (16 heures) à 150 °C.
- Nettoyer les creusets en les chauffant au rouge, puis laisser refroidir au dessiccateur pendant 10 minutes.
- Prendre le poids du creuset vide. Ajouter 10 g de sol séché. Noter le poids final.
- Calciner le sol au four à moufle à 375 °C pendant 16 heures.
- Laisser refroidir dans un dessiccateur et peser le creuset contenant les cendres.

**ii. Calcul :**

Les résultats de l'échantillon sont calculés à partir de l'équation suivante :

$$M.O \% = \frac{[(P_1 - P_0) - (P_2 - P_0)]}{(P_1 - P_0)} \times 100$$

Où :

M.O : matière organique;

P<sub>0</sub> : poids du creuset vide;

P<sub>1</sub> : poids final;

P<sub>2</sub> : poids du creuset contenant les cendres.

**II.2.2 Caractérisation chimique et minéralogique des sols :**

Le but de cette caractérisation est de connaître la répartition des éléments chimiques (notamment les polluants) dans les matrices analysées et de déterminer les phases minérales qui portent ces éléments.

Pour atteindre cet objectif, des analyses en fluorescence de rayons X (XRF) et en diffraction de rayons X (DRX) ont été réalisées.

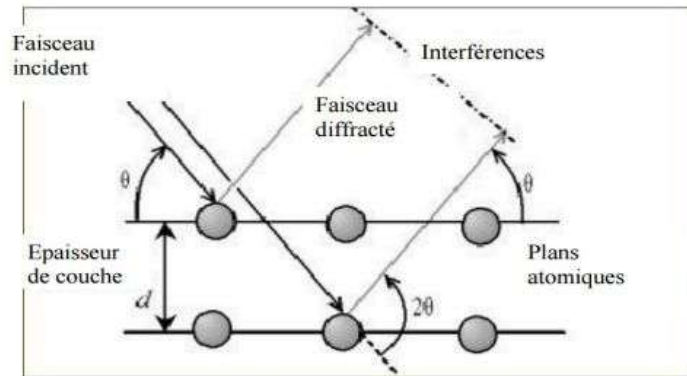
**II.2.2.1 Analyses minéralogiques par diffraction de rayons X :**

La diffractométrie de rayons X (on utilise souvent l'abréviation anglaise XRD pour X-ray diffraction) est une technique d'analyse semiquantitative, non destructive, fondée sur la diffraction des rayons X sur la matière. La diffraction n'ayant lieu que sur la matière cristalline, on parle aussi de radiocristallographie. Pour les matériaux non-cristallins, on parle de diffusion. L'XRD permet donc d'identifier des composés cristallisés majeurs dans la matière tels que le quartz ou la calcite. L'appareil de mesure s'appelle un diffractomètre. Les données collectées forment le diagramme de diffraction ou diffractogramme ou spectre de rayons X.

**i. Principe de la diffraction des rayons X :**

L'analyse par diffraction des rayons X permet de connaître les phases minéralogiques en présence dans le matériau. Cet essai repose sur le principe de la diffraction des rayons X sur les plans organisés tridimensionnellement d'un cristal et ce suivant la loi de Bragg. La loi de Bragg correspond à :  $n\lambda = 2d\sin\theta$

où :  $d$  (nm) est la distance inter-réticulaire (distance entre deux plans cristallographiques qui diffractent) ;  $\theta$  : est l'angle de Bragg (en degré) ;  $n$  : est l'ordre de diffraction (nombre entier) et  $\lambda$  c'est la longueur d'onde des rayons X incidents (nm).



**Figure 17:** Principe de la diffraction des rayons X par un réseau cristallin.

Lorsque des rayons X avec une longueur d'onde bien définie frappent la surface d'un matériau poly-cristallin sous forme de poudre, ce rayonnement est diffusé par chacun des atomes composant le matériau. Ces rayons X diffusés interfèrent entre eux. Si les atomes du matériau sont ordonnés suivant des empilements périodiques (caractéristiques des cristaux), alors les interférences vont être constructives dans certaines directions (les ondes s'additionnent), et destructives dans d'autres directions (les ondes s'annulent). Ces interférences d'ondes diffusées forment le phénomène de diffraction et pour certains angles de déviation  $2\theta$  du faisceau en relation avec certaines distances inter réticulaire, on va détecter un pic d'intensité des rayons X (noté par un pic sur le diffractogramme avec un exemple sur la figure 17). On a affaire à des interférences constructives et dans ce cas la loi de Bragg est vérifiée. À chaque pic correspond un  $2\theta$  et donc une valeur de  $d$ .

Chaque minéral possède plusieurs plans interarticulaires (plusieurs  $d$ ) qui peuvent diffracter et donc un minéral est identifié si au moins 3 de ces  $d$  sont présents (c'est-à-dire les 3 pics majeurs du diffractogramme de la phase pure).

## ii. Mode opératoire :

Les déterminations minéralogiques sur les échantillons des sols sont effectuées grâce à la technique d'analyse par diffraction des Rayons X (DRX).

Les analyses ont été effectuées sur un diffractomètre X'Pert Pro (Panalytical) équipé d'un monochromateur à 45 kV et 40 mA et d'une anticathode de cuivre, avec un détecteur linéaire X-celarator, opérant en géométrie (Théta/Théta) de type Bragg-Brentano PW3050/60, dont la longueur d'onde  $\lambda$  est de 1.54060 Å. Le domaine angulaire étudié se situe entre  $5.0084^\circ$  ( $2\theta$ ) et  $89.9744^\circ$  ( $2\theta$ ). Le pas en  $2\theta$  adopté est de  $0.0170^\circ$  avec un temps de comptage par pas de 10.3368 s.

Les échantillons des sols sont broyés jusqu'à ce qu'il passe entièrement au tamis de maille 80  $\mu\text{m}$ . Une fois les poudres obtenues, elles sont déposées sur des pastilles (petites coupelles) qui sont placées dans un porte-échantillon circulaire tournant à la vitesse de 15 t/min. Les raies diffractées correspondent aux distances inter-réticulaires caractéristiques des différents minéraux présents. La base de données scores X'Pert plus le logiciel Panalytical ont été utilisés pour identifier les phases minérales obtenues à partir des spectres de diffraction des rayons X (XRD) (Annexe 02).

### II.2.2.2 Détermination des teneurs totales en métaux lourds dans les sols :

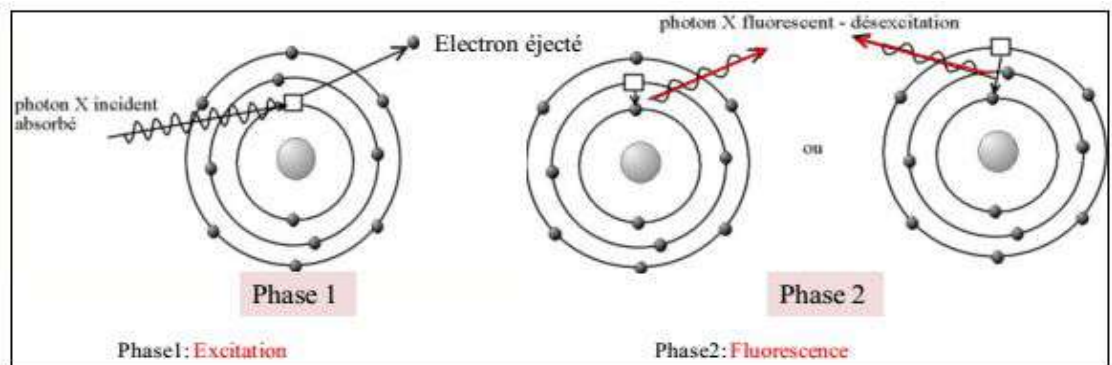
#### i. Technique d'analyse :

En chimie analytique, deux groupes des méthodes sont classées pour analyser les métaux lourds dans les sols : les méthodes instrumentales et les méthodes chimiques (Spectrométrie d'Absorption Atomique, Spectrométrie ICP-AES ou MS...). Les méthodes instrumentales permettent une caractérisation directe de l'échantillon solide tandis que les méthodes chimiques utilisent l'extraction simple (sélective) (Salomons et Förstner, 1980; Lebourg, 1996) et l'extraction séquentielle à partir de la matrice solide (Tessier et al. 1979), l'eau interstitielle du sol et la technique du gradient diffusif en couche mince (DGT) (Zhang and Davison, 1995).

Parmi les techniques instrumentales on distingue la technique de la Spectrométrie de fluorescence X (XRF) qui a été effectivement retenue dans notre étude pour quantifier les teneurs totales des métaux lourds dans les sols. Le choix de cette technique est justifié sur la base que comme dans notre cas, l'étude de la contamination potentielle à ce niveau peut être complexe et coûteuse si on utilise l'un des autres techniques, principalement en raison de la grande superficie, en cause du temps nécessaire à la préparation des échantillons, et des frais d'analyses de laboratoire. En effet, cette technique est moins coûteuse et néanmoins fidèle (répétabilité, reproductibilité) et permettrait d'augmenter la fréquence d'échantillonnage.

## ii. Principe de la fluorescence des rayons X :

La spectrométrie de fluorescence X est une technique permettant l'analyse élémentaire chimique (occurrence semi-quantitative en éléments sans connaître la spéciation). Le principe de l'analyse consiste à exciter un échantillon de matériau avec un rayonnement dont la longueur d'onde est dans la gamme des rayons X et dans ce cas, l'énergie contenue dans les photons X est suffisamment grande pour arracher des électrons situés au cœur des atomes constitutifs du matériau (effet photoélectrique – voir la phase 1 sur la figure 18). Les atomes se trouvent alors dans un état excité (ionisé). Selon les lois de la mécanique quantique et de la minimisation de l'énergie, une seconde étape se produit pour combler la position laissée vide par l'électron au niveau de la couche interne.



**Figure 18:** Schéma illustrant le principe de la fluorescence de rayons X.

Un électron d'une orbitale plus périphérique de l'atome va venir combler la position vide. Cette transition s'accompagne de l'émission d'un photon X (phase 2 sur la figure 18) dont l'énergie correspond à la différence d'énergie des deux orbitales mises en jeu lors de la transition. Étant donné que chaque atome (Si, Al...) possède des orbitales avec des énergies spécifiques, les éléments peuvent être identifiés sur un spectre de fluorescence X grâce à l'une (ou plusieurs) des transitions radiatives dont ils sont à l'origine lorsqu'ils sont excités.

## iii. Mode opératoire :

Pour quantifier les concentrations des métaux dans les échantillons des sols, un dispositif de type pistolet a été utilisé en mode laboratoire. L'analyseur utilisé est un spectromètre portable de fluorescence X (PXRF) de marque (NITON™ XL3t) fixé sous un poste de mesure démontable. Les échantillons de sol ont été broyés et tamisés

à sec à 80  $\mu\text{m}$  de manière à obtenir au minimum dix grammes de poudre (en effet, 8g d'échantillon sont nécessaires), puis ils ont placés dans des capsules ouvertes en plastique (sans métaux) de 3 cm de diamètre et 2,5 cm de hauteur, qui ont été par la suite recouvert d'un film de Mylar de 6 $\mu\text{m}$  d'épaisseur avant l'analyse. Les échantillons ont ensuite été irradiés par rayons X avec le spectromètre pendant 60s, et les émissions aux longueurs d'onde d'émission de fluorescence de chaque métal et métalloïde, ont été enregistrées simultanément. Les résultats sont exprimés en ppm (partie par million). Les spectres ont été analysés à l'aide d'un logiciel avancé (Niton, version 7.1). Les éléments retenus dans la présente étude sont les plus rencontrés dans les sols (Cd, Pb, Cu, Zn, et Ni).

Les limites de détection (LD) sont spécifiées conformément au protocole EPA (Environment Protection Agency) (US EPA, 2005) avec un intervalle de confiance à 99.7%.

#### **iv. Contrôle et assurance de la qualité (QA/QC) :**

La bonne application de quelques pratiques dans le laboratoire permet le contrôle de la qualité des mesures et ainsi la validité des résultats qui en découlent. En effet, plusieurs mesures ont été entreprises pour assurer que les données collectées dans cette étude sont de haute qualité, telles que le nettoyage supplémentaire des broyeurs de fractions du sol, afin d'éviter toute contamination par le matériel métallique ou contamination croisée par les autres échantillons manipulés dans le laboratoire. En outre, la collecte du blanc matriciel (blanc d'échantillon), c'est à-dire un échantillon qui ne contient pas l'analyte, qui a été prélevé avec chaque série d'échantillons et traité de la même manière pour les échantillons. La concentration de la cible dans les blancs d'échantillons correspondait à moins de 10% des concentrations trouvées dans les échantillons et ceci répondait ainsi aux critères de qualité. De plus, la réalisation des doublons pour chaque mesure a montré que les concentrations dans ces derniers étaient en bon accord les uns avec les autres (moins de 20%).

#### **v. Normes applicables :**

D'après (Mathieu et al, 2008), la norme est une limite de contamination des sols à ne pas dépasser afin que les quantités intégrées restent inférieures aux doses maximales; ce qui pourrait déclencher des actions d'alerte et de contrôle des contaminants. Mais la fixation d'une seule valeur seuil pour tous les types de sols

aux propriétés physiques et chimiques différentes est à la fois impossible et déraisonnable (Miquel 2001). C'est la raison pour laquelle chaque pays s'est doté de normes qu'il a jugées appropriées à la nature de ses sols.

En effet, des normes fixant les teneurs limites en métaux lourds dans les sols ont été définies dans divers pays (France, Allemagne, Pays Bas, Suisse, Canada, etc.). Toutefois, il faut signaler que dans l'absence de normes Algériennes relatives aux teneurs de références dans le sol, nous avons adopté une approche comparative par rapports aux références relevées dans la bibliographie pour interpréter nos résultats (voir le Tableau 9).

### **II.2.3 Traitement des données sous ArcGis :**

En Algérie, l'utilisation des systèmes d'information géographique (SIG) comme outil d'illustration de risques environnementaux liés à la pollution d'origine chimique est très peu connu. Dans ce contexte, les données ont été traitées à l'aide du logiciel de cartographie ArcGis 10.3 (ESRI. USA). Les cartes topographiques ont été géo-référencées en utilisant le système de coordonnées Google Earth Pro.7.1.5.1557. Les coordonnées GPS sont également intégrées au logiciel.

### **II.2.4 Analyses microbiologiques :**

Pour avoir une base des données pratiques sur l'état du sol ; la caractérisation physico-chimique serait insuffisante si le paramètre microbiologique n'était pas examiné. Alors que l'importance de l'analyse des différents groupes des microorganismes (bactéries, champignons.....) dans le sol soit nécessaire.

La plupart des techniques actuellement disponibles pour le dénombrement des microflore de sol, ne peuvent donner des valeurs absolues et des résultats fiables. Généralement, on distingue deux grands types de méthodes pour connaître les dynamiques microbiennes. La première consiste en un comptage indirect sur des milieux de culture (Josephson et al, 2000 in Dassonville et Renault, 2005), elle ne compte que les cellules viables et cultivables; mais elle demande du temps (minimum 24h). La seconde méthode consiste en un comptage direct par observation au microscope, son résultat est rapide, mais peut également compter aussi bien les cellules mortes que les cellules vivantes.

Parmi les méthodes de dénombrement indirectes, les deux méthodes les plus utilisées sont la méthode standard de culture sur boîte de pétri et la technique de dénombrement dite « technique



du nombre le plus probable » (NPP). Cette dernière est très utilisée car elle permet l'estimation des microflore bactériennes ayant des fonctionnalités données comme la dénitrification (Cannavo et al., 2002 in Dassonville et Renault ,2005).

Le principe de la méthode indirecte s'appuie sur des cultures en milieu liquide ou solide après ensemencement avec des suspensions dilutions du sol. L'utilisation de la technique des suspensions-dilutions de sol dans la mesure des densités microbiennes est un bon indicateur général. Elle est facile à réaliser, économique, et elle donne des résultats fiables et reproductibles (Janvier, 2007 cité dans Karabi, 2016). Cette technique comprend plusieurs étapes allant de la préparation de la suspension dilutions jusqu'à l'interprétation des résultats (Davet, 1996).

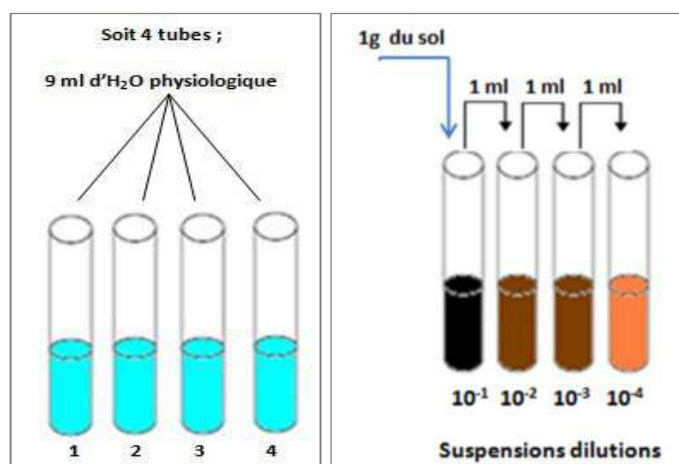
La densité de la microflore est estimée par la méthode de suspension-dilution de sol (Pochon, 1954) et étalement sur les milieux de culture (Annexe 04). Trois répétitions ont été réalisées pour chaque traitement et les valeurs exprimées sont la moyenne des trois répétitions en prenant en compte la dilution utilisée.

Il faut signaler que dans notre étude, les analyses microbiologiques ont porté uniquement sur le dénombrement des bactéries et des champignons.

#### **II.2.4.1 Préparation des suspensions dilutions :**

On dispose sur un portoir une série de quatre tubes stériles, numérotés de 1 à 4, et contenant chacun 9ml d'eau physiologique stérile ( $\text{NaCl } 9 \text{ g.l}^{-1}$ ), peser 1g du sol préalablement tamisé et homogénéisé, le verser dans le premier tube (1), agiter vigoureusement, c'est la suspension mère dont le taux de dilution est  $10^{-1}$ . Puis faire transférer 1ml de cette dernière vers le deuxième tube (2) qui contenant aussi 9ml de l'eau physiologique, il s'agit de la suspension dilution  $10^{-2}$ , agiter vigoureusement et recommencer l'opération pour le restant des tubes en transférant chaque fois 1ml de solution d'un tube à l'autre, afin de préparer les suspensions dilutions  $10^{-3}$  et  $10^{-4}$  (Figure 19). Les suspensions dilutions doivent être utilisées aussitôt après leur préparation.

La préparation des suspensions dilutions dépend en grande partie, du soin apporté et aux conditions d'asepsie.



**Figure 19 :** Préparation des suspensions dilutions du sol.

#### II.2.4.2 Ensemencement et dénombrement de la microflore bactérienne :

Pour le dénombrement de la microflore bactérienne du sol, le milieu de culture utilisé est un milieu de gélose nutritive (Pochon, 1954) à l'extrait de terre (Annexe 04). Ce milieu ne permet pas d'entraîner un développement exagéré des colonies, également il présente l'avantage de n'être pas trop riche en éléments nutritifs (Karabi, 2016).

Alors, Les bactéries sont cultivées sur un milieu solide GN à l'extrait de terre et ensemencées en masse avec des dilutions jusqu'à  $10^{-4}$ .

L'ensemencement en masse est réalisée par le coulage de 15ml de milieu GN à l'extrait de terre dans des boîtes de Pétri. Après solidification des boîtes et à l'aide d'une pipette stérile, 1 ml de la solution de chaque dilution décimale ( $10^{-1}$  à  $10^{-4}$ ) est déposé dans chaque boîte de Pétri et aussi étalée avec soin sur toute la surface. Trois répétitions ont été réalisées pour chaque dilution.

La lecture des résultats par le dénombrement des colonies apparues se fait après incubation pendant 24 heures à  $28^{\circ}\text{C}$  en utilisant le compteur des colonies. Ils sont donnés en logarithme décimal d'Unité Formant Colonies (UFC).

#### II.2.4.3 Dénombrement de la microflore fongique :

La méthode des suspensions dilutions, mise au point pour l'isolement des bactéries, est également utilisable pour les champignons. On s'efforce généralement d'éviter le développement concurrentiel des bactéries en acidifiant le milieu ou en y ajoutant de l'acide citrique à pH 4 (Davet, 1996 cité dans Karabi, 2016).

Les champignons sont cultivés sur un milieu de culture OGA (Annexe 04), et ensemencés avec des suspensions dilutions du sol à raison d'1 ml de chaque dilution ( $10^{-1}$  à  $10^{-4}$ ) est déposé à l'aide d'une pipette stérile sur des boîtes Pétri et aussi étalées avec soin sur toute la surface. Pour chaque dilution, trois répétitions ont été effectuées aussi.

Les comptages des Unités Formant Colonies (UFC) ont été effectués 7 jours après incubation à 28°C à l'obscurité. La taille de la communauté cultivable totale est exprimée en Log UFC.g<sup>-1</sup> de sol sec.

### **II.2.5 Analyse statistique :**

Les résultats obtenus ont été soumis à une analyse de variance ANOVA à sens unique, en utilisant le logiciel de traitement statistique SPSS-25.0. Ensuite, et afin de faire une comparaison statistique des moyennes entre les saisons, un test HSD de Tukey avec ( $p < 0,05$ ) a été effectué. Egalement, les matrices de corrélation de Pearson ont été établies pour déterminer les différentes corrélations qui existent entre les métaux étudiés d'une part et entre ces derniers et les paramètres physico-chimiques d'autre part.

# TROISIÈME PARTIE



## Résultats & Discussion

# **CHAPITRE I**

## **Evaluation saisonnière du niveau de contamination des sols par les métaux lourds**

## I.1 Introduction :

La pollution de l'environnement est devenue de nos jours une préoccupation mondiale majeure vue ses effets directs et indirects sur les ressources naturelles en général et la santé de l'homme en particulier. Il devient un véritable problème qui mobilise autant les pouvoirs politiques que les citoyens.

Le sol est un support de nombreuses activités humaines (industrialisation, urbanisation, agriculture), son rôle clef en matière d'environnement a été reconnu récemment, il intervient comme réacteur, récepteur, accumulateur et filtre des pollutions (Robert et Juste, 1999). Parmi les polluants du sol les plus courants et les plus recherchés dans la bibliographie, le problème posé par la pollution due aux métaux lourds est tout à fait singulier.

Les travaux concernant les métaux lourds ont commencé à attirer l'attention des scientifiques à causes de leur non biodégradabilité, leur toxicité, leur persistance, et leur prévalence (Nasr et al., 2006). En effet, les émissions de nombreux métaux lourds ont été réglementées en raison de leur toxicité initiale et les effets de la bioaccumulation (Adriano 2001). Leur accumulation dans l'environnement peut se répercuter sur la santé des végétaux, des animaux et des êtres humains (Wang et al., 2003).

Compte tenu du fait que ces éléments ne se dégradent pas, peuvent migrer et s'accumuler dans les différentes composantes des écosystèmes naturels et éventuellement être incorporés dans la chaîne alimentaire mettant ainsi en danger la santé des populations (Shrivastava et al., 2003 ; De Miguel et al., 2007 ; Poggio et al., 2008). En effet, les métaux lourds tels que le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), et le chrome (Cr) ne peuvent pas être biodégradés et donc persistent dans l'environnement pendant de longues périodes. De plus, les métaux lourds comptent parmi les polluants largement répandus provenant des activités anthropiques (Audry et al., 2004c), ils sont continuellement rajoutés dans les sols par diverses activités : en agriculture par l'application de boues d'épuration ou par voie de l'industrie métallurgique ou par divers déchets et sous-produits des activités humaines. Ces activités induisent des modifications du sol et dans certains cas une production de sols fortement anthropisés (Barles et al., 1999; Wong et al., 2006).

En effet, le niveau de contamination des sols est variable. Il dépend de plusieurs facteurs tels que : la nature du sol, les reliefs de la zone, l'éloignement et le taux d'émission de la source de pollution ainsi que les conditions météorologiques principalement l'effet de la dispersion par le vent.

## I.2 Caractérisation physico-chimique des sols :

### I.2.1 Analyses granulométriques des sols étudiés :

La répartition granulométrique des différentes fractions obtenues pour les différents sols étudiés est donnée dans le tableau 13 et illustrée dans les figures (20, 21 et 22).

Les classes texturales des sols sont définies, en reportant les pourcentages de sables, limons et argiles dans le triangle de texture proposé par le Ministère de l'Agriculture des Etats-Unis (USDA) (Bonneau et Souchier, 1979).

Les résultats montrent généralement que tous les échantillons des sols ont des profils semblables. En effet, nous remarquons qu'à l'exception de l'échantillon OTE-15 (prélevé à la proximité de Touggourt) qui a une texture légèrement limoneuse, les sols de trois axes présentent généralement une structure sableuse avec dominance des sables grossiers dont les pourcentages varient de 30% à 51% pour les sols OTE avec une moyenne de 51%, et de 62% à 70% avec une moyenne de 66,44% pour les sols de OHB, et entre 43% et 62% avec une moyenne de 53,82 pour les sols OHG.

**Tableau 13 :** La répartition granulométrique des sols étudiés.

		Granulométrie %			
		Limon	Sable fin	Sable grossier	Graviers
OTE	Min	0,00	22	30	0,00
	Max	11	58	62	20
	Moy	3,67	39,83	51,00	5,50
	Écart type	4,50	11,94	11,15	8,04
OHB	Min	0,00	26	62	2,00
	Max	0,00	36,00	70,00	4,00
	Moy	0,00	30,89	66,44	2,67
	Écart type	0,00	3,48	2,96	1,00
OHG	Min	0,00	36	43	0,00
	Max	1,00	55,00	62,00	2,00
	Moy	0,09	45,18	53,82	1,00
	Écart type	0,30	5,34	5,08	1,00

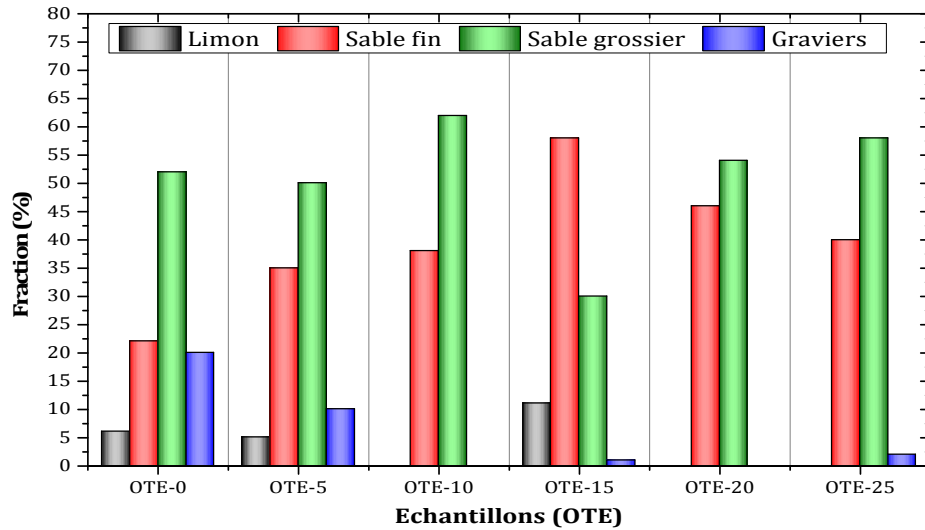


Figure 20 : Histogramme illustrant la répartition granulométrique des sols de l'axe OTE.

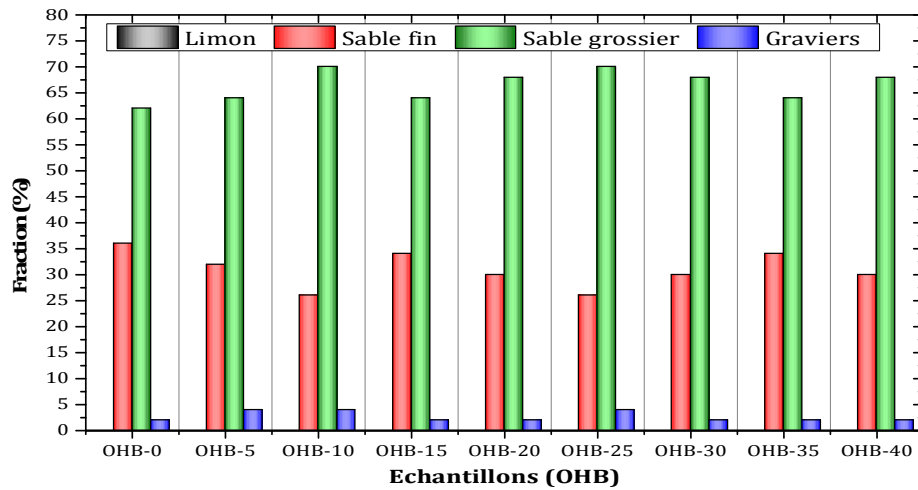


Figure 21 : Histogramme illustrant la répartition granulométrique des sols de l'axe OHB.

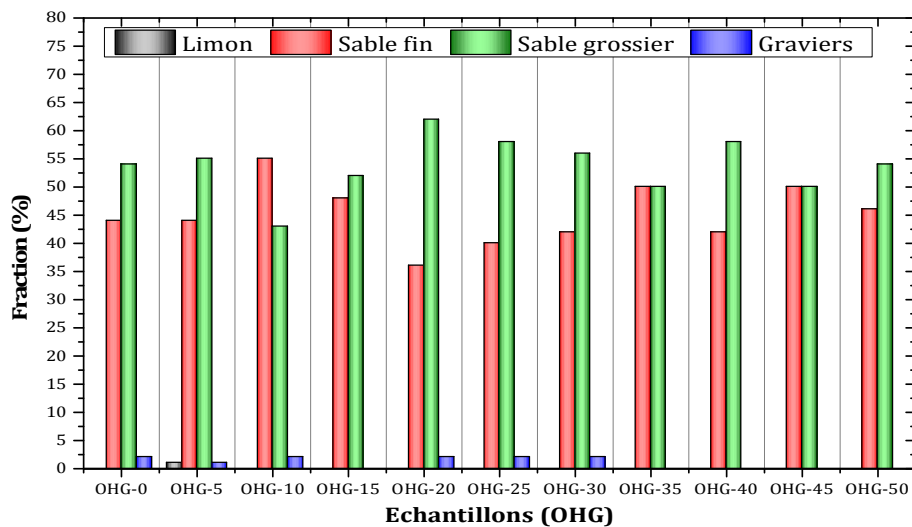


Figure 22 : Histogramme illustrant la répartition granulométrique des sols de l'axe OHG.



### I.2.2 Les paramètres physico-chimiques des sols étudiés aux cours de différentes saisons :

Selon Desaulés et al., (2000), l'évaluation des caractéristiques des sols en relation avec les évolutions des teneurs en métaux au cours du temps et l'optimisation des plans d'échantillonnage demeurent également nécessaires.

L'ensemble des résultats est répertorié dans les tableaux (14, 15 et 16) et également présenté sous forme d'histogrammes dans les figures (23 à 28).

**Tableau 14** : Les paramètres physico-chimiques aux cours des saisons des échantillons des sols OTE.

		pH	CE ( $\mu\text{S/cm}$ )	CaCO <sub>3</sub> (%)	MO (%)
Automne	Min	8,22	785	1	0,11
	Max	8,95	21700	5	1,66
	Moy	8,64	4929,67	1,83	0,66
	Écart type	0,25	8250,06	1,60	0,57
Hiver	Min	8,59	308	1	0,09
	Max	9,32	7200	4	1,15
	Moy	8,91	2204,50	1,83	0,43
	Écart type	0,23	2578,22	1,17	0,42
Printemps	Min	8,38	515	1	0,03
	Max	8,76	1830	5	0,41
	Moy	8,59	922,83	2,33	0,14
	Écart type	0,13	517,63	1,51	0,14
Été	Min	8,65	391	1	0,01
	Max	9,07	4450	5	0,2
	Moy	8,80	1558,33	2,17	0,08
	Écart type	0,16	1510,52	1,47	0,07

**Tableau 15** : Les paramètres physico-chimiques aux cours des saisons des échantillons des sols OHB.

		pH	CE ( $\mu\text{S/cm}$ )	CaCO <sub>3</sub> (%)	MO (%)
Automne	Min	8,27	157,6	1	0,06
	Max	9,59	2280,00	2,00	0,39
	Moy	9,14	596,19	1,67	0,15
	Écart type	0,41	671,94	0,50	0,11
Hiver	Min	8,78	114	1	0,11
	Max	9,4	3270	3	0,78
	Moy	9,13	627,56	1,67	0,27
	Écart type	0,20	1042,31	0,71	0,20
Printemps	Min	8,37	116	1	0,05
	Max	9,11	1388	3	0,46
	Moy	8,76	441,11	1,44	0,12
	Écart type	0,26	428,27	0,73	0,13
Été	Min	8,68	80	1	0,02
	Max	9,56	2420	3	0,20
	Moy	9,20	524,11	1,78	0,12
	Écart type	0,36	763,76	0,83	0,07

Tableau 16 : Les paramètres physico-chimiques aux cours des saisons des échantillons des sols OHG.

		pH	CE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	CaCO <sub>3</sub> (%)	MO (%)
Automne	Min	8,21	287	1	0,07
	Max	8,57	3480	10	2,78
	Moy	8,41	1125,36	3,45	0,40
	Écart type	0,14	959,65	2,84	0,8
Hiver	Min	8,13	213	1	0,04
	Max	9,29	4240	11	0,92
	Moy	8,68	901,45	3,36	0,29
	Écart type	0,37	1146,61	2,91	0,23
Printemps	Min	8,5	202	1	0,07
	Max	9,61	5100	10	0,41
	Moy	8,75	956,91	4,00	0,19
	Écart type	0,3	1390,25	2,83	0,1
Été	Min	8,63	174	1	0,1
	Max	9,19	7090	10	0,5
	Moy	8,96	1170,55	3,73	0,19
	Écart type	0,194	1981,31	2,9	0,12

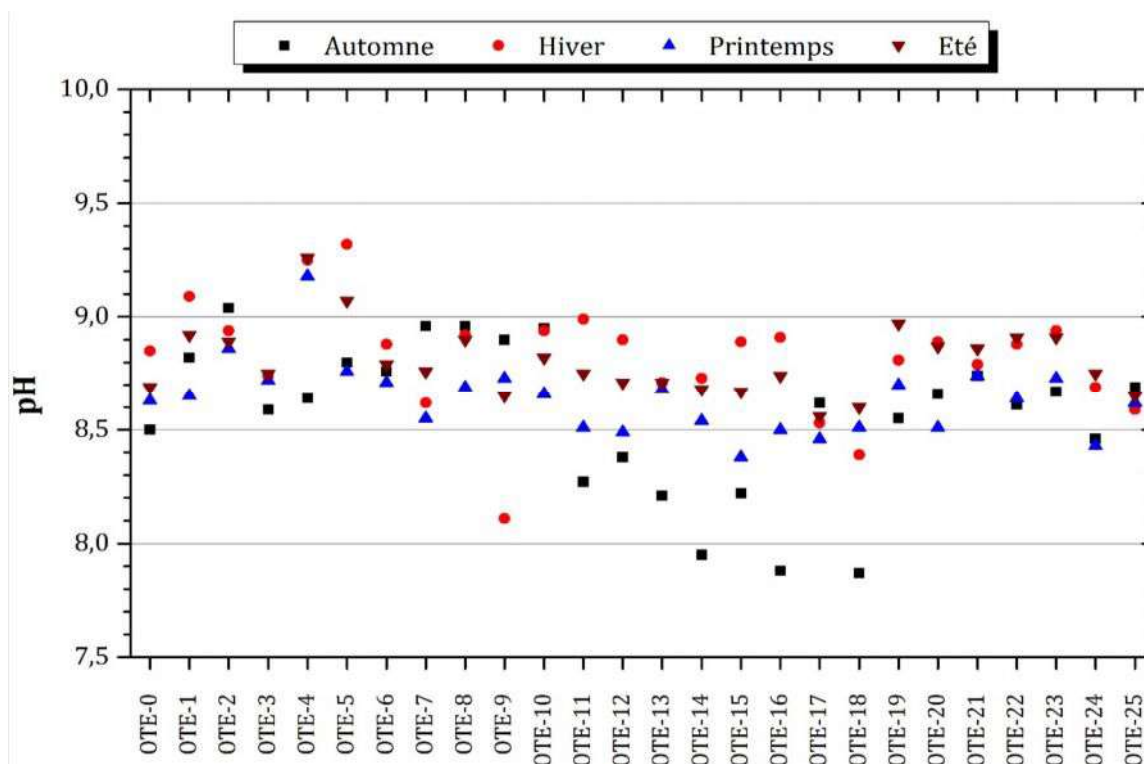


Figure 23 : Evolution du pH des sols OTE aux cours des saisons.

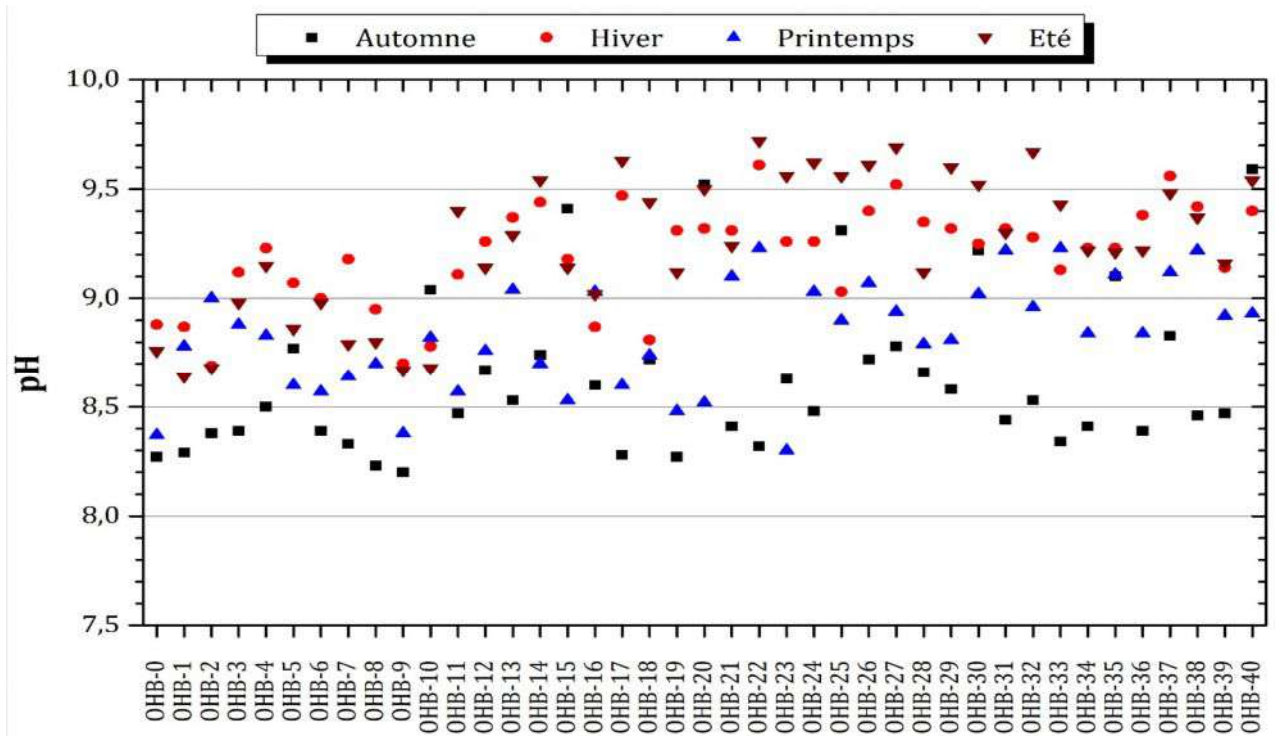


Figure 24 : Evolution du pH des sols OHB aux cours des saisons.

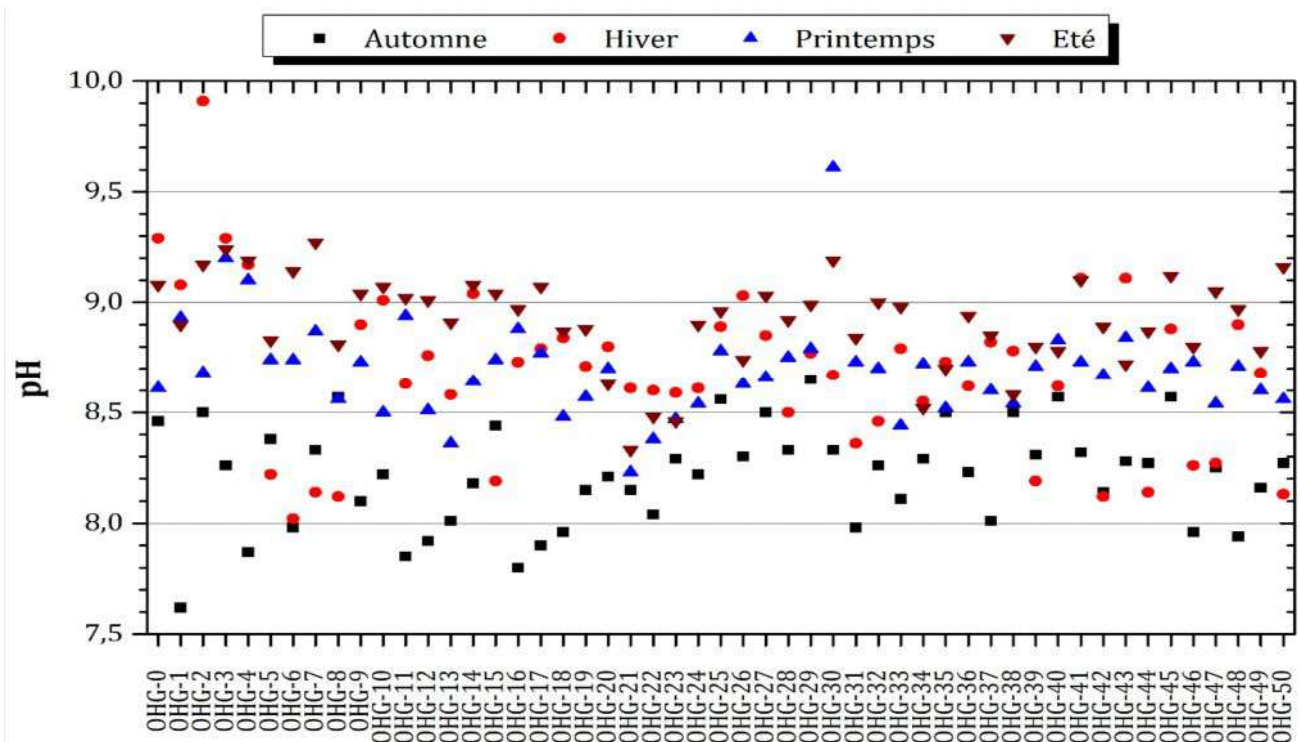


Figure 25 : Evolution du pH des sols OHG aux cours des saisons.

### I.2.2.1 Le pH :

Généralement, les valeurs du pH des sols collectés des trois axes sont d'une basicité remarquable. En effet, elles s'échelonnent entre 8,22 et 9,32 pour les sols OTE avec une moyenne de 8,64 en automne, 8,91 en hiver, 8,59 en printemps et 8,80 en été ; et entre 8,27 et 9,59 pour les sols OHB avec une moyenne de 9,14 en automne et 9,13 en hiver et 8,76 en printemps et 9,20 en été. Alors en ce qui concerne les sols OHG, les valeurs de pH varient entre 8,13 et 9,61 avec des moyennes de 8,41, 8,68, 8,75 et 8,96 enregistrées en automne, hiver, printemps et en été, respectivement.

Nos sols donc et d'après les classes de pH de l'extrait 1/5 (Morand, 2001) montrent en général un caractère alcalin. Nos résultats concordent bien avec ceux trouvés par (Daoud et Halitim, 1994) qui ont rapporté que dans les régions arides, les sols sont généralement alcalins. Egalement, Il faut signaler qu'une forte à très forte alcalinité a trouvé dans certains points d'échantillonnage (Figures 23, 24, et 25). Selon Thornton (1996), le pH alcalin limite le passage des métaux lourds de la phase solide à la solution du sol, ce qu'on peut considérer comme un indice pour la rétention des métaux dans les sols étudiés.

L'alcalinité des ces sols n'est pas certainement expliqué par la teneur en carbonates qui est effectivement faible dans les sols étudiés, mais elle serait probablement dû à la présence de certains métaux alcalins ou alcalino-terreux présents sous forme d'oxydes (CaO, MgO...) ou d'ions (bases échangeables  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ) (García et al., 2004 cité dans Bodjona et al., 2018).

Généralement, des variations significatives dans les valeurs du pH ont été remarquées aux cours du temps.

### I.2.2.2 La conductivité électrique :

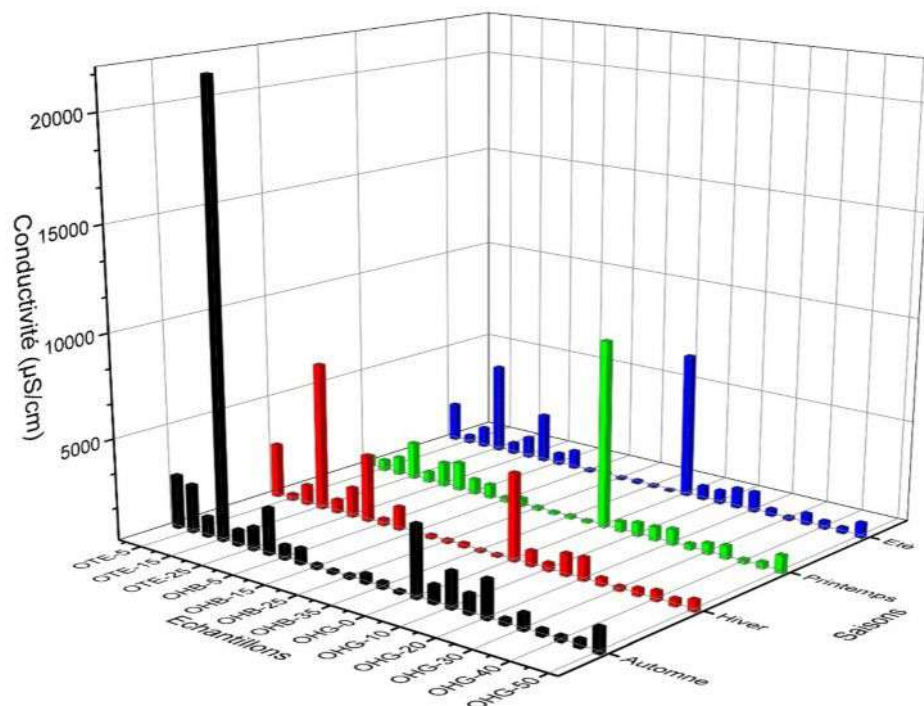
La conductivité électrique définit la quantité totale en sels solubles correspondant à la salinité globale du sol. Elle dépend de la teneur et de la nature des sels solubles présents dans ce sol.

Les valeurs de la conductivité électrique dans les sols pendant les différentes saisons d'étude varient entre 308  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et 21700  $\mu\text{S}/\text{cm}$  dans les sols OTE avec une moyenne de 4929,67  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en automne, 2024,50  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en hiver, 922,83  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en printemps et 1558,33  $\mu\text{S}/\text{cm}$  enregistrée en été. Pour les sols OHB, les valeurs de la conductivité s'échelonnent entre 80  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et 3270  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , avec des moyennes de 596,19  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , 627,56  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , 441,11  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , et 524,11  $\mu\text{S}/\text{cm}$  enregistrées en automne, hiver, printemps, été, respectivement. En ce qui concerne les sols OHG,

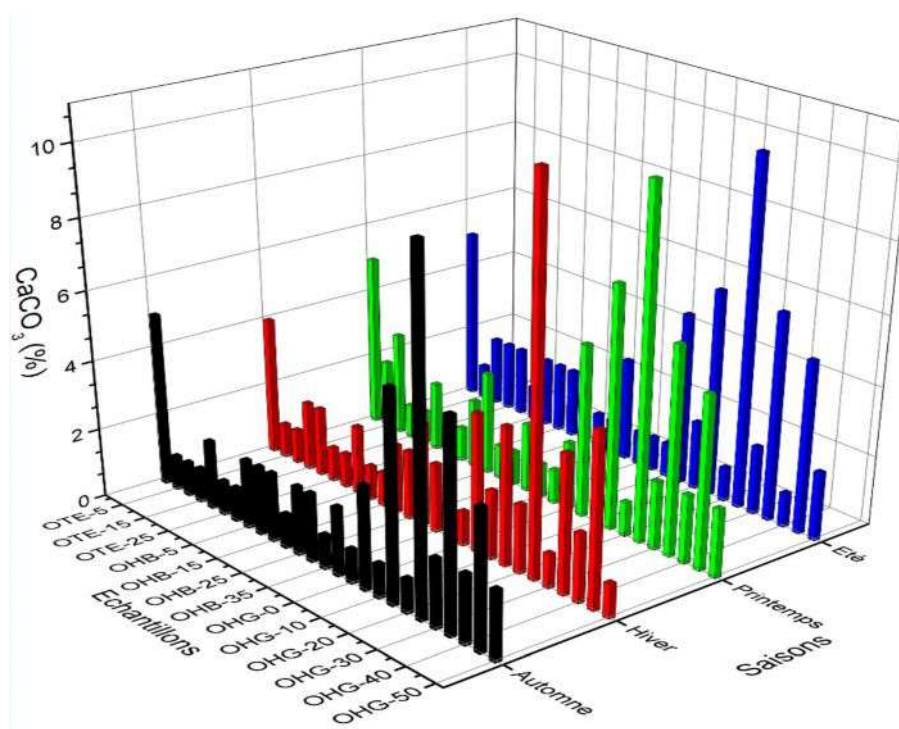
les valeurs obtenues de la conductivité électrique s'échelonnant entre 174  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et 7090  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , avec une moyenne de 1125,36  $\mu\text{S}/\text{cm}$  enregistrée en automne, 901.45  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en hiver, 956.91  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en printemps, et 1170.55  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en été.

Selon l'échelle de salinité (Mathieu et Pieltain, 2009), on peut classer les sols prélevés de l'axe OHB généralement comme non salés. Alors que ceux qui ont été prélevés d'OTE et OHG sont peu salés, excepté l'échantillon (OHG-0) qui a été prélevé de la proximité d'Ouargla et l'échantillon (OTE-15) qui a été prélevé de Touggourt où la salinité a été significativement élevée (Figure 26). En outre, la fraction sableuse qui caractérise nos sols possède généralement une faible conductivité électrique (Grisso et al., 1999). Cependant que les échantillons prélevés de la proximité de Touggourt ont une texture différente comme il est prouvé par les analyses granulométriques.

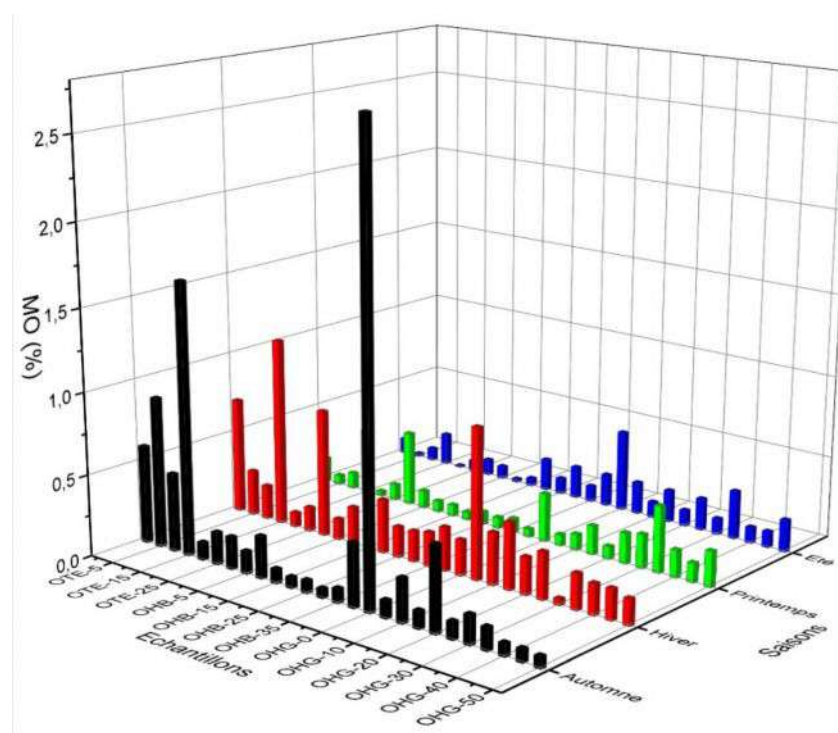
D'après la figure 26, et à l'exception des quelques sites, les valeurs de la conductivité électrique généralement varient peu aux cours des saisons. En effet, la rareté des pluies dans les zones arides n'entraîne pas le lessivage des sels vers les profondeurs.



**Figure 26 :** Evolution de la conductivité électrique des échantillons des sols pendant les saisons.



**Figure 27 :** Evolution de la teneur du calcaire total des échantillons des sols pendant les différentes saisons.



**Figure 28 :** Evolution de la teneur en matière organique des échantillons des sols pendant les saisons.

### **I.2.2.3 Le calcaire total :**

Les taux du calcaire total dans les sols étudiés varient entre 1 et 5 % pour les sols OTE avec une moyenne de 1,83 % en automne et en hiver, 2,33 % en printemps et 2,17 % en été ; entre 1 et 3 % pour les sols OHB avec une moyenne de 1,67 % en automne et en hiver, 1,44 % en printemps et 1,78 % en été, et entre 1 et 11% avec une moyenne de 3,45 % en automne et en 3,36 % en hiver, 4 % en printemps et 3,73 % en été pour les sols OHG.

Selon l'échelle d'interprétation du calcaire total signalé par (Baize, 2000a), ces sols sont généralement peu calcaires qu'à l'exception des sols environnant le site (OHG-25) qui sont modérément calcaires (Figure 27). Généralement, il n'y a pas de différences importantes de teneur en calcaire entre les différentes saisons dans les trois sols.

Les métaux lourds peuvent se lier aux carbonates dans les sols. D'après Thomas et al. (1993) et Bataillard (2002), les carbonates doivent leur réactivité à l'hydratation de leur surface qui conduit à la formation de groupements  $-CaOH^0$ . La dissociation de ces composés entraîne l'adsorption des métaux à leur surface.

### **I.2.2.4 La matière organique :**

L'effet de la matière organique sur la mobilité des métaux est difficile à prévoir, il dépend évidemment de la nature et de la quantité de la matière organique présente dans le sol. En effet, les substances humiques peuvent fixer les ions métalliques par complexation.

A l'exception des certains échantillons prélevés de la proximité de quelques zones agricoles [Touggourt (OTE-15) et Ouargla (OHG-0)] (Figure 28), les sols des trois axes étudiés sont généralement ne pas riches en matières organiques. Nos résultats concordent bien avec le taux déclaré par Duchaufour (1984) qui a révélé que généralement dans les zones arides, la teneur en matière organique ne dépasse pas 1%. Ceci est expliqué nettement par la faible couverture végétale dans ces zones.

Toutefois, Il faut signaler qu'une variation non considérable de la matière organique aux cours du temps est observée, où les valeurs les plus élevées ont enregistrées pendant la saison d'automne, ceci est lié à l'augmentation des amendements organiques dans les exploitations agricoles adjacentes qui peuvent être dispersés par les vents, car cette période est le moment de la préparation des terres pour la culture.

### **I.3 Composition chimique et minéralogique des sols :**

#### **I.3.1 Caractérisation des phases minérales des sols par diffraction des rayons X (DRX) :**

Un exemple de quelques diffractogrammes sont données dans l'annexe 2. Sur ces diagrammes l'échelle verticale a été réduite pour que les pics des minéraux peu abondants soient visibles. Les diagrammes de DRX montrent généralement que dans tous les échantillons des sols analysés, le seul minéral identifiable de façon certaine c'est le quartz, dont les pics dominant très nettement, confirmant que les échantillons sont effectivement des sables dunaires dont le constituant principal c'est le quartz (Feret et Roy, 2002). Généralement, les analyses de la diffraction des rayons X ont montré que la majorité des échantillons des sols analysés ont un pourcentage élevé de quartz atteignant jusqu'à 83%.

#### **I.3.2 Les oxydes métalliques dans les sols :**

La fluorescence X est une analyse à la fois qualitative et quantitative. Elle a permis de déterminer la composition chimique des échantillons des sols. Le tableau 17, représente les taux des oxydes de silicium ( $\text{SiO}_2$ ), d'aluminium ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ), de calcium ( $\text{CaO}$ ), de chrome ( $\text{Cr}_2\text{O}_3$ ), de fer ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), de potassium ( $\text{K}_2\text{O}$ ), de manganèse ( $\text{MnO}$ ), de magnésium ( $\text{MgO}$ ), de sodium ( $\text{Na}_2\text{O}$ ), et de titane ( $\text{TiO}_2$ ). Les taux de ces oxydes ont été calculés sur la base de l'élément métallique concerné multiplié par le facteur correspondant de chaque élément.

Nous remarquons une forte présence de l'oxyde de silicium avec des teneurs varient de 80% à 88% dans les sols OHG, de 78% à 89% dans les sols OHB, et de 51% à 81% dans les sols OTE. Le deuxième constituant principal c'est l'oxyde de calcium qui représente entre 13,8 et 40,9% dans les sols OTE, entre 5,3% et 12,3% dans les sols OHG et entre 3% et 10% dans les sols OHB. Les autres oxydes métalliques tels que :  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ;  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{K}_2\text{O}$  et  $\text{TiO}_2$ , représentent ensemble entre 5,5 et 8,3%, entre 7,8 et 13,5% et entre 5,4 et 12,7% dans les sols OHG, OHB et OTE, respectivement. Le reste des oxydes métalliques tel que  $\text{Cr}_2\text{O}_3$ ,  $\text{MnO}$ ,  $\text{MgO}$  et  $\text{Na}_2\text{O}$  est inexistant ou représente très peu de contribution (Annexe 02).

En effet, selon la composition des oxydes métalliques obtenus dans nos résultats, et sur la base des travaux antérieurs sur les essais mécaniques des échantillons de béton formulés avec de sable des dunes, on peut utiliser avec succès ces sables pour constituer un squelette du béton quand un choix judicieux est fait sur sa composition (Al-Harthy et al., 2007).



**Tableau 17 :** Les oxydes métalliques composants les échantillons des sols.

Elément	Oxydes	Facteur	Oxyde (%)		
			OHG	OHB	OTE
Si	SiO <sub>2</sub>	0.6743	80 - 88	78 - 89	51 - 81
Al	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.52952	0,8 - 1,4	0,8 - 1,2	00 - 1,3
Ca	CaO	07147	5,3 - 12,3	3 - 10	13,8 - 40,9
Cr	Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.68420	00	0 - 0,3	00 - 0,02
Fe	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.69943	1,4 - 1,8	1,6 - 4,2	1,1 - 2,7
K	K <sub>2</sub> O	0.83015	2,8 - 3,7	4,6 - 6,5	4,1 - 7,3
Mn	MnO	0.77446	00	0 - 0,05	00
Mg	MgO	0.60304	00	00	00
Na	Na <sub>2</sub> O	0.74186	00	00	00
Ti	TiO <sub>2</sub>	0.5994	0,5 - 1,4	0,8 - 1,6	0,2 - 1,4

#### I.4 Teneurs totales des métaux lourds dans les sols :

L'ensemble des résultats obtenus de l'analyse des teneurs totales des métaux lourds étudiés aux cours des saisons, est donné dans les tableaux (18, 19 et 20) et représenté graphiquement dans les figures (29 à 43).

**Tableau 18 :** Les concentrations des métaux lourds dans les échantillons OTE.

Saison	Métaux	Concentration (ppm)	Les sites d'échantillonnages
Automne	Ni	39 - 76	OTE-0,2,3,9,11,16,17,18,22,23,24
	Pb	11 - 13	OTE-16,23
	Cd	18,04	OTE-11
	Zn	12 - 49	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Cu	25 - 39	OTE-5,7,8,14,15
Hiver	Ni	38 - 81	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Pb	12,51	OTE-4
	Cd	19,08	OTE-2
	Zn	12 - 35	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Cu	< LD	Dans tous les sites d'échantillonnages
Printemps	Ni	39 - 69	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Pb	9 - 12	OTE-0,3,12
	Cd	< LD	Dans tous les sites d'échantillonnages
	Zn	12 - 64	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Cu	23 - 46	OTE-2,3,13,15,20,22
Été	Ni	38 - 83	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Pb	8 - 12	OTE-5,7,15
	Cd	17,19	OTE-22
	Zn	15 - 33	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Cu	< LD	Dans tous les sites d'échantillonnages

LD : Limite de détection. (3 $\sigma$  bruit de fond).

Pour Cd = 0,06 ppm ; Pb = 3,2 ppm ; Cu = 1,7 ppm ; Zn = 3,0 ppm ; Ni = 1,6 ppm.

Tableau 19 : Les concentrations des métaux lourds dans les échantillons OHB.

Saison	Métaux	Concentration (ppm)	Les sites d'échantillonnages
Automne	Ni	37 - 78	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Pb	8 - 13	OHB-5,7,9,10,13,30,38
	Cd	< LD	Dans tous les sites d'échantillonnages
	Zn	13 - 24	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Cu	23 - 31	OHB-7,29,36
Hiver	Ni	38 - 94	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Pb	9 - 12	OHB-8,11,12,15,16,24,30
	Cd	16,88	OHB-22
	Zn	12 - 38	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Cu	23 - 26	OHB-2,16,19
Printemps	Ni	40 - 83	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Pb	10 - 12	OHB-5,8,16,18,38,39
	Cd	18,86	OHB-18
	Zn	12 - 29	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Cu	27,27	OHB-31
Été	Ni	63 - 132	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Pb	9 - 16	OHB-10,11,19,21,23,35
	Cd	87 - 118	OHB-7,9,15,17,21,22,23,25,27,33,35,40
	Zn	15 - 30	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Cu	24 - 35	OHB-20,38

Tableau 20 : Les concentrations des métaux lourds dans les échantillons OHG.

Saison	Métaux	Concentration (ppm)	Les sites d'échantillonnages
Automne	Ni	37 - 71	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Pb	9,42	OHG-29
	Cd	20 - 22	OHG-17,50
	Zn	12 - 27	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Cu	25 - 30	OHG-14,15,16,26,41,45,46
Hiver	Ni	38 - 68	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Pb	10 - 12	OHG-1,6
	Cd	< LD	Dans tous les sites d'échantillonnages
	Zn	13 - 33	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Cu	24 - 31	OHG-10,20,21,24,35,41,42
Printemps	Ni	39 - 81	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Pb	11 - 54	OHG-11,16,37
	Cd	19 - 28	OHG-10,13,14,18,23,28,33
	Zn	12 - 43	Dans la plupart des sites d'échantillonnages
	Cu	27 - 28	OHG-9,11
Été	Ni	134 - 200	OHG-1,3,18,27,33,48,50
	Pb	23 - 63	OHG-4,5,10,18,23,27,40,50
	Cd	57 - 89	OHG-3,10,13,18,40,42
	Zn	< LD	Dans tous les sites d'échantillonnages
	Cu	564 - 696	OHG-4,5,10,23,40

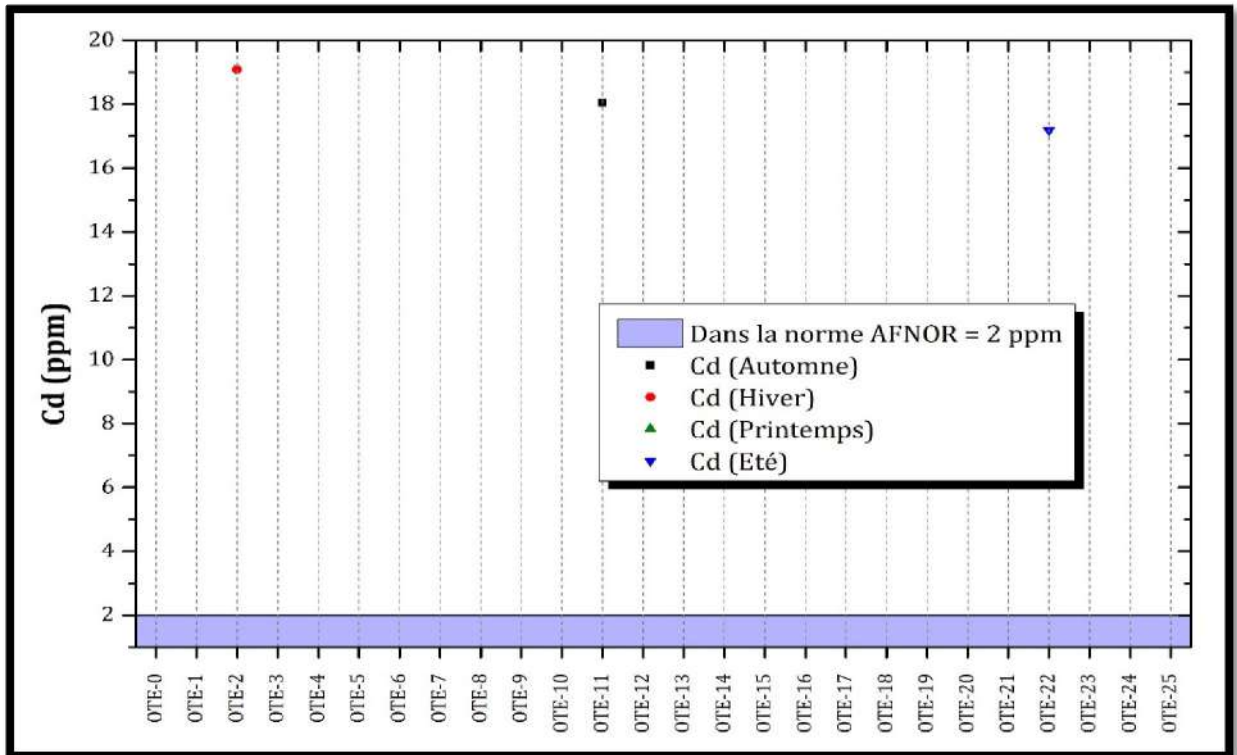


Figure 29 : Concentrations de Cadmium dans les sols OTE.

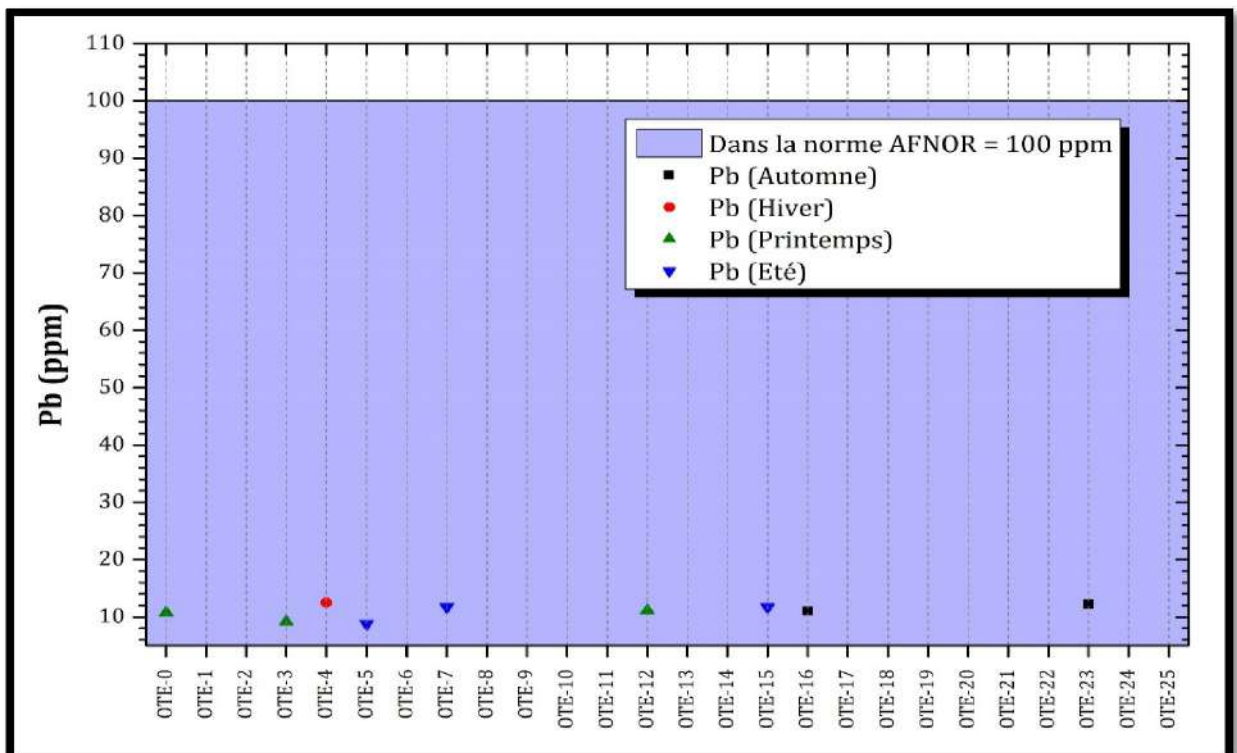


Figure 30 : Concentrations du Plomb dans les sols OTE.

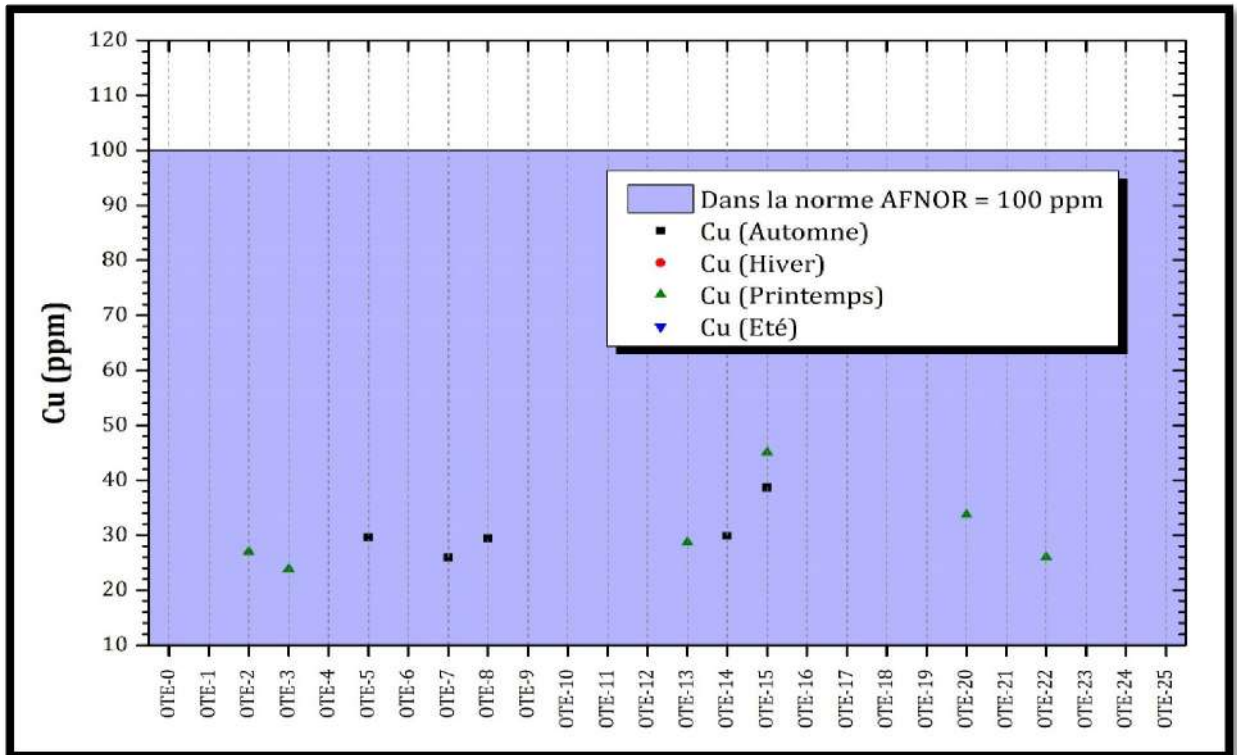


Figure 31 : Concentrations de Cuivre dans les sols OTE.

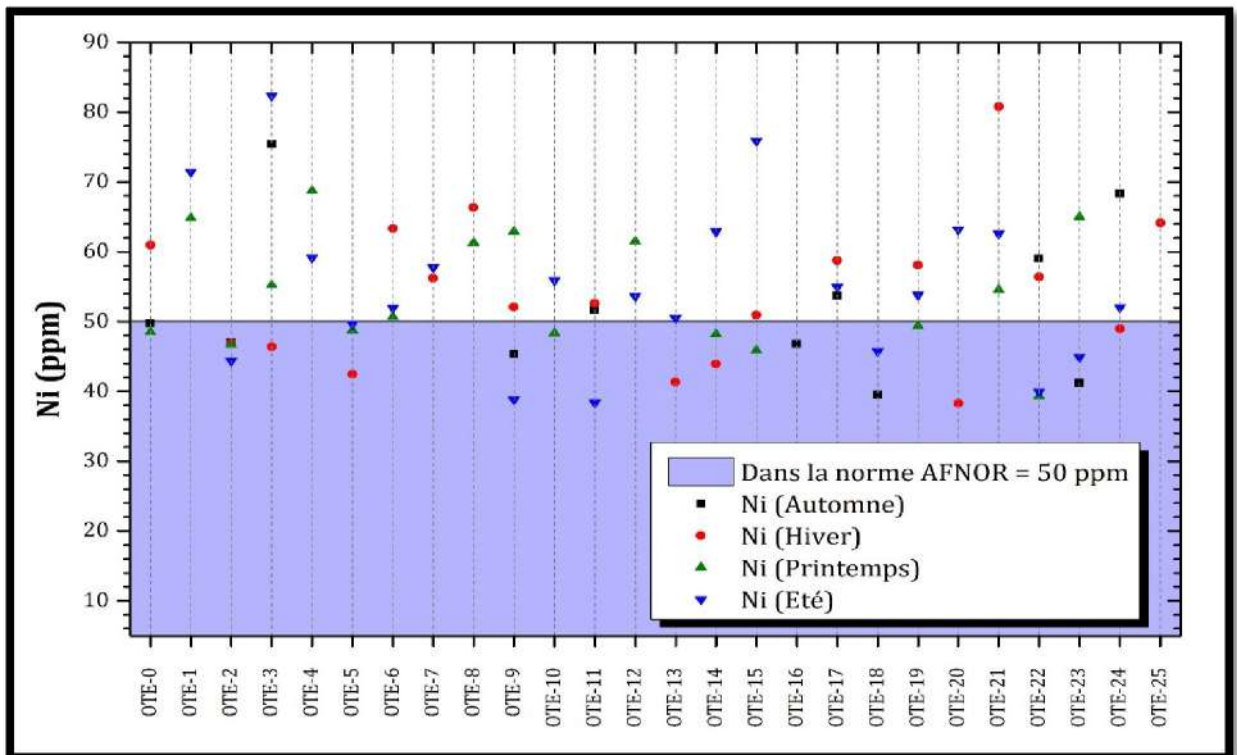


Figure 32 : Concentrations de Nickel dans les sols OTE.

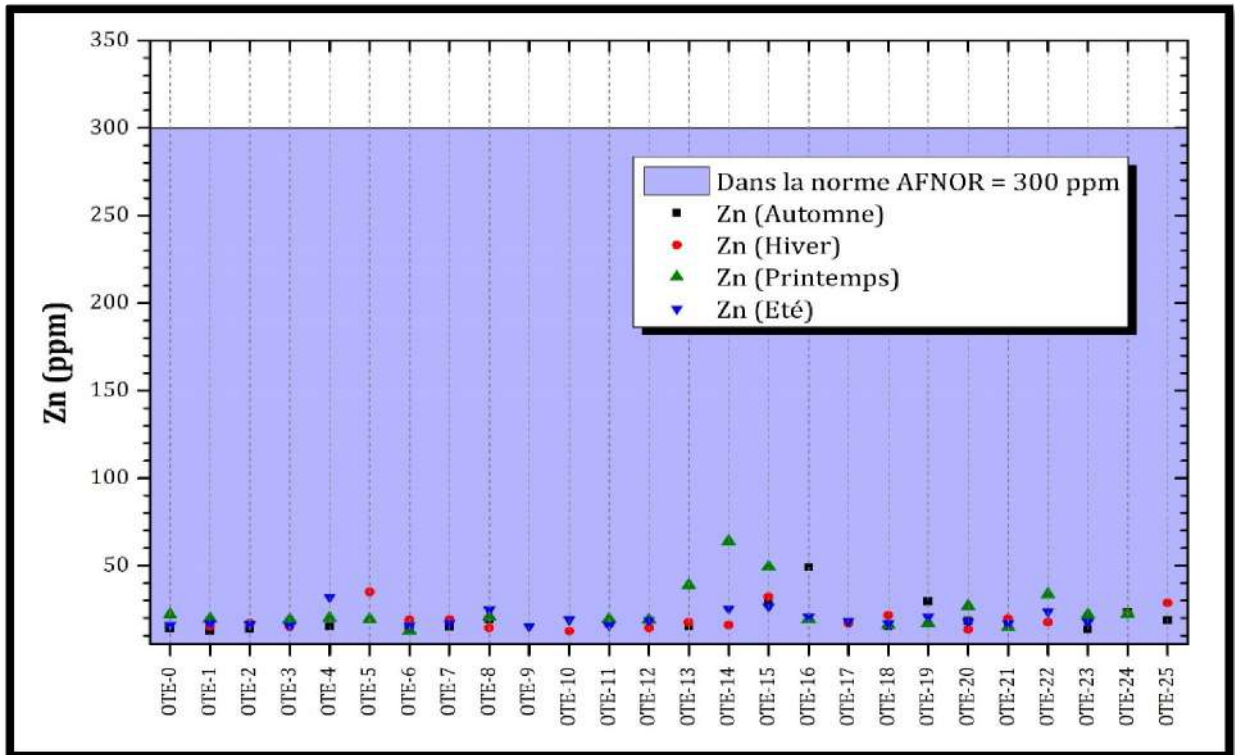


Figure 33: Concentrations de Zinc dans les sols OTE.

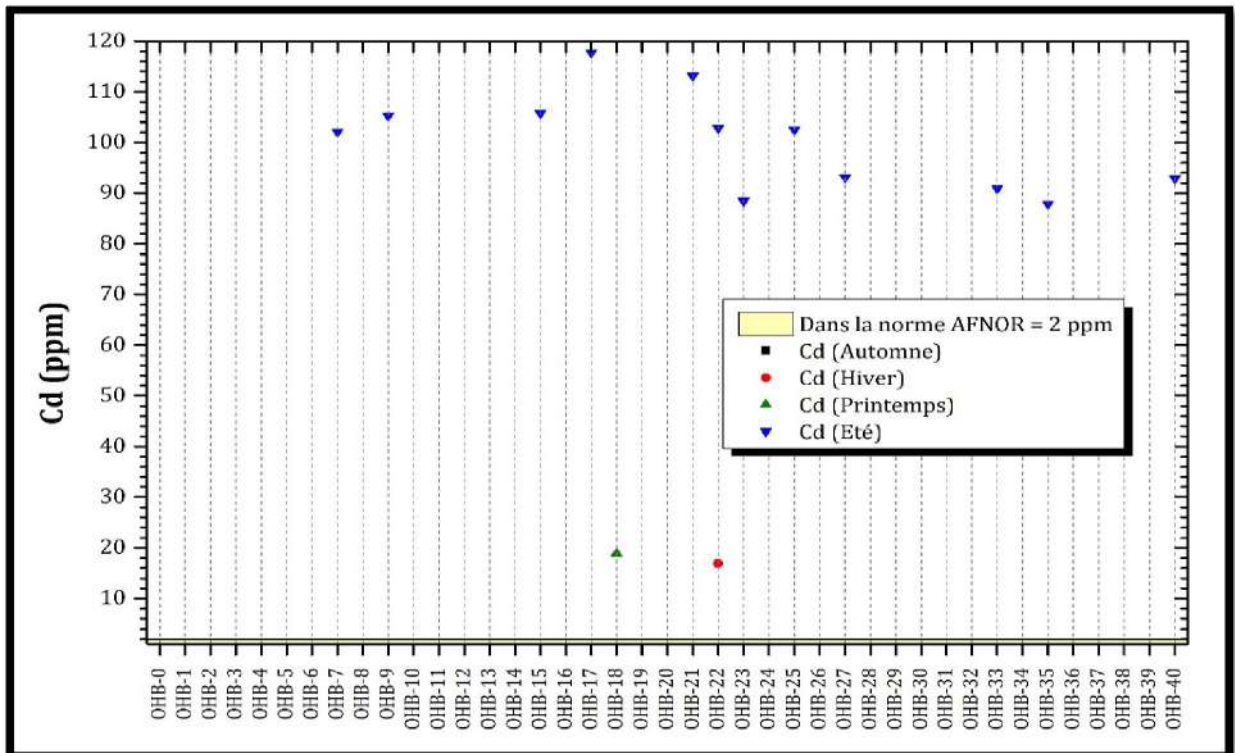


Figure 34 : Concentrations de Cadmium dans les sols OHB.



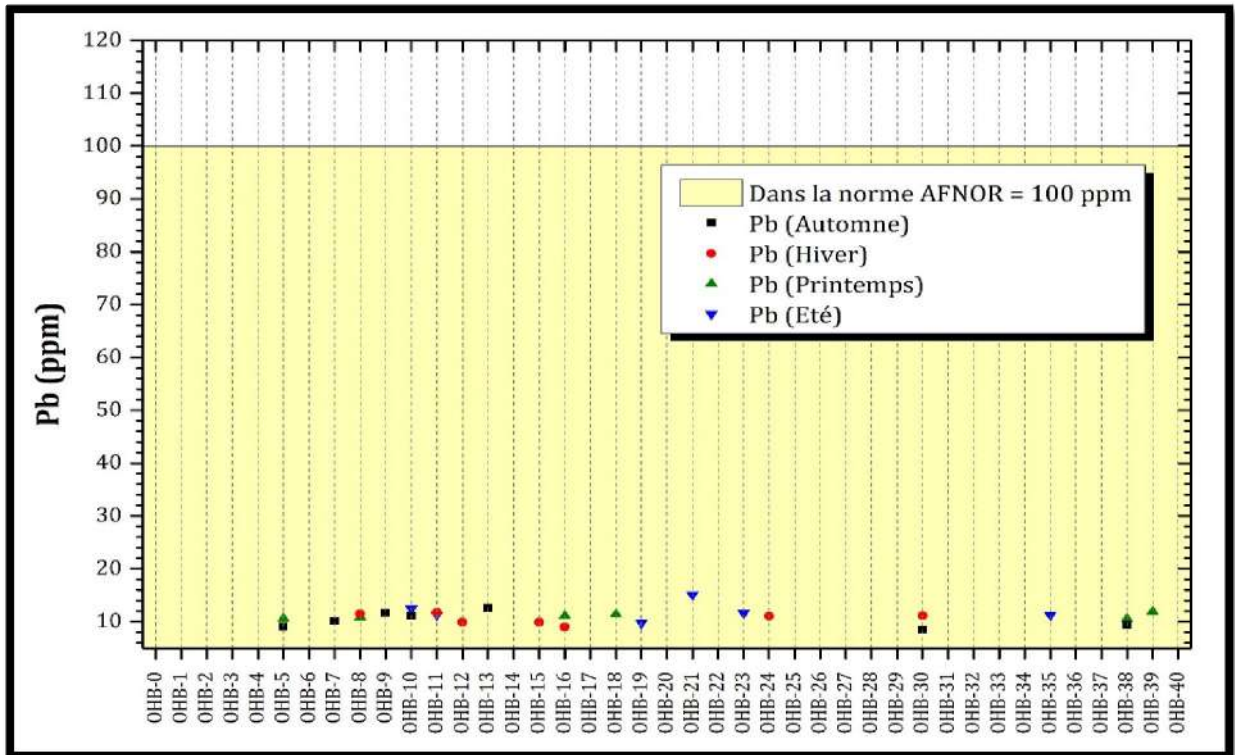


Figure 35 : Concentrations du Plomb dans les sols OHB.

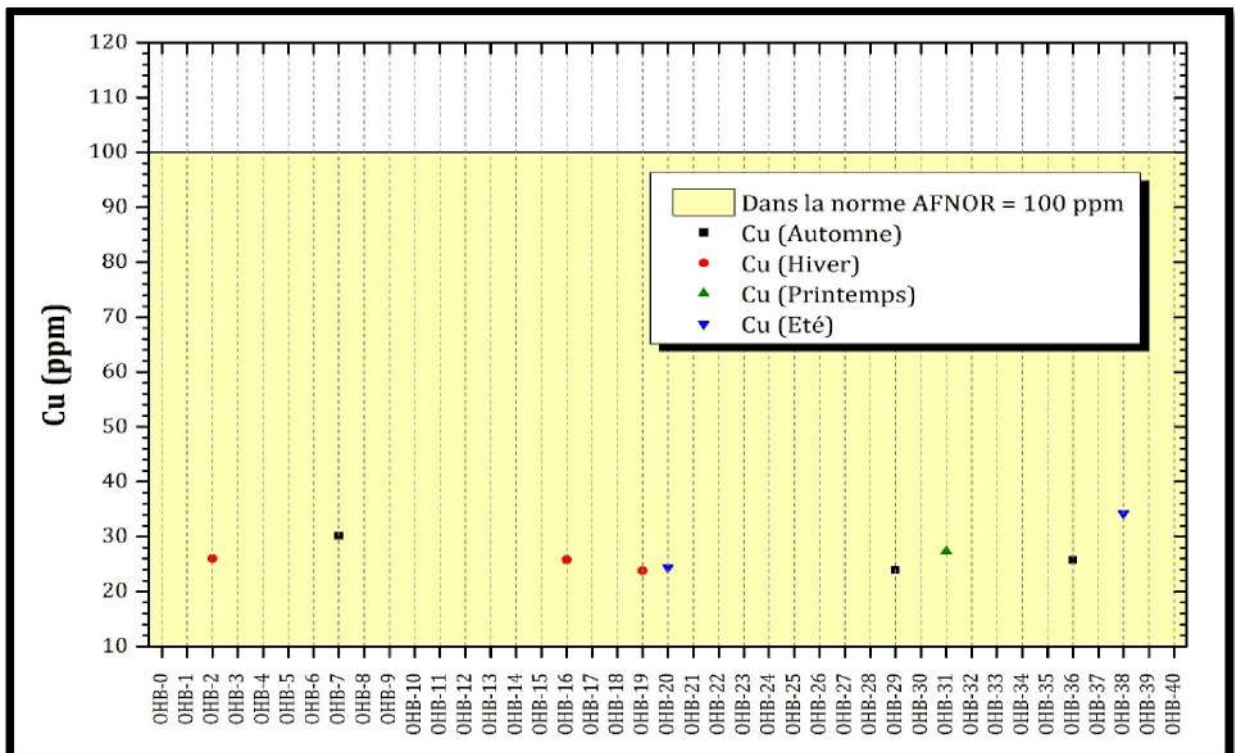


Figure 36 : Concentrations de Cuivre dans les sols OHB.

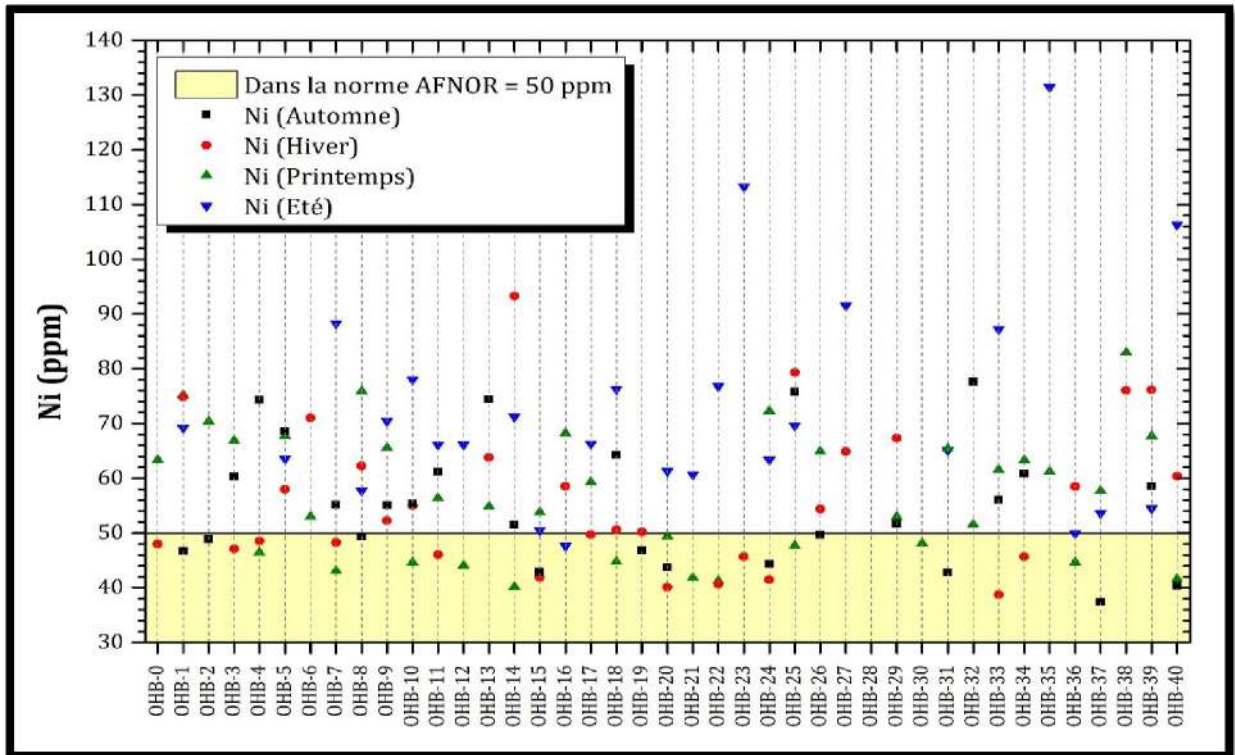


Figure 37 : Concentrations de Nickel dans les sols OHB.

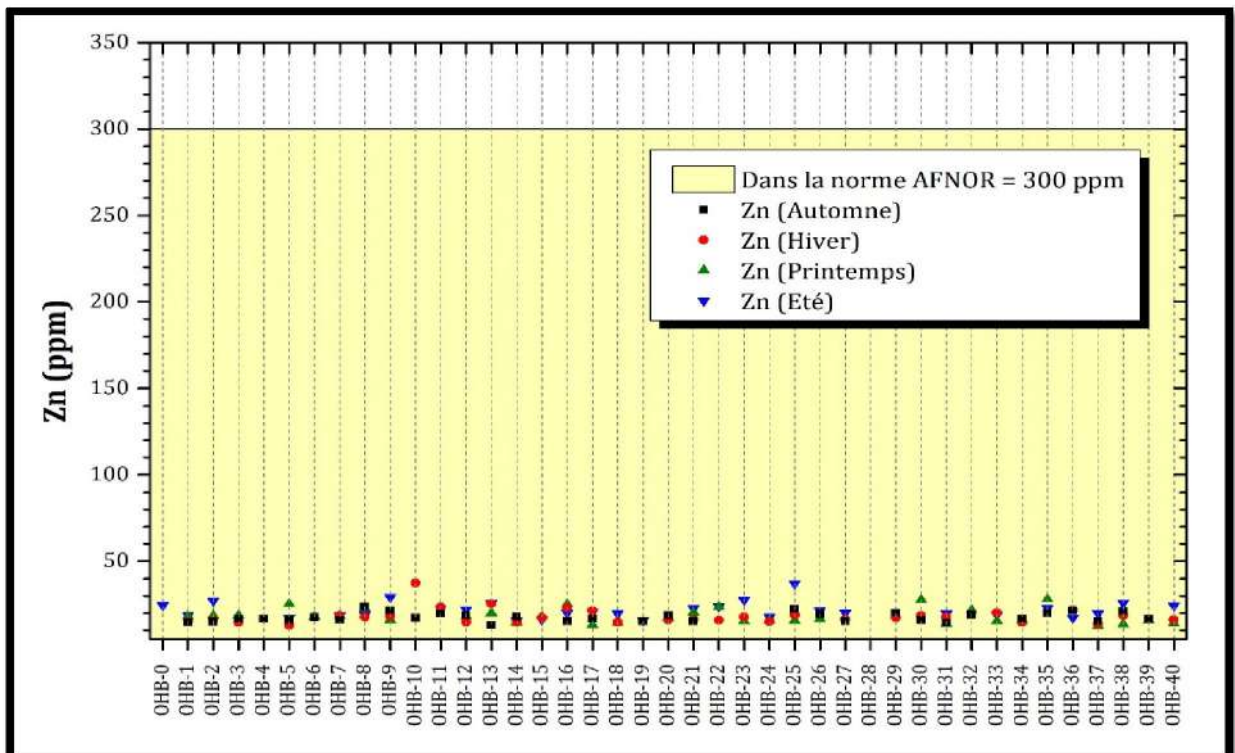


Figure 38 : Concentrations de Zinc dans les sols OHB.



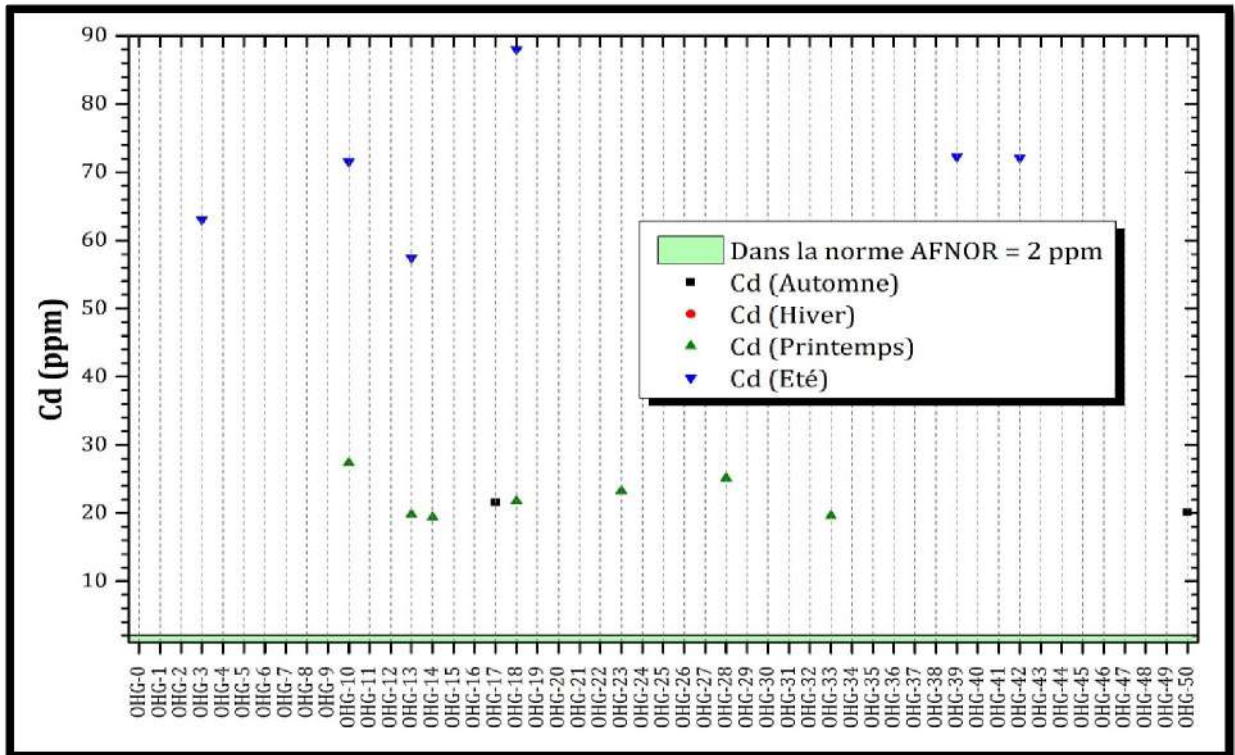


Figure 39 : Concentrations de Cadmium dans les sols OHG.

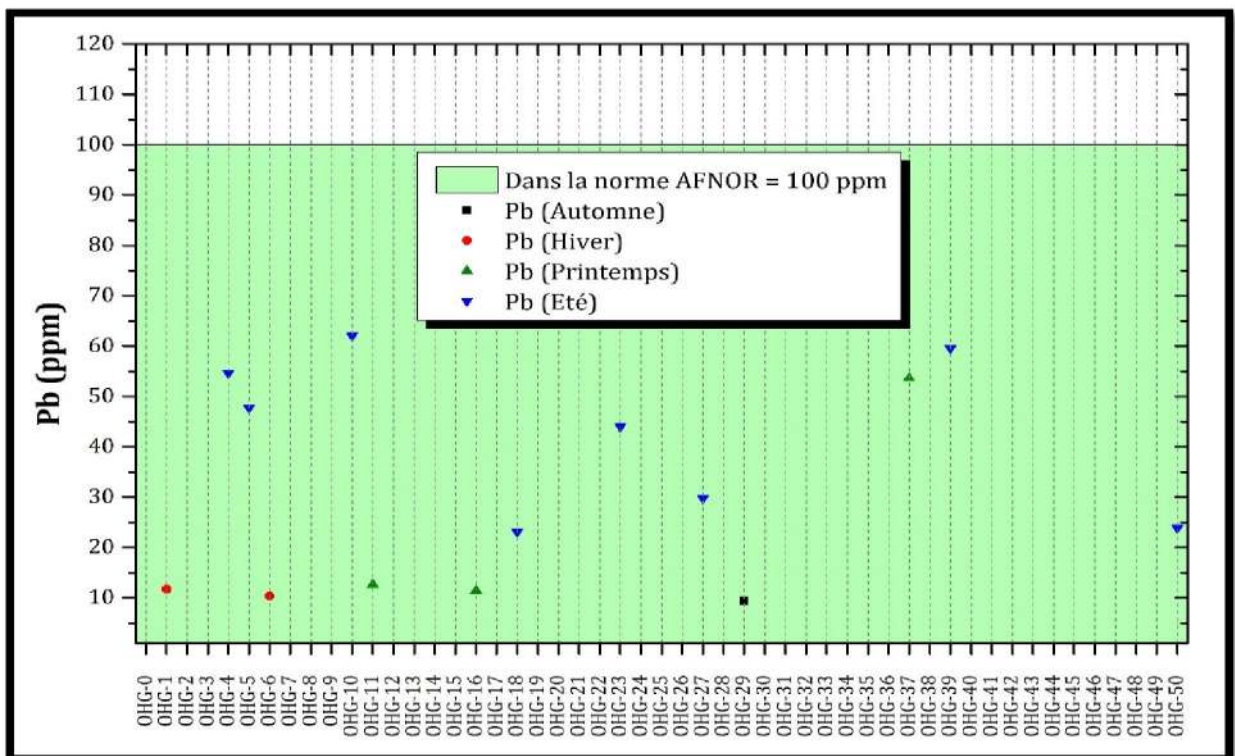


Figure 40 : Concentrations du Plomb dans les sols OHG.



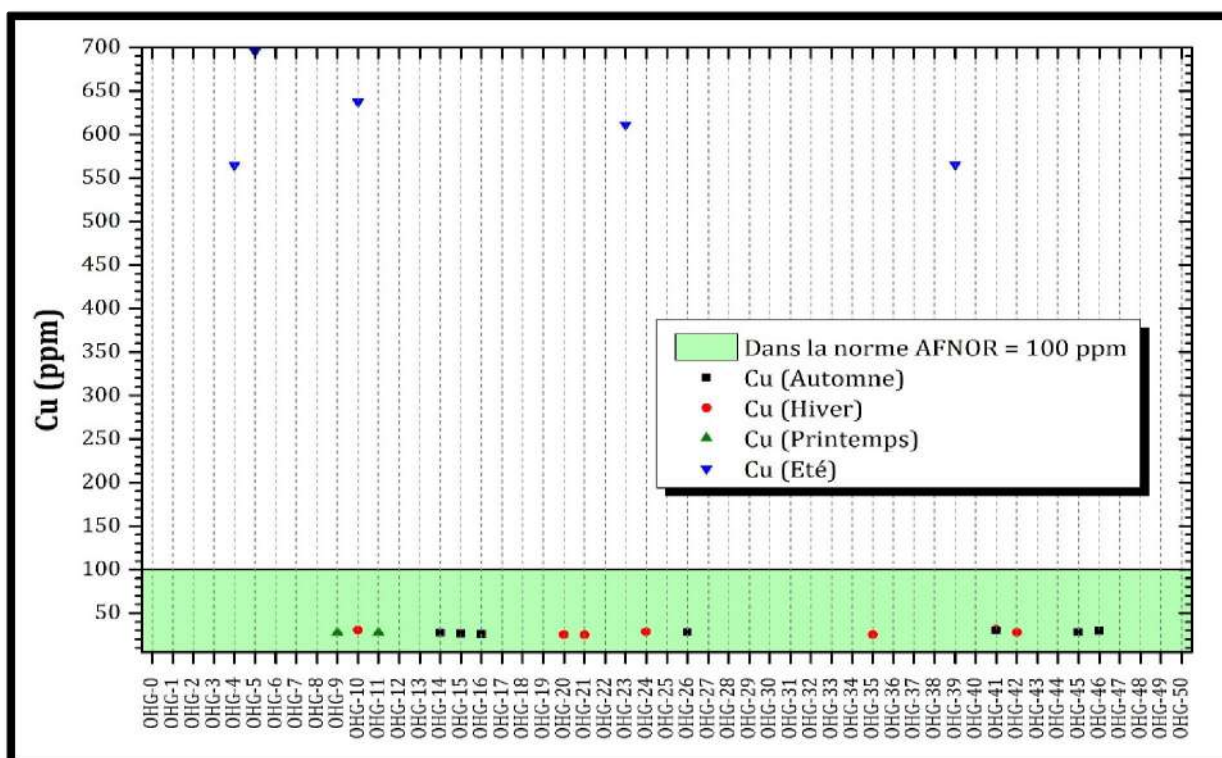


Figure 41 : Concentrations de Cuivre dans les sols OHG.

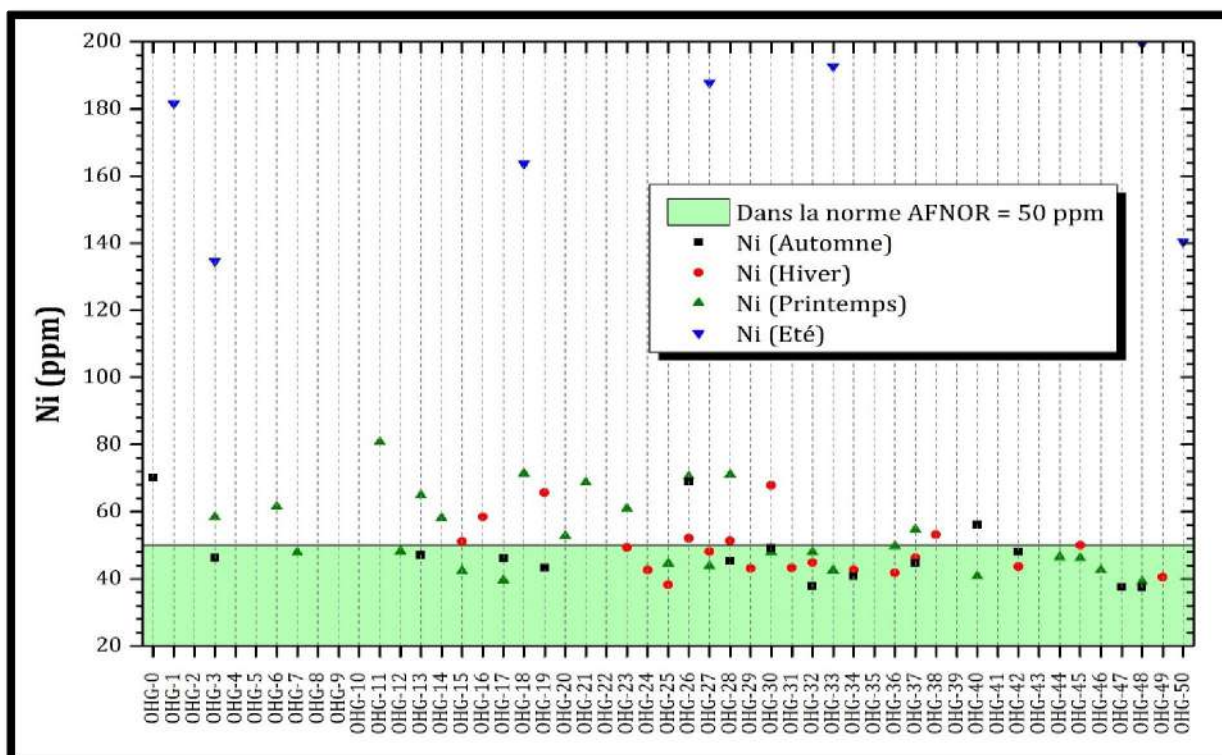


Figure 42 : Concentrations de Nickel dans les sols OHG.

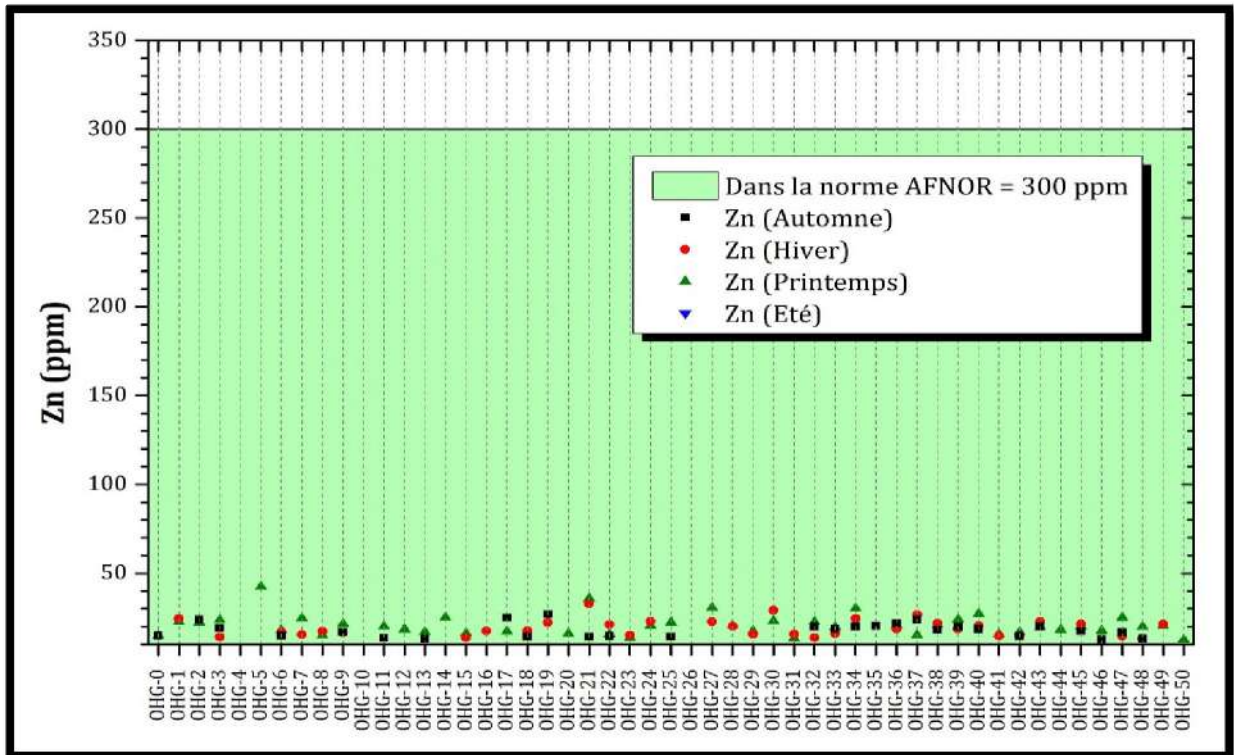


Figure 43 : Concentrations de Zinc dans les sols OHG.

#### I.4.1 Evolution saisonnière des teneurs totales en métaux lourds dans les sols OTE :

Comme il est montré sur le tableau 18, les teneurs totales en métaux lourds détectées dans ces sols pendant notre période de recherche, peuvent être résumées comme suite :

- **Le cadmium** : Pendant toutes les saisons, il a été détecté uniquement dans trois sites de prélèvement. En effet, il est trouvé dans les sites (OTE-11, OTE-2, et OTE-22) avec les concentrations 18,04 ppm, 19,08 ppm et 17,19 ppm ; et ceci respectivement, en automne, hiver et en été. Ces concentrations sont nettement très élevées par rapport aux valeurs des références (Figure 29). On peut donc signaler une pollution par le cadmium dans ces sites. Alors que pour les autres sites, les concentrations de cadmium ont été nulles ou bien inférieures de la limite de détection y compris toute la période printanière.
- **Le plomb** : Les concentrations du plomb détectées pendant toutes les saisons sont généralement faibles. Elles sont nulles ou bien inférieures de la limite de détection dans la plupart des sites. En effet, le plomb n'a été trouvé qu'en automne dans les sites OTE-16 et OTE-23 avec de teneurs de 11 ppm et 12,27 ppm, respectivement, et en hiver dans le site OTE-4 avec une teneur de 12,51 ppm, en printemps dans les sites OTE-0, OTE-3

et OTE-12 avec des valeurs respectivement, de 10,76 ppm, 9,15 ppm et de 11,13 ppm, et pendant l'été où le plomb a été trouvé uniquement dans les sites OTE-5, OTE-7, et OTE-15 avec les valeurs 8,77 ppm, 11,73 ppm et 11,65 ppm, respectivement. Ces valeurs sont généralement en dessous de la norme admise (Figure 30), et ne représentent aucun risque pour l'environnement.

- **Le cuivre :** Pendant toutes les saisons particulièrement en hiver et en été, les résultats ont montré que les concentrations de cuivre dans la plupart des sites sont généralement nulles ou bien inférieures de la limite de détection, excepté pour les sites OTE-5,7,8,14,15 en automne où les teneurs de cuivre varient entre 25 et 39 ppm, et dans les sites OTE-2,3,13,15,20,22 pendant le printemps où elles varient de 23 à 46 ppm. Toutefois, ces valeurs se situent en dessous des normes limites définie dans la bibliographie (Figure 31).
- **Le nickel :** La présence de ce métal a été enregistré pendant les différentes saisons dans la plupart des sites avec des valeurs varient de 39 à 76 ppm, de 38 à 81 ppm, de 39 à 69 ppm et de 38 à 83 ppm et ceci durant l'automne, l'hiver, le printemps, et l'été, respectivement. La majorité de ces valeurs sont significativement dépassés les limites autorisées (Figure 32). On constate donc une contamination significative par le nickel dans ces sols et il représente à cet effet un danger pour l'environnement.
- **Le zinc :** Il a été détecté dans la plupart des sites et pendant toutes les saisons. Les teneurs totales en zinc dans ces sols s'échelonnent entre 12 et 49 ppm en automne, entre 12 et 35 ppm en hiver, entre 12 et 64 ppm en printemps et entre 15 et 33 ppm en été. Généralement, ces valeurs sont significativement plus inférieures à la norme autorisée (Figure 33).

#### I.4.2 Evolution saisonnière des teneurs totales en métaux lourds dans les sols OHB :

D'après les résultats représentés dans le tableau 19, on peut résumer les teneurs totales en métaux lourds dans les sols OHB aux cours des saisons comme suite :

- **Le cadmium :** Les concentrations de cadmium dans les sols OHB étaient nulles ou bien inférieures de la limite de détection pendant toute la période automnale. Egalement, pendant l'hiver et le printemps, le cadmium n'a été détecté que dans un seul site uniquement, il s'agit donc de site OHB-22 en hiver et le site OHB-18 en printemps où les concentrations étaient respectivement, 16,88 ppm et 18,86 ppm. Alors que pendant l'été, il a été trouvé dans plusieurs sites (OHB-7,9,15,17,21,22,23,25,27,33,35,40) avec des

concentrations varient entre 87 et 118 ppm. Généralement, ces concentrations sont hautement supérieures aux seuils admis, notamment pendant la période estivale (Figure 34). La contamination de ces sites par le cadmium particulièrement en été est évidemment significative et il représente donc un problème environnemental.

- **Le plomb :** A l'exception des certains sites, les concentrations de cet élément dans les sols OHB pendant toute la période d'étude étaient nulles ou bien inférieures de la limite de détection. En effet, il n'a été trouvé que dans les sites OHB-5,7,9,10,13,30,38 en automne, dans les sites OHB-8,11,12,15,16,24,30 en hiver, dans les sites OHB-5,8,16,18,38,39 en printemps et dans les sites OHB-10,11,19,21,23,35 en été avec des valeurs variant de 8 à 13 ppm, de 9 à 12 ppm, de 10 à 12 ppm, et de 9 à 16 ppm, respectivement. Ces concentrations sont généralement en dessous des valeurs de références (Figure 35). Donc, aucune contamination par le plomb n'a été enregistrée dans ces sols.
- **Le cuivre :** Les résultats ont montré que pendant toutes les saisons, les concentrations de cuivre dans la plupart des sites sont généralement nulles ou bien inférieures de la limite de détection, excepté pour les sites OHB-7,29,36 en automne où les concentrations enregistrées étaient respectivement, 30,13 ppm, 23,85 ppm et 25,75 ppm ; dans les sites OHB-2,16,19 en hiver avec des concentrations respectivement, de 26 ppm, 25,77 ppm et de 23,81 ppm ; dans les sites OHB-20 et OHB-38 en été avec des teneurs de 24,41 ppm et 34,20 ppm, respectivement, et uniquement dans le site OHB-31 en printemps avec une teneur de 27,27 ppm. Cependant néanmoins, ces valeurs restent toujours en dessous de la norme autorisée (Figure 36).
- **Le nickel :** Les résultats obtenus ont révélé que cet élément est présent dans la plupart des sites des sols OHB. En effet, les concentrations de nickel dans ces sols aux cours des saisons varient généralement entre 37 et 78 ppm en automne, entre 38 et 94 ppm en hiver, entre 40 – 83 en printemps et entre 63 et 132 ppm en été. La plupart des ces valeurs se situent en dessus des limites admises, majoritairement durant la période estivale où elles sont hautement considérables (Figure 37). Alors, on peut constater qu'une contamination importante par le nickel est significativement présente dans ces sols.
- **Le zinc :** Durant les différentes saisons, le zinc a été trouvé dans la plupart des sites des sols OHB, mais également comme dans les sols OTE avec des concentrations assez faibles et significativement plus basses que ceux définies dans la bibliographie (Figure

38). En effet, les concentrations des ces sols en zinc aux cours des différentes saisons s'échelonnent entre 13 et 24 ppm, entre 12 et 38 ppm, entre 12 et 29 ppm et entre 15 et 30 ppm, et ceci pendant automne, hiver, printemps et été, respectivement.

#### I.4.3 Evolution saisonnière des teneurs totales en métaux lourds dans les sols OHG :

Le tableau 20 représente l'évolution des concentrations des sols OHG pendant les saisons. On peut les récapituler de la façon suivante :

- **Le cadmium :** A l'exception de certains sites et pendant certaines saisons, les concentrations de cadmium dans les sols OHG sont généralement nulles ou inférieures de la limite de détection dans la plupart des sites, particulièrement pendant toute la période hivernale. Il faut signaler qu'il n'a été trouvé que dans des sites limités mais avec des concentrations très élevées comparativement aux normes admises notamment en printemps et en été (Figure 39). En effet, il a été détecté en automne dans les sites OHG-17 et OHG-50 avec des concentrations de 21,55 ppm et 20 ppm, respectivement ; et dans les sites OHG-10,13,14,18,23,28,33 en printemps et dans les sites OHG-3,10,13,18,40,42 en été avec des concentrations varient respectivement, entre 19 et 28 ppm, et entre 57 et 89 ppm. Alors, la contamination de ces sites par le cadmium doit être signalée.
- **Le plomb :** D'une manière générale, le plomb est peu existant dans ces sols. Dans la majorité des sites, ses concentrations sont nulles ou bien inférieures de la limite de détection. Il a été trouvé exclusivement dans le site OHG-29 en automne avec une teneur de 9,42 ppm, dans les sites OHG-1 et OHG-6 en hiver avec les valeurs 11,69 et 10,35 ppm respectivement, dans les sites OHG-11,16 et 37 en printemps avec des valeurs varient entre 11 et 54 ppm, et majoritairement en été dans les sites OHG-4,5,10,18,23,27,40,50 avec des concentrations varient entre 23 et 63 ppm. Toutefois, ces concentrations sont généralement inférieures aux limites autorisées (Figure 40). Ces sols donc ne sont pas contaminés par le plomb.
- **Le cuivre :** Généralement, le cuivre n'a été détecté que dans certains sites pendant certaines saisons. Pendant les saisons d'automne et hiver il n'a été trouvé que dans les sites OHG-14,15,16,26,41,45,46 et les sites OHG-10,20,21,24,35,41,42 avec des concentrations varient respectivement, entre 25 et 30 ppm, et entre 24 et 31 ppm. En printemps, on n'a détecté le cuivre que dans deux sites uniquement, il s'agit des sites OHG-9 et OHG-11 avec des concentrations de 27 et 28 ppm, respectivement. Ces valeurs sont nettement plus basses des normes admises. Tandis que pendant la période estivale, le cuivre a été trouvé exclusivement dans les sites OHG-4,5,10,23,40 avec des

concentrations nettement très élevées qui s'échelonnent entre 564 et 696 ppm et qui sont significativement supérieures aux limites autorisées (Figure 41). Une contamination très importante par le cuivre est donc enregistrée pendant cette période dans ces sites.

- **Le nickel :** Pendant les périodes automnale, hivernale et printanière, le nickel a été trouvé dans la plupart des sites des sols OHG. Les teneurs totales en nickel durant ces périodes varient entre 37 et 71 ppm en automne, entre 38 et 68 ppm en hiver et entre 39 et 81 ppm en printemps. Ces concentrations sont généralement inférieures ou bien légèrement dépassent les limites autorisées, mais ne présente pas de problème majeur. Alors que pendant l'été, le nickel n'a été trouvé que dans certains sites mais avec des concentrations très importantes par rapport aux ceux qui ont été enregistrées pendant les autres périodes. En effet, il a été détecté en été dans les sites OHG-4,5,10,23,40 avec des valeurs très élevées s'échelonnent entre 564 et 696 ppm qui sont évidemment hautement supérieures des normes admises (Figure 42). Donc, on constate que la contamination des ces sites par le nickel particulièrement en été est significative.
- **Le zinc :** A l'exception de la période estivale, où les concentrations de zinc sont totalement nulles ou bien inférieures de la limite de détection dans tous les sites, le zinc a été trouvé dans la plupart des sites OHG pendant le reste des saisons. Il a été effectivement détecté en automne, en hiver et en printemps avec des valeurs varient respectivement, entre 12 et 27 ppm, entre 13 et 33 ppm, et entre 12 et 43 ppm. Toutefois, ces valeurs sont généralement plus basses des normes autorisées (Figure 43), et par la suite elles ne présentent aucun danger. Donc, on conclue que ces sols ne sont pas contaminés par le zinc.

## 1.5 Discussion :

Les métaux lourds dans le sol sont présents sous différentes formes chimiques. D'ailleurs, leur présence est liée à différents paramètres du sol. Pour cette raison, les caractéristiques physico-chimiques susceptibles d'influer sur le comportement des polluants ont été abordées.

Les résultats ont révélé que les sols des trois axes d'étude (OTE, OHB, et OHG) sont caractérisés par une texture sableuse, un taux assez faible de la matière organique et qu'ils sont généralement peu calcaires. En outre, la mesure de la conductivité électrique a montré que les sols OHB sont tous non salés, alors que les sols OTE et OHG sont généralement peu salés, excepté les sites OHG-0 et OTE-15 où la salinité a été importante. Toutefois, d'après la

littérature, ces résultats n'ont pas une grande influence sur le comportement des métaux dans les sols ( Harter, 1988 ; Kouame et al., 2006).

D'ailleurs, selon les résultats obtenus aux cours des saisons, les pH des sols des trois axes d'étude (OTE, OHB, et OHG) sont tous alcalins. L'alcalinité est principalement liée à l'abondance des carbonates et/ou des silicates dans les sols.

D'après García et al (2004), les carbonates, surtout la calcite ( $\text{CaCO}_3$ ), assez solubles, et la présence de certains oxydes ( $\text{MgO}$ ,  $\text{CaO}$ ,  $\text{K}_2\text{O}$ , etc.), ont une influence majeure sur l'élévation du pH des sols. En effet, selon les résultats d'analyses minéralogiques, les sols étudiés sont riches en silicate. En outre, la forte teneur de l'oxyde de silicium dans ces sols qui atteint jusqu'à 89%, démontre une forte présence du sable dans les échantillons. Par ailleurs, la présence des oxydes de calcium ( $\text{CaO}$ ), de potassium ( $\text{K}_2\text{O}$ ) et de fer ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) confirme l'alcalinité de nos sols, puisque ces oxydes favorisent l'élévation du pH d'un milieu (García et al., 2004).

Plusieurs auteurs ont montré que le pH est un facteur qui contrôle la solubilité et/ou la rétention des métaux dans le sol (Basta et al., 1993 ; Jung et Thornton, 1996). Selon Plant et Ratswell (1983), plusieurs métaux sont relativement plus mobiles à pH acide et en conditions oxydantes alors qu'ils sont fortement retenus sous des conditions alcalines et réductrices.

Généralement, le pH acide entraîne la mise en solution des oxydes métalliques et des phases de rétention, la désorption des cations et l'adsorption des anions. Mais, comme le cas de nos sols, le pH alcalin constitue en sorte un avantage pour l'environnement puisque, l'augmentation de pH induit souvent la formation d'espèces précipitées qui peuvent limiter la solubilité et la biodisponibilité de toutes les espèces ioniques (Deneux-Mustin et al., 2003).

Les résultats des analyses des métaux lourds totaux enregistrés aux cours des différentes saisons au niveau des échantillons des sols ont révélé des teneurs élevées en Cadmium et Nickel dans les trois axes d'études, particulièrement pendant la période estivale. En effet, la concentration de Cd atteint jusqu'à 118 ppm dans le sol OHB, 89 ppm dans les sols OHG et 19 ppm dans les sols OTE. Egalement pour celle de Ni qui atteint dans certains sites notamment en été, jusqu'à 3 et 4 fois plus que la valeur de seuil limite, où nous avons enregistré jusqu'à 132 ppm dans les sols OHB, 200 ppm dans les sols OHG et 83 ppm dans les sols OTE. En outre, des teneurs très élevées en Cuivre ont été enregistrées exclusivement dans les sols OHG précisément pendant l'été, où elles ont atteint jusqu'à 696 ppm.

Autrement, nous n'avons enregistré que des teneurs assez faibles concernant les éléments métalliques, Pb, Cu, et Zn, qui ont été généralement en dessous et plus loin de normes admises. En effet, dans certains sites, elles ont été nulles ou bien inférieures de la limite de détection.

Alors, nous constatons généralement des contaminations significatives par le Cd et le Ni aux niveaux de ces sols et exclusivement par le Cu dans les sols OHG. D'une manière générale sur les différents sites étudiés, la séquence des teneurs en métaux lourds dans ces sols pendant les différentes saisons était comme suite :

- Pour les sols OTE :
  - En automne : [Ni] > [Zn] > [Cu] > [Cd] > [Pb].
  - En hiver : [Ni] > [Zn] > [Cd] > [Pb] > [Cu].
  - En printemps : [Zn] > [Ni] > [Cu] > [Pb] > [Cd].
  - En été : [Ni] > [Zn] > [Cd] > [Pb] > [Cu].
- Pour les sols OHB :
  - En automne : [Ni] > [Cu] > [Zn] > [Pb] > [Cd].
  - En hiver : [Ni] > [Zn] > [Cu] > [Cd] > [Pb].
  - En printemps : [Ni] > [Zn] > [Cu] > [Cd] > [Pb].
  - En été : [Cd] > [Ni] > [Cu] > [Zn] > [Pb].
- Pour les sols OHG :
  - En automne : [Ni] > [Cu] > [Zn] > [Cd] > [Pb].
  - En hiver : [Ni] > [Zn] > [Cu] > [Pb] > [Cd].
  - En printemps : [Ni] > [Pb] > [Zn] > [Cu] = [Cd].
  - En été : [Cu] > [Ni] > [Cd] > [Pb] > [Zn].

Le cadmium étant l'un des éléments métalliques les plus mobiles (Bodjona et al., 2012). Malgré des flux et des concentrations plutôt faibles, le cadmium (Cd) est en tête de la liste des métaux potentiellement toxiques (Baize. 2000b). Cependant, sa présence dans les sols étudiés n'était pas régulière tout au long des saisons, mais il a été considérablement trouvé en printemps et en été. Cette forte teneur en cadmium peut s'expliquer par l'alcalinité de ces sols d'une part et d'autre part par la présence de quelques oxydes métalliques. Le pH est considéré comme le facteur qui régit de façon importante la solubilité du cadmium dans les sol (Sauvé et al., 2000). En effet, Holm et al, 1996 ont montré que le cadmium forme des minéraux comme l'otavite ( $\text{CdCO}_3$ ), le CdO et le  $\text{Cd}(\text{OH})_2$ , quand les valeurs de pH sont supérieures à 7. En outre, les oxydes de fer et de manganèse dans la majorité des sols, représentent une phase de rétention privilégiée pour de nombreux cations métalliques comme le Cd (Sappin-Didier, 1995).



En raison de la texture sableuse qui caractérise nos sols, les concentrations élevées en cadmium détectées sont probablement dues aux dépôts par les vents qui peuvent transporter les molécules du sable pour des longues distances, particulièrement ceux qui sont provenant des zones agricoles. En effet, l'usage massif des engrais chimiques favorise l'accroissement de la teneur en cadmium dans les sols (Gomez et Desenfants, 1989). Toutefois, d'autres sources liées au trafic routier sont aussi considérées comme des apports non négligeables de cadmium. Selon Pagotto (1999), le trafic routier est une source possible de métaux traces, en particulier de cadmium, chrome, plomb et zinc.

Malgré que le Nickel est considéré comme un élément très peu retenu par le sol, et migre souvent vers les profondeurs (Elass et al., 2003). Toutefois, nous l'avons trouvé en concentrations très élevées dans plusieurs sites des sols étudiés et pendant les différentes saisons. Ces fortes teneurs seraient dues du fait que l'absorption de Ni dépend des formes sous lesquelles il existe dans le sol. Le pH alcalin des ces sols diminue la solubilité de nickel, puisqu'il est très certainement le facteur d'influence le plus important (Anderson et Christensen, 1988). En effet, A  $\text{pH} \geq 7$  une grande partie peut être complexée, essentiellement avec  $\text{OH}^-$ , formant ainsi des précipités ( $\text{Ni}(\text{OH})_2$ ). Selon (Tinker, 1986 cité dans L'Huillier, 1994), la réaction de Ni avec les surfaces du sol, principalement avec les groupements  $-\text{OH}$ , se fait de la manière suivante :



Une augmentation du nombre de protons déplace donc la réaction vers la gauche.

En outre, l'effet du vent est très probable du fait qu'il peut mener des particules des sols portants des polluants, tel que le Nickel venants d'autres sources (Zones industrielles, Centres d'enfouissement, etc.). D'ailleurs, l'érosion éolienne est considéré la source naturelle de Ni (20 000 t/an), avec une teneur moyenne de 40 mg de Ni par kg de sol (Alloway, 1990).

D'après Hussain et al (2013), le nickel est le 22<sup>ème</sup> élément le plus abondant de la croûte terrestre et se trouve dans les sols naturels en concentrations traces. On peut donc conclure que la pollution des sols étudiés par cet élément est certainement anthropique. En effet, la région d'étude a été extrêmement contaminée pendant de nombreuses années en raison de la pollution anthropique et l'élimination effrénée de déchets dangereux provenant des installations industrielles et les raffineries de pétrole. Le nickel de source anthropique se trouve dans divers composés. La forme prédominante du nickel dans les raffineries est l'oxyde de nickel vert, qui est relativement inerte; tandis que les oxydes de nickel noirs ont une activité chimique plus importante. D'ailleurs, à l'échelle mondiale, les plus importants rejets

anthropiques proviennent de la combustion des combustibles fossiles (surtout du charbon et du pétrole) et de l'exploitation et de la fusion du nickel (McGrath 1995).

Le plomb étant le plus répandu des éléments lourds naturels. D'ailleurs, il est toxique et est l'un des éléments métalliques les moins mobiles du sol (Bodjona et al., 2012). Cependant, il a été trouvé avec des concentrations variant de faibles (les sols OTE et OHB) à assez élevées (les sols OHG), mais elles sont toutes inférieures au seuil de la norme admise. Ces teneurs seraient dues d'une part à un pH alcalin pouvant favoriser la rétention des métaux ; car un pH élevé induit souvent la formation d'espèces précipitées qui peuvent limiter la solubilité et la biodisponibilité de toutes les espèces ioniques (Deneux-Mustin et al., 2003). D'autre part, du fait que la fraction sableuse qui constitue en grande partie de quartz, peut être considérée comme un diluant des phases porteuses car elle contient très peu d'éléments traces (Hardy et Cornu, 2006 cité dans Krika, 2014). Par ailleurs, les matériaux et les horizons très sableux sont naturellement les plus pauvres en plomb (Baize, 1997).

Outre les quantités des retombées atmosphériques issues de certaines sources (Industrielles, agricoles, etc.) ou celles qui peuvent être transportées par l'effet des vents, les quantités les plus importantes du plomb restent essentiellement liées au trafic routier. En effet, la quantité appréciable de plomb dans l'environnement provient des gaz d'échappement des moteurs à essence (Cardinal, 1990). De plus, Viard et al., (2004) ont rapporté que 95 % du plomb susceptible de contaminer l'environnement provient du trafic routier par l'utilisation de composés organométalliques comme antidétonants dans les moteurs à explosion.

Il faut signaler que malgré la fréquence considérable de la circulation routière enregistrée au niveau des axes routiers objet d'étude où des teneurs importantes de plomb normalement ont été prévu de fait que l'essence plombée est encore utilisée en Algérie, mais les résultats ont été contrairement à ce qui était attendu. Ça pourrait s'expliquer à la réactivité et à la conscience d'utilisation de l'essence sans plomb pendant ces dernières années.

D'après Ellass et al. (2003), le cuivre migre peu dans le sol, sauf dans les conditions de mauvais drainage ou en milieu très acide. Cependant, il a été trouvé avec des concentrations assez faibles dans les sols de trois axes et pendant les différentes saisons, excepté en été dans les sols OHG où ses teneurs étaient très importantes et dépassent le seuil limité. En ce qui concerne les teneurs élevées enregistrées dans ces derniers, c'est tout comme pour le cas des autres métaux, le pH basique entraîne une réduction de la mobilité du cuivre vers les profondeurs (Maiz et al., 2000 ; Citeau, 2004). Cependant néanmoins, Tran et al, (1995) cité dans Estevez

(2006), ont déclaré que dans certaines conditions, les sols sableux avec un pH élevé conduisent à une carence en cuivre. Les effets du pH et de la texture ont été également confirmés dans des études antérieures (Bravin et al., 2009; Wu et al., 1999 cité dans Ballabio et al., 2018). Outre les sources géologiques et la pollution industrielle, d'autres sources anthropiques, liées à l'activité agricole, peuvent augmenter les niveaux de cuivre dans les sols (Ballabio et al., 2018). Par ailleurs, et comme les autres métaux, la distribution du cuivre dans le sol est influencée par des facteurs climatiques, géologiques et pédologiques. Ce qui explique l'hétérogénéité de teneur en cuivre qui peut être relié à la dispersion due aux vents.

Dans le sol, la concentration en cuivre dépend des interactions complexes entre le matériau d'origine, les propriétés physico-chimiques du sol et les éventuels apports exogènes de l'agriculture ou de l'industrie. D'après Feix et Wiart (1998), les principales sources anthropiques du cuivre sont les déchets agricoles (55%) suivies par les déchets urbains (28%) et les retombées atmosphériques (16%). En outre, les concentrations de cuivre, supérieures aux valeurs de fond naturelles, sont également attribuées à des pratiques anthropiques telles que l'utilisation de fongicides au cuivre, l'épandage de boues et les activités industrielles (extraction et raffinage) (Oorts, 2013 cité dans Ballabio et al., 2018).

Parmi les métaux lourds étudiés, le zinc a été le plus répandu mais avec des faibles concentrations. De la même manière que dans le cas du cuivre, un des facteurs influençant le plus le comportement du zinc dans les sols est le pH. Selon Hlavackova, (2005), le zinc à pH basique peut précipiter comme hydrozincite ( $Zn_5(OH)_6(CO_3)_2$ ) ou comme  $Zn(OH)_2$ . Toutefois, comparativement aux autres éléments traces dans les sols, le zinc est considéré comme facilement soluble et peut s'avérer très mobile et disponible dans les sols légèrement acides mais sa migration en profondeur serait néanmoins limitée (Baize, 1997). D'ailleurs, la forme la plus courante et la plus mobile du zinc dans les sols est  $Zn^{2+}$  qui est facilement adsorbé sur les composants minéraux (argiles, hydroxydes de fer et d'aluminium) et organiques, ce qui conduit à une accumulation dans les horizons superficiels (Perrono, 1999).

Comme le cuivre, le zinc fait partie des éléments essentiels pour l'homme, les animaux et les plantes. Il est contenu dans certaines enzymes et il est indispensable pour beaucoup de processus biologiques et biochimiques. Mais avec l'augmentation de sa concentration il devient toxique.

D'après Malayeri, 1995, le zinc est considéré l'élément le plus abondant après le fer. Cela est lié à son utilisation compte tenu de son importance dans le monde. Les principaux apports de zinc anthropiques sont les déchets agricoles qui représentent 61% de la pollution totale suivis

par les déchets urbains (20%) et les retombées atmosphériques (18%) (Feix et Wiart, 1998). Les concentrations détectées dans les sols étudiés aux cours des saisons, pourraient liées principalement par le trafic routier où provient principalement de l'usure des pneus de voitures et la corrosion des pièces de véhicules galvanisés. Cependant que les niveaux de Zn dans la poussière de la route ont été touchés non seulement par l'origine des émissions des véhicules, mais aussi de polluants industriels (Avino et al., 2008 cité dans Benhaddya, 2014).

D'ailleurs, on peut déduire de tous ces résultats que des variations saisonnières sont significativement observées dans les concentrations des métaux aux niveaux des sols étudiés. Cette forte hétérogénéité entre les saisons est majoritairement attribuée à l'effet des vents dont l'influence sur la distribution spatiale des polluants est très connue dans la littérature. Les métaux lourds peuvent se retrouver dispersés dans les aires sous forme d'aérosols à plusieurs kilomètres des sources d'origine. Selon plusieurs auteurs, cette contamination diffuse rend le phénomène encore plus dévastateur et difficile à contrôler (Bell et al., 2001 ; Schwartz et al., 2001 ; Passariello et al., 2002). Outre l'apport naturelle, les teneurs élevées des éléments métalliques, Ni, Cd et Cu dans les trois axes de prélèvement, loin de la source de contamination sont en relation avec les concentrations ajoutées au sols par les dépôt atmosphériques, car les métaux lourds comme le plomb, le cadmium, le zinc, le cuivre et le nickel se trouvent soit sous la forme gazeuse (métaux volatils) ou sous forme de composés métalliques solides (Kadem, 2005). En effet, les sables fins et leur poussière sont facilement transportés, parfois sur des milliers de kilomètres de distance (Swap et al., 1992). Alors, Une telle différence peut être attribuée d'une part à la texture sableuse des sols de la zone d'étude (dépôts récents).

Le vent est un facteur météorologique important qui intervient dans l'étude générale de la pollution, il contribue dans la circulation des polluants ainsi que leur balayage. La vitesse du vent intervient dans le temps de transport des polluants entre la source et les récepteurs. Elle varie en fonction de l'altitude du fait du freinage de l'air par le sol. Elle joue donc, un rôle dans la dispersion des polluants. Plus le vent sera fort, plus les polluants seront dispersés (Venetsanos, 2002). La connaissance de la direction du vent est également très importante pour l'estimation de l'impact d'une source sur des récepteurs sensibles. Selon Avila et al (1993) et Hanna (1985) cité dans Benahmed (2017), lors des estimations à partir de modèles de diffusion, un simple écart angulaire de  $10^\circ$  (la précision d'une mesure courante) peut faire la différence entre une concentration élevée et une valeur presque nulle.

D'après Serpaud et al (1994), la température n'a qu'un effet direct négligeable sur la mobilité des métaux. Cependant les résultats révèlent que dans tous les sols étudiés, les concentrations les

plus élevées ont été détectées pendant l'été qui représente la période la plus chaude de l'année dans la région. En effet, le prélèvement qui concerne cette saison a été effectué pendant une période de calme et donc l'accumulation des polluants, précisément la fin d'Août en coïncidence avec la fin de la période estivale. En été, la région est caractérisée par l'érosion éolienne et balayée par des vents très violents qui renforcent la sécheresse des sols et provoquent des nuages de poussières qui peuvent durer plusieurs jours. L'envol de particules fines du sable peut transporter des suspensions et des poussières volantes riches en métaux lourds la plus longue distance dans les directions des vents dominants.

## **I.6 Evaluation de l'intensité de contamination des sols :**

La connaissance des teneurs totales en métaux lourds est nécessaire, mais elle n'est cependant pas suffisante pour évaluer les risques environnementaux qui en découlent. En effet, des critères universels sont mis en œuvre pour évaluer ces risques.

Toutefois, la prise de décision pour déterminer qu'un sol est contaminé par les éléments traces métalliques (ETM) peut nécessiter la connaissance du fond pédogéochimique local (Baize et al., 2002, Baize et Sterckeman, 2004 cité dans Villanneau et al., 2008). Cette connaissance permet de déterminer le degré de contamination susceptible d'être attribué à des activités anthropiques par comparaison à la valeur de ce fond pédogéochimique.

En effet, trois critères ont été retenus pour évaluer l'intensité de la contamination des sols étudiés par les métaux lourds, à savoir : le facteur d'enrichissement (FE), l'index de géo-accumulation (I<sub>géo</sub>) et l'indice de pollution (IP). Leur principe est fondé sur la comparaison des valeurs mesurées par rapport aux valeurs de fond pédogéochimique.

Il faut signaler qu'en raison de faute de données sur le fond géochimique des sols Algériens, les valeurs de références citées dans la bibliographie ont été retenues dans notre étude, telles que les teneurs en éléments dans la croûte terrestre (Tableau 4).

### **I.6.1 Facteur d'enrichissement (FE) :**

Le facteur d'enrichissement fournit le nombre de fois qu'un élément est enrichi par rapport à l'abondance de cet élément dans le matériau de référence. Le matériau de référence utilisé dans cette étude est celui défini par Wedepohl (Tableau 4), et reconnu mondialement comme concentration de référence dans les zones non polluées. Le calcul du FE a été défini en

rapportant la teneur d'un élément contaminant de l'échantillon à la concentration d'un élément réputé relativement immobile de cet échantillon (élément normalisant), comparé avec le même rapport trouvé dans le matériau de référence. En effet, plusieurs éléments sont classiquement utilisés pour la normalisation, et il apparaît que leur sélection doit être adaptée non seulement au métal étudié, mais aussi au type d'échantillon à traiter. Dans la littérature, les éléments majeurs (Al, Fe) sont souvent utilisés comme normalisant du fait de leur forte affinité pour les métaux lourds (Sutherland, 2000; Remy et al., 2003; Lu et al., 2005; Sterckeman et al., 2006; Panichayapichet et al., 2007; Yay et al., 2008 cité dans Benhaddya, 2014).

Dans cette étude, le fer (Fe) a été choisi comme élément immobile de référence pour réaliser ce calcul. Ce choix repose sur le fait que le fer est naturellement présent dans les sols de la zone d'étude. En plus, il fait partie des matériaux de référence largement utilisés dans la littérature (Liu et al., 2005 ; Fang et al., 2006 cité dans Ekengele et al., 2016).

L'équation suivante a été utilisée pour le calcul du FE :

$$FE = [C_M/C_{Fe}]_{éch} / [C_M/C_{Fe}]_{MR}$$

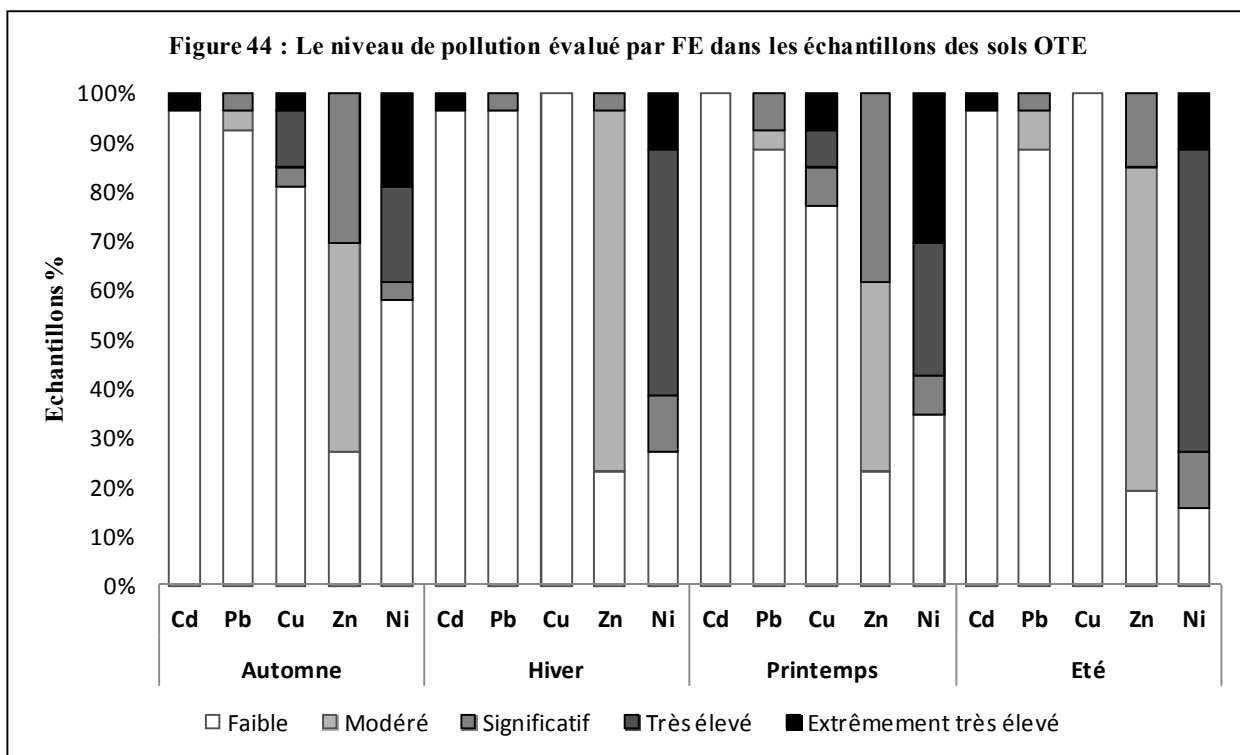
Avec FE : Facteur d'enrichissement ;  $[C_M/C_{Fe}]_{éch}$  : le rapport de concentration du métal ( $C_M$ ) par rapport de concentration du fer ( $C_{Fe}$ ) dans l'échantillon du sol ;  $[C_M/C_{Fe}]_{MR}$  : le rapport de concentration du métal ( $C_M$ ) par rapport de concentration du fer ( $C_{Fe}$ ) dans les matériaux de référence (MR).

Les valeurs du FE sont interprétées en fonction du niveau de contamination de Sutherland (2000) cité dans (Abdullah Al Zabir et al., 2016 ; Benhaddya et Hadjel, 2013). Il a distingué 5 classements :  $FE < 2$  montre une carence à un faible enrichissement;  $2 < FE < 5$  enrichissement modéré ;  $5 < FE < 20$  enrichissement significatif,  $20 < FE < 40$  enrichissement très élevé ; et  $FE > 40$  montre un enrichissement extrêmement très élevé.

Alors, le facteur d'enrichissement est un outil qui permet de voir si les concentrations des métaux lourds obtenues dans les sols sont d'origine anthropique ou naturelle. Les résultats du facteur d'enrichissement des sols étudiés sont présentés dans les tableaux (21,22 et 23) et illustrés dans les figures (44, 45 et 46).

**Tableau 21** : Facteur d'enrichissement (FE) dans les échantillons des sols OTE pendant les différentes saisons.

		Valeurs FE			Nombre d'échantillons (Niveau de contamination)				
		Min	Max	Moy	Faible	Modéré	Significative	Très élevé	Extrêmement très élevé
Automne	Cd	0,00	2123,50	81,67	25	0	0	0	1
	Pb	0,00	9,38	0,49	24	1	1	0	0
	Cu	0,00	49,50	5,94	21	0	1	3	1
	Zn	0,00	12,89	4,00	7	11	8	0	0
	Ni	0,00	76,83	16,67	15	0	1	5	5
Hiver	Cd	0,00	1493,60	57,45	25	0	0	0	1
	Pb	0,00	5,07	0,19	25	0	1	0	0
	Cu	0,00	0,00	0,00	26	0	0	0	0
	Zn	0,00	8,30	2,62	6	19	1	0	0
	Ni	0,00	51,94	21,15	7	0	3	13	3
Printemps	Cd	0,00	0,00	0,00	26	0	0	0	0
	Pb	0,00	8,73	0,71	23	1	2	0	0
	Cu	0,00	54,87	7,40	20	0	2	2	2
	Zn	0,00	19,53	5,11	6	10	10	0	0
	Ni	0,00	81,75	25,65	9	0	2	7	8
Été	Cd	0,00	3275,75	125,99	25	0	0	0	1
	Pb	0,00	5,50	0,55	23	2	1	0	0
	Cu	0,00	0,00	0,00	26	0	0	0	0
	Zn	0,00	8,69	3,10	5	17	4	0	0
	Ni	0,00	62,78	25,27	4	0	3	16	3



Ces résultats révèlent que :

➤ **Pour les sols OTE :**

La valeur de FE de Cd varie de 0 à 3275.75 avec une valeur moyenne de 81.67 en automne, 57.45 en hiver, 125.99 en été et nulle en printemps. L'enrichissement en Cd a été faible dans tous les échantillons des sols pendant toutes les saisons, excepté un seul échantillon pendant chacun d'automne, hiver et été qui ont été extrêmement enrichis en Cd.

La valeur de FE de Pb variait de 0 à 9.38 avec des moyennes de 0.49, 0.19, 0.71 et 0.55 respectivement pendant automne, hiver, printemps et été. L'enrichissement par Pb a été faible dans 92.31% et 96.15% des échantillons respectivement pendant automne et hiver, et dans 88.46% des échantillons pendant chacun de printemps et été. En effet, Il n'a été que modéré dans un seul échantillon pendant chacun d'automne, printemps et été et significatif dans 2 échantillons en printemps et dans un échantillon pendant chacun d'automne, hiver et été.

La valeur de FE de Cu varie entre 0 à 54.87 avec une moyenne de 5.94 en automne, 7.40 en printemps et nulle en hiver et en été. L'enrichissement a été faible dans 80.77% et 76.92% des échantillons des sols respectivement en automne et printemps, et dans tous les échantillons (100%) pendant hiver et été. Cependant l'enrichissement dans plus de 19% et 23% des échantillons, respectivement en automne et printemps ont été entre significatif, très élevé et extrêmement très élevé.

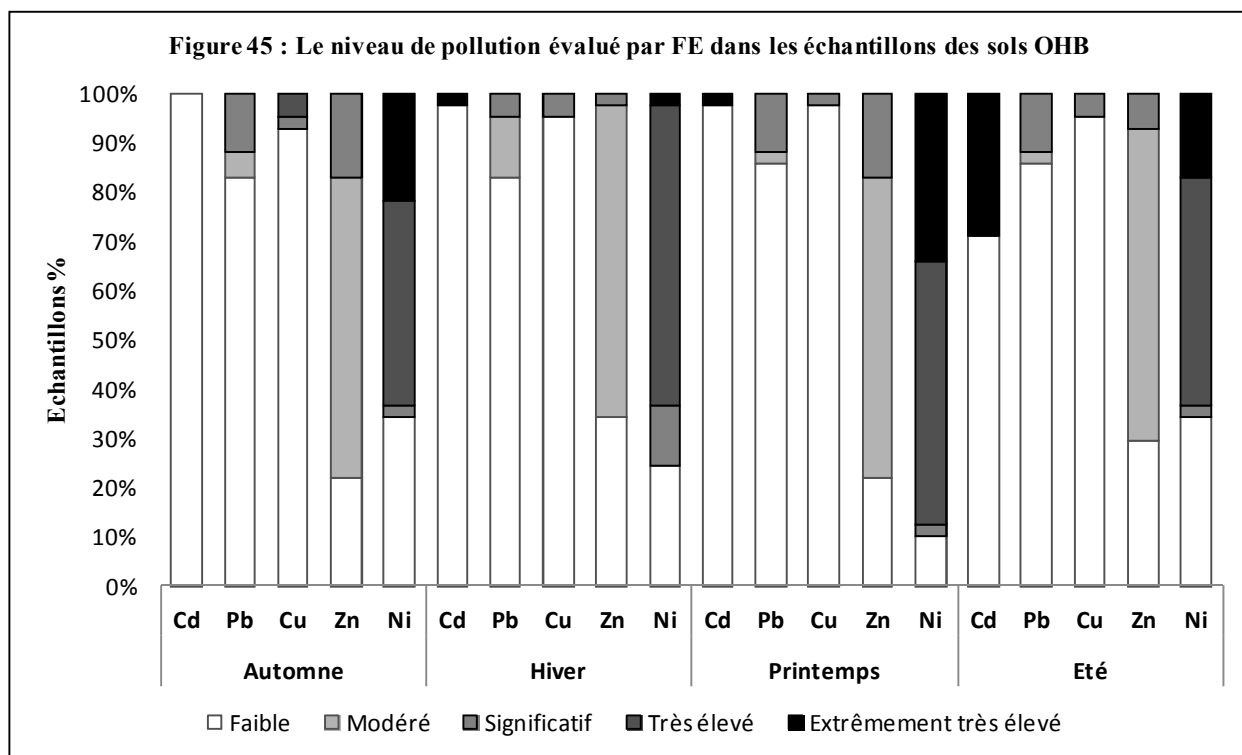
La valeur de FE de Zn s'échelonne entre 0 et 19.53 avec une moyenne de 4 en automne, 2.62 en hiver, 5.11 en printemps et 3.10 en été. Plus de 73%, 76%, 77%, et 80% des échantillons pendant automne, hiver, printemps et été, respectivement ont été entre modérément et significativement enrichis en zinc ce qui traduit la forte charge anthropique de zinc dans la zone d'étude.

En ce qui concerne la valeur de FE de Ni, elle variait de 0 à 81.75 avec des moyennes de 16.67, 21.15, 25.65 et 25.27 pendant automne, hiver, printemps, et été, respectivement. L'enrichissement a été faible dans 57.69%, 26.92%, 34.62% et 15.38% des échantillons respectivement, durant automne, hiver, printemps et été. Cependant il a été entre significatif, très élevé et extrêmement très élevé dans plus de 42%, 73%, 65% et 84% des échantillons en automne, hiver, printemps et été, respectivement (Figure 44). Ces résultats indiquant donc, l'apport anthropique important en Ni dans les sols de la zone d'étude.



**Tableau 22** : Facteur d'enrichissement (FE) dans les échantillons des sols OHB pendant les différentes saisons.

		Valeurs FE			Nombre d'échantillons (Niveau de contamination)				
		Min	Max	Moy	Faible	Modéré	Significative	Très élevé	Extrêmement très élevé
Automne	Cd	0,00	0,00	0,00	41	0	0	0	0
	Pb	0,00	8,47	1,09	34	2	5	0	0
	Cu	0,00	35,47	1,82	38	0	1	2	0
	Zn	0,00	9,19	3,41	9	25	7	0	0
	Ni	0,00	93,15	25,99	14	0	1	17	9
Hiver	Cd	0,00	2075,29	50,62	40	0	0	0	1
	Pb	0,00	6,20	0,76	34	5	2	0	0
	Cu	0,00	15,71	0,75	39	0	2	0	0
	Zn	0,00	5,71	2,27	14	26	1	0	0
	Ni	0,00	47,07	19,87	10	0	5	25	1
Printemps	Cd	0,00	1528,53	37,28	40	0	0	0	1
	Pb	0,00	7,79	0,92	35	1	5	0	0
	Cu	0,00	17,94	0,44	40	0	1	0	0
	Zn	0,00	8,73	3,30	9	25	7	0	0
	Ni	0,00	58,14	34,79	4	0	1	22	14
Été	Cd	0,00	11345,66	2679,41	29	0	0	0	12
	Pb	0,00	7,04	0,88	35	1	5	0	0
	Cu	0,00	18,92	0,85	39	0	2	0	0
	Zn	0,00	9,27	2,80	12	26	3	0	0
	Ni	0,00	75,27	23,33	14	0	1	19	7



➤ **Pour les sols OHB :**

La valeur de FE de Cd s'échelonne entre 0 et 11345.66, avec une moyenne de 50.62 en hiver, 37.28 en printemps, 2679.41 en été et nulle en automne. Malgré que 29.27% des échantillons des sols soient extrêmement enrichis en Cd pendant été, l'enrichissement a été faible dans tous les échantillons des sols (100%) en automne, et dans 97.56% pendant chacun d'hiver et printemps et dans 70.73% des échantillons en été.

La valeur de FE de Pb varie de 0 à 8.47 avec des moyennes de 1.09, 0.76, 0.92 et 0.88 respectivement, pendant automne, hiver, printemps et été. L'enrichissement a été faible dans 82.93% des échantillons en chacun d'automne et hiver, et dans 85.37% pendant chacun de printemps et été. Toutefois, environ 17% des échantillons pendant chacun d'automne et hiver, et 14.6% pendant chacun de printemps et été ont été entre modérément et significativement enrichis en Pb.

Concernant le Cu, la valeur de FE variait de 0 à 35.47 avec une moyenne de 1.82 en automne, 0.75 en hiver, 0.44 en printemps et 0.85 en été. La majorité des échantillons pendant les différentes saisons n'a pas été enrichie en Cu. En effet, l'enrichissement a été faible dans 92% des échantillons en automne, 97.56% en printemps et dans 95.12% des échantillons pendant chacun d'hiver et été.

La valeur de FE de Zn varie de 0 à 9.27 avec des moyennes de 3.41, 2.27, 3.30 et 2.80 pendant automne, hiver, printemps et été, respectivement. L'enrichissement dans la plupart des échantillons durant les différentes saisons a été considérable. Il a été entre modérément et significatif dans 78% des échantillons durant chacun d'automne et printemps, dans 65% pendant hiver et dans 70% en été. Alors, on constate que l'apport anthropique dans la pollution de ces sols par le Zn est très important.

La valeur de FE de Ni s'échelonne entre 0 et 93.15 avec une moyenne de 25.99, 19.87, 34.79 et 23.33 pendant automne, hiver, printemps et été respectivement. Une forte charge anthropique de Ni a été détecté dans ces sols. En effet, l'enrichissement a été entre significatif, très élevé et extrêmement élevé dans plus de 65% des échantillons pendant chacun d'automne et été, et dans 75% et 90% des échantillons des sols pendant hiver et printemps, respectivement (Figure 45).

➤ **Pour les sols OHG :**

La valeur de FE de Cd varie de 0 et 9479.20 avec une moyenne de 134.91, 381.14 et 693.27 respectivement en automne, printemps et été ; alors elle est nulle en hiver. L'enrichissement a été faible dans tous les échantillons des sols en hiver et dans 96.08%,

86.27% et 90.20% des échantillons pendant automne, printemps et été, respectivement (Figure 46). Toutefois, il a été extrêmement très élevé dans 2 échantillons en automne (3.92%), dans 7 échantillons en printemps (13.73%), et dans 5 échantillons pendant été (9.80%).

Concernant le Pb, la valeur de FE dans ces sols s'échelonnait entre 0 et 45.61 avec une moyenne de 0.14, 0.12, 0.82 et 3.20 pendant automne, hiver, printemps et été, respectivement. La plupart des échantillons n'ont pas enrichis en Pb. En effet, l'enrichissement a été faible dans 98.04% des échantillons pendant chacun d'automne et hiver, dans 94.12% en printemps et dans 86.27% des échantillons des sols en été. Cependant, durant été l'enrichissement dans l'environ de 13% des échantillons a été entre significatif, très élevé et extrêmement élevé, et en printemps entre significatif et très élevé dans 5% des échantillons des sols.

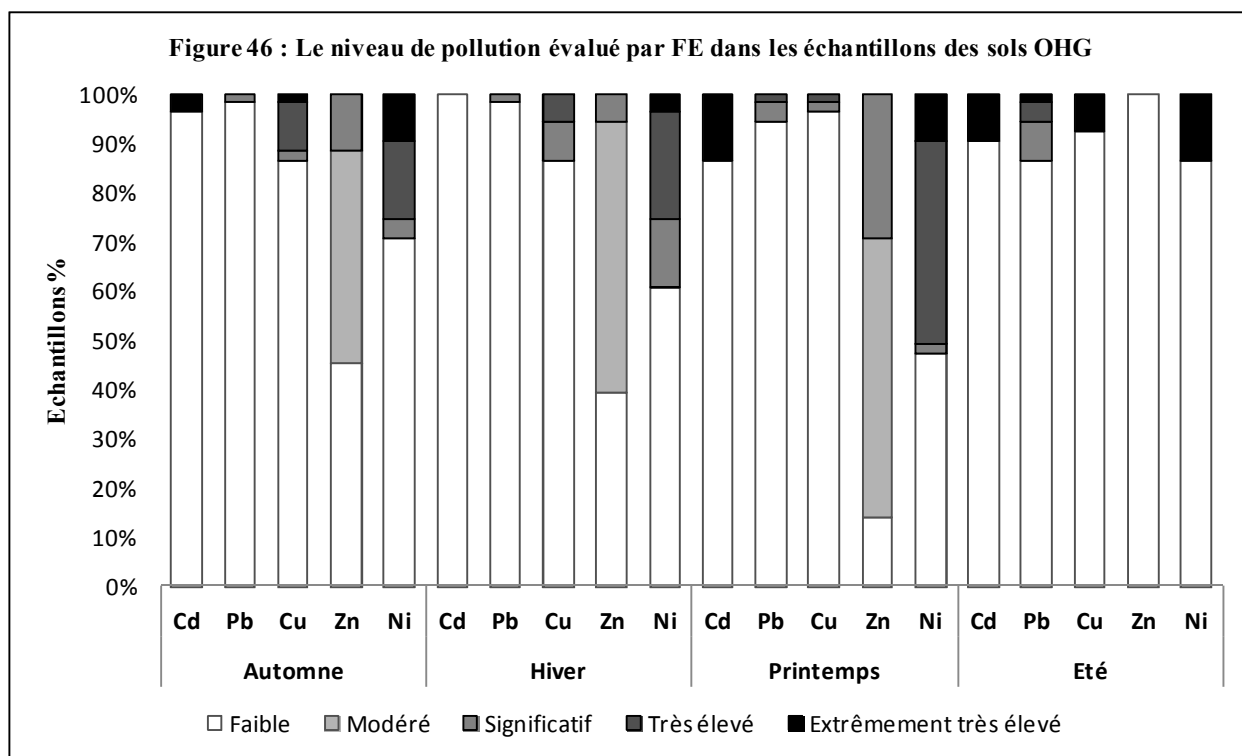
La valeur de FE de Cu dans ces sols varie de 0 à 571.12 avec une moyenne de 4.07, 3.02, a 0.80 et 33.68 et ceci respectivement pendant automne, hiver, printemps et été. Malgré que l'enrichissement a été entre significatif, très élevé et extrêmement très élevé dans l'environ de 13.5% des échantillons des sols pendant chacun d'automne et printemps, et dans 7.84% des échantillons pendant été ; le reste des échantillons n'a pas été enrichi en Cu. Le calcul de FE a montré que l'enrichissement a été effectivement faible dans 98% des échantillons des sols pendant chacun d'automne et hiver, dans 94% en printemps et dans 86.27% des échantillons en été.

La valeur de FE de Zn variait de 0 à 12.99 avec une moyenne de 2.52, 2.46 et 4.20 respectivement en automne, hiver et printemps et nulle pendant été. A l'exception pendant été où l'enrichissement a été absolument faible dans tous les échantillons des sols, plus de 55%, 61%, et de 86% des échantillons pendant automne, printemps et été, respectivement ont été entre modérément à significativement enrichis en Zn ce qui traduit l'influence de la charge anthropique de cet élément dans ces sols.

La valeur de FE de Ni s'échelonne entre 0 et 144.42 avec une moyenne de 10.05 en automne, 9.89 en hiver, 18.60 en printemps et 13.76 en été. L'enrichissement a été faible dans 70.59%, 60.78%, 47.06% et dans 86.27% des échantillons des sols pendant automne, hiver, printemps et été respectivement. Cependant néanmoins, l'enrichissement a été entre significatif, très élevé et extrêmement très élevé dans plus de 29%, 39%, et de 52% des échantillons des sols respectivement pendant automne, hiver et printemps et ainsi extrêmement très élevé dans 13.73% des échantillons pendant été.

**Tableau 23** : Facteur d'enrichissement (FE) dans les échantillons des sols OHG pendant les différentes saisons.

		Valeurs FE			Nombre d'échantillons (Niveau de contamination)				
		Min	Max	Moy	Faible	Modéré	Significative	Très élevé	Extrêmement très élevé
Automne	Cd	0,00	4067,53	134,91	49	0	0	0	2
	Pb	0,00	6,89	0,14	50	0	1	0	0
	Cu	0,00	44,24	4,07	44	0	1	5	1
	Zn	0,00	10,84	2,52	23	22	6	0	0
	Ni	0,00	71,35	10,05	36	0	2	8	5
Hiver	Cd	0,00	0,00	0,00	51	0	0	0	0
	Pb	0,00	6,28	0,12	50	0	1	0	0
	Cu	0,00	35,43	3,02	44	0	4	3	0
	Zn	0,00	12,84	2,46	20	28	3	0	0
	Ni	0,00	45,27	9,89	31	0	7	11	2
Printemps	Cd	0,00	4059,18	381,14	44	0	0	0	7
	Pb	0,00	29,59	0,82	48	0	2	1	0
	Cu	0,00	26,31	0,80	49	0	1	1	0
	Zn	0,00	12,99	4,20	7	29	15	0	0
	Ni	0,00	68,76	18,60	24	0	1	21	5
Été	Cd	0,00	9479,20	693,27	46	0	0	0	5
	Pb	0,00	45,61	3,20	44	0	4	2	1
	Cu	0,00	571,12	33,68	47	0	0	0	4
	Zn	0,00	0,00	0,00	51	0	0	0	0
	Ni	0,00	144,42	13,76	44	0	0	0	7



### I.6.2 Index de géo-accumulation (I<sub>géo</sub>) :

L'index de géo-accumulation est considéré comme un autre critère pour évaluer l'intensité de la pollution métallique (Müller, 1969). Cet index de caractère empirique compare une concentration donnée versus une valeur considérée comme fond géochimique (Oumar et al., 2014 in Ekengele et al., 2016).

Il est calculé en appliquant l'équation suivante :

$$I_{géo} = \log_2 (C_n/1,5B_n)$$

Où I<sub>géo</sub> = Index de géo-accumulation; log<sub>2</sub> = logarithme de base 2; n = élément considéré; C<sub>n</sub> = concentration du métal (n) mesurée dans l'échantillon du sol; B<sub>n</sub> = la concentration dans le fond géochimique; 1,5 = facteur d'exagération du fond géochimique, dont la fonction est de prendre en compte les fluctuations naturelles du fond géochimique.

Pour estimer le niveau de contamination en fonction de l'index de géo-accumulation, nous avons utilisé l'échelle de Müller (1969) comme référence. En effet, il a défini une échelle de valeurs à six classes en fonction de l'intensité de la pollution (Tableau 24).

**Tableau 24** : Classement de l'intensité de la contamination en fonction de l'index de géo-accumulation.

Valeur d'I <sub>géo</sub>	Classe d'I <sub>géo</sub>	Intensité de la pollution
> 5	6	contamination extrême
4 - 5	5	Forte à extrême contamination
3 - 4	4	forte contamination
2 - 3	3	contamination modérée à forte
1 - 2	2	contamination modérée
0 - 1	1	sans à légère contamination
< 0	0	sans contamination

Les résultats de l'I<sub>géo</sub> sont présentés dans les tableaux (25,26 et 27) et illustrés également sous formes d'histogrammes dans les figures (47,48 et 49).

Tableau 25 : Valeurs d'Igéo dans les échantillons des sols OTE pendant les différentes saisons.

		Valeurs Igéo			Nombre d'échantillons (Niveau de contamination)						
		Min	Max	Moy	Sans	Sans à Légère	Modérée	Modérée à Forte	Forte	Forte à extrême	Extrême
Automne	Cd	0,00	6,91	0,27	25	0	0	0	0	0	1
	Pb	-1,21	0,00	-0,09	26	0	0	0	0	0	0
	Cu	0,00	0,85	0,10	21	5	0	0	0	0	0
	Zn	-2,63	0,00	-1,53	26	0	0	0	0	0	0
	Ni	0,00	1,44	0,37	15	8	3	0	0	0	0
Hiver	Cd	0,00	6,99	0,27	25	0	0	0	0	0	1
	Pb	-1,03	0,00	-0,04	26	0	0	0	0	0	0
	Cu	0,00	0,00	0,00	26	0	0	0	0	0	0
	Zn	-2,62	0,00	-1,59	26	0	0	0	0	0	0
	Ni	0,00	1,53	0,68	7	10	9	0	0	0	0
Printemps	Cd	0,00	0,00	0,00	26	0	0	0	0	0	0
	Pb	-1,48	0,00	-0,15	26	0	0	0	0	0	0
	Cu	0,00	1,07	0,11	20	5	1	0	0	0	0
	Zn	-2,61	0,00	-1,37	26	0	0	0	0	0	0
	Ni	0,00	1,30	0,61	9	11	6	0	0	0	0
Eté	Cd	0,00	6,84	0,26	25	0	0	0	0	0	1
	Pb	-1,54	0,00	-0,15	26	0	0	0	0	0	0
	Cu	0,00	0,00	0,00	26	0	0	0	0	0	0
	Zn	-2,35	0,00	-1,72	26	0	0	0	0	0	0
	Ni	0,00	1,56	0,80	4	13	9	0	0	0	0

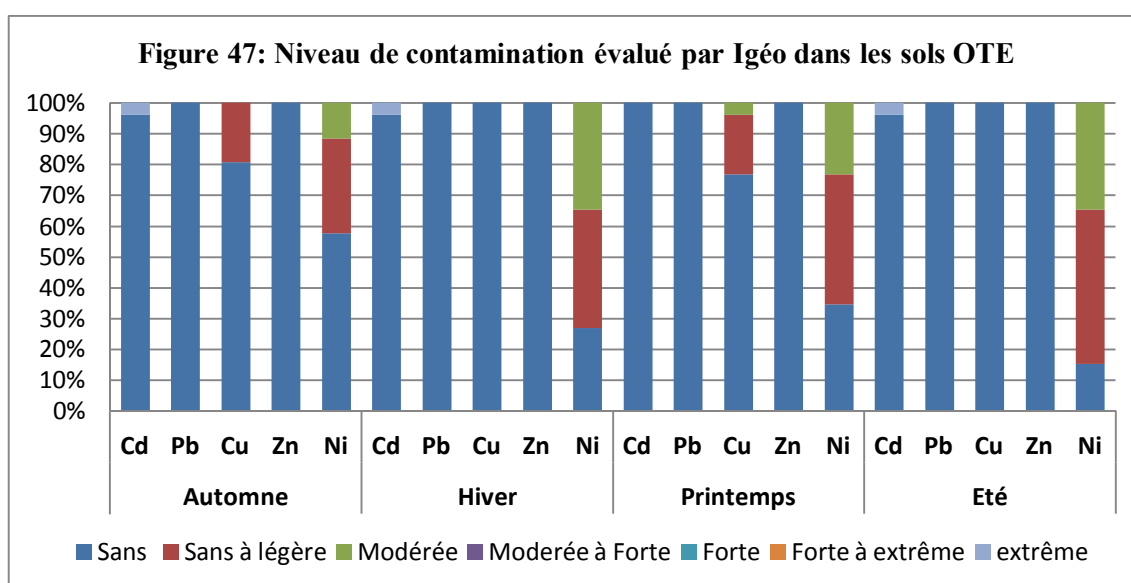


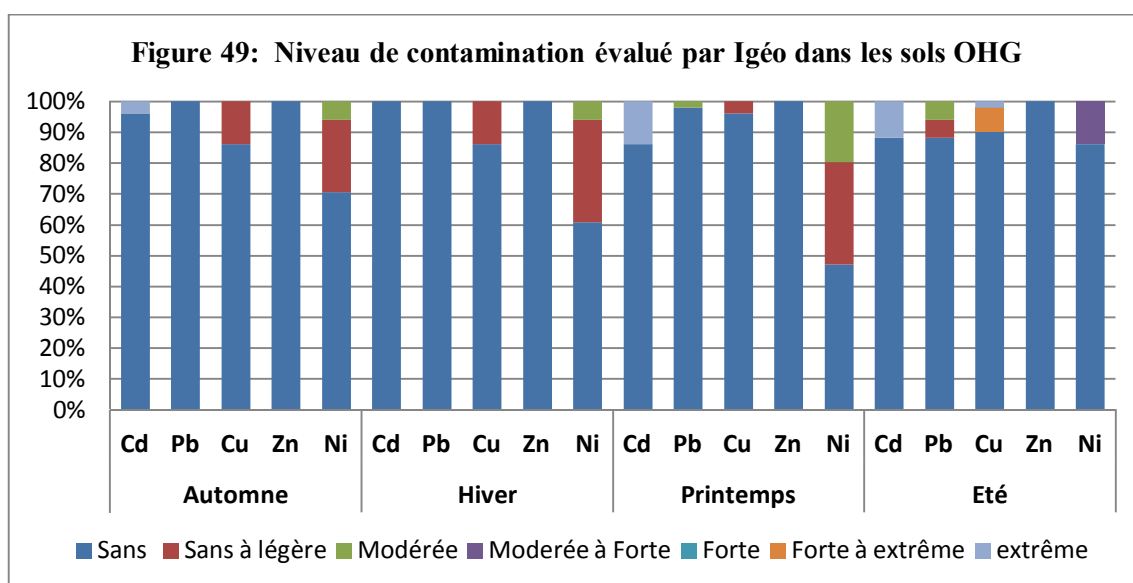
Tableau 26 : Valeurs d'Igéo dans les échantillons des sols OHB pendant les différentes saisons.

		Valeurs Igéo			Nombre d'échantillons (Niveau de contamination)						
		Min	Max	Moy	Sans	Sans à Légère	Modérée	Modérée à Forte	Forte	Forte à extrême	Extrême
Automne	Cd	0,00	0,00	0,00	41	0	0	0	0	0	0
	Pb	-1,59	0,00	-0,23	41	0	0	0	0	0	0
	Cu	0,00	0,49	0,02	38	3	0	0	0	0	0
	Zn	-2,57	0,00	-1,68	41	0	0	0	0	0	0
	Ni	0,00	1,48	0,63	14	16	11	0	0	0	0
Hiver	Cd	0,00	6,81	0,17	40	0	0	0	0	0	1
	Pb	-1,50	0,00	-0,22	41	0	0	0	0	0	0
	Cu	0,00	0,28	0,02	38	3	0	0	0	0	0
	Zn	-2,59	0,00	-1,66	41	0	0	0	0	0	0
	Ni	0,00	1,74	0,77	9	18	14	0	0	0	0
Printemps	Cd	0,00	6,97	0,17	40	0	0	0	0	0	1
	Pb	-1,28	0,00	-0,18	41	0	0	0	0	0	0
	Cu	0,00	0,35	0,01	40	1	0	0	0	0	0
	Zn	-2,64	0,00	-1,67	41	0	0	0	0	0	0
	Ni	0,00	1,57	0,90	4	18	19	0	0	0	0
Été	Cd	0,00	9,62	2,74	29	0	0	0	0	0	12
	Pb	-1,39	0,00	-0,16	41	0	0	0	0	0	0
	Cu	0,00	0,67	0,02	39	2	0	0	0	0	0
	Zn	-2,32	0,00	-1,37	41	0	0	0	0	0	0
	Ni	0,00	2,24	0,88	14	5	20	2	0	0	0



Tableau 27 : Valeurs d'Igéo dans les échantillons des sols OHG pendant les différentes saisons.

		Valeurs Igéo			Nombre d'échantillons (Niveau de contamination)						
		Min	Max	Moy	Sans	Sans à Légère	Modérée	Modérée à Forte	Forte	Forte à extrême	Extrême
Automne	Cd	0,00	7,17	0,28	49	0	0	0	0	0	2
	Pb	-1,44	0,00	-0,03	51	0	0	0	0	0	0
	Cu	0,00	0,47	0,05	44	7	0	0	0	0	0
	Zn	-2,61	0,00	-1,19	51	0	0	0	0	0	0
	Ni	0,00	1,33	0,22	36	12	3	0	0	0	0
Hiver	Cd	0,00	0,00	0,00	51	0	0	0	0	0	0
	Pb	-1,30	0,00	-0,05	51	0	0	0	0	0	0
	Cu	0,00	0,52	0,05	44	7	0	0	0	0	0
	Zn	-2,56	0,00	-1,37	51	0	0	0	0	0	0
	Ni	0,00	1,28	0,31	31	17	3	0	0	0	0
Printemps	Cd	0,00	7,51	0,99	44	0	0	0	0	0	7
	Pb	-1,16	1,07	-0,02	50	0	1	0	0	0	0
	Cu	0,00	0,36	0,01	49	2	0	0	0	0	0
	Zn	-2,64	0,00	-1,69	51	0	0	0	0	0	0
	Ni	0,00	1,53	0,48	24	17	10	0	0	0	0
Été	Cd	0,00	9,20	1,04	45	0	0	0	0	0	6
	Pb	-0,14	1,28	0,10	45	3	3	0	0	0	0
	Cu	0,00	5,02	0,47	46	0	0	0	0	4	1
	Zn	0,00	0,00	0,00	51	0	0	0	0	0	0
	Ni	0,00	2,84	0,36	44	0	0	7	0	0	0





**➤ Pour les sols OTE :**

Les valeurs d'Igéo pour chaque métal lourd aux cours des saisons varient de 0 à 6.99 pour le Cd, de -1.54 à 0 pour le Pb, de 0 à 1.07 pour le Cu, de -2,63 à 0 pour le Zn et de 0 à 1.56 pour le Ni. Généralement, ces résultats indiquent que ces sols ne soient pas absolument contaminés par le Pb et Zn. En outre, une contamination extrême par Cd n'a été détectée que dans un seul échantillon pendant chacun d'automne, hiver et été. D'ailleurs, 5 échantillons durant chacun d'automne et printemps ne représentent que 19.23% des échantillons indiquant une contamination de faible à légère par Cu. Alors que plus de 42%, 77%, 65% et 84% des échantillons des sols respectivement, pendant automne, hiver, printemps et été ont été légèrement à modérément contaminés par Ni (Figure 47).

**➤ Pour les sols OHB :**

Les valeurs d'Igéo pour chaque métal dans ces sols pendant les différentes saisons s'échelonnent entre 0 et 9.62 pour le Cd, entre -1.59 et 0 pour le Pb, entre 0 et 0.67 pour le Cu, entre -2.64 et 0 pour le Zn et entre 0 et 2.24 pour Ni. Tout comme pour le cas des sols OTE, la contamination de ces sols par Pb et Zn est nulle pendant toutes les saisons. Un seul échantillon pendant chacun d'hiver et printemps et 12 autres pendant été représentent 29.27% des échantillons ont été extrêmement contaminés par Cd. En revanche, la contamination par Cu a été faible à légère dans 3 échantillons pendant chacun d'automne et hiver, dans un seul échantillon en printemps et dans deux autres pendant été. Tandis que la contamination par Ni a été de légère à modérée dans plus de 65%, 78%, 90% et 60% des échantillons et ceci pendant automne, hiver, printemps et été, respectivement (Figure 48).

**➤ Pour les sols OHG :**

Les valeurs d'Igéo pour chaque métal lourd variaient aux cours des saisons de 0 à 7.17 pour Cd, de -1.44 à 1.28 de 0 à 5.02 pour le Cu, de -2.64 à 0 et de 0 à 2.84 pour Ni. C'est comme dans les autres sols (OTE et OHB), les sols OHG ne sont pas contaminés par Zn et Pb, excepté un seul échantillon en printemps qui a été légèrement contaminée par Pb, et 6 autres pendant été ne représentent que 11.76% des échantillons indiquant une contamination entre légère et modérée également par Pb. En outre, uniquement 2 échantillons pendant printemps et 7 échantillons pendant chacun d'automne et hiver représentent 13.73% des échantillons ont été légèrement contaminés par Cu. De plus, 5 échantillons qui représentent 9.8% des échantillons ont été également de fortement à extrêmement contaminés par Cu pendant été. D'ailleurs, la contamination par Cd a été extrême dans 2 (3.92%), 7 (13.73%) et 6 échantillons

respectivement, pendant automne, printemps et été. En revanche, plus de 29%, 39% et 52% des échantillons respectivement, pendant automne, hiver et printemps ont été entre légèrement et modérément contaminés par Ni. De plus, 7 autres représentent 13.73% des échantillons indiquant une contamination modérée à forte aussi par Ni pendant été (Figure 49).

### I.6.3 Indice de pollution unique (IP) :

L'indice de pollution unique (IP) est un indice qui peut être utilisé pour déterminer quel métal lourd représente la menace la plus élevée pour l'environnement du sol (Kowalska et al., 2018).

Le IP de chaque métal a été défini comme étant le rapport de sa concentration à la valeur de fond du métal correspondant, en utilisant l'équation suivante (Chen et al., 2005 cité dans Benhaddya, 2014) :

$$IP = C/S$$

Où,

- IP : indique l'indice de pollution correspondant à chaque échantillon.
- C (ppm) : C'est la concentration mesurée de chaque métal lourd.
- S (ppm) : représente la valeur du fond géochimique (Concentration naturelle du métal dans le sol) (Tableau 4).

D'après Benhaddya (2014), la contamination de sol selon la valeur de IP a été défini dans la littérature comme faible ( $IP \leq 1$ ), modérée ( $1 < IP \leq 3$ ) ou contamination élevée ( $IP > 3$ ).

Pour évaluer le niveau de contamination des métaux lourds, l'indice de pollution (IP) pour chaque métal a été calculé et les résultats sont présentés dans les tableaux (28, 29 et 30) et illustrés graphiquement dans les figures (50, 51 et 52).

#### ➤ Pour les sols OTE :

La valeur de IP de Cd pendant les différentes saisons varie de 0 à 190.86 avec une valeur moyenne de 6.94, 7.34 et 6.61 respectivement en automne, hiver et été, alors qu'elle est nulle pendant printemps où la pollution a été absolument faible dans tous les échantillons. Un seul échantillon uniquement pendant chacun d'automne, hiver et été indiquant une contamination élevée.

La valeur de IP de Pb aux cours des saisons s'échelonne entre 0 et 0.74 avec une valeur moyenne de 0.05, 0.03, 0.07 et 0.07 pendant automne, hiver, printemps, et été, respectivement.

Généralement, la contamination par le Pb a été faible pendant les différentes saisons dans tous les échantillons des sols.

La valeur de IP de Cu était de l'ordre de 0 à 3.15 pendant toute la période d'étude, avec une moyenne de 0.41 et 0.50 durant automne et printemps et nulle pendant hiver et été. La contamination par le Cu a été faible pendant hiver et été dans tous les échantillons. En effet, la contamination par Cu n'a été détectée que dans 5 échantillons (19.23%) en automne et dans 6 autres (23%) en printemps dont elle a été entre modérée et élevée.

La valeur de IP de Zn variait de 0 à 1.23 avec une valeur moyenne de 0.27, 0.29, 0.37 et 0.32 respectivement pendant automne, hiver, printemps et été. A l'exception d'un seul échantillon pendant printemps qui a été modérément contaminée, aucune contamination par Zn n'a été détectée aux cours des saisons dans tous les échantillons.

La valeur de IP de Ni s'échelonne entre 0 et 4.43, avec une valeur moyenne de 1.19, 2.13, 1.90 et 2.50 pendant automne, hiver, printemps et été, respectivement. Plus de 42%, 73%, 65% et 84% des échantillons respectivement, pendant automne, hiver, printemps et été ont été modérément à hautement contaminés par le Ni.

➤ **Pour les sols OHB :**

La valeur de IP de Cd varie de 0 à 1177.44 avec une moyenne de 4.12, 4.60, et 293.34 pendant hiver, printemps et été, respectivement et nulle pendant automne. Aucune contamination par Cd pendant automne dans tous les échantillons. Uniquement un échantillon pendant chacun d'hiver et printemps, et 12 autres pendant été représentent 29.27% ont été hautement contaminés.

Les valeurs de IP de Pb et de Zn pendant les différentes saisons étaient respectivement, de l'ordre de 0 à 0.89 et de 0 à 0.72. Ces valeurs sont tous inférieures de 1, indiquant donc une contamination faible par ces deux éléments au niveau de ces sols.

La valeur de IP de Cu s'échelonne entre 0 à 2.39 avec une moyenne de 0.14, 0.13, 0.05 et 0.10 pendant automne, hiver, printemps et été, respectivement. La contamination par le Cu aux cours des saisons a été généralement faible dans ces sols, exceptés dans 3 échantillons pendant chacun d'automne et hiver, dans un seul échantillon pendant printemps et dans 2 autres pendant été qui ont été effectivement modérément contaminés.

La valeur de IP de Ni variait de 0 à 7.07 avec une moyenne de 1.96, 2.37, 2.77 et 2,57 respectivement, en automne, hiver, printemps et été. La contamination par le Ni a été entre

modérée et élevée dans plus de 55%, 78%, 90% et 65% des échantillons respectivement, pendant automne, hiver, printemps et été.

➤ **Pour les sols OHG :**

La valeur de IP de Cd varie de 0 à 880.01 avec une moyenne de 8.17, 30.62 et 83.22 pendant automne, printemps et été respectivement, alors qu'elle est nulle pendant hiver. La contamination par Cd pendant les différentes saisons, a été faible dans la plupart des échantillons, excepté dans 2, 7 et 6 échantillons respectivement pendant automne, printemps et été où elle a été élevée.

Les valeurs de IP de Pb et de Zn s'échelonnaient respectivement, entre 0 et 3.65 et entre 0 et 0.82. A l'exception d'un seul échantillon en printemps et 8 autres pendant été qui ont été entre modérément et hautement contaminés par le Pb, la contamination des sols OHG par Pb et Zn a été généralement faible.

La valeur de IP de Cu variait de 0 à 48.63 avec une moyenne de 0.27, 0.26, 0.08, et 4.21 pendant automne, hiver, printemps et été, respectivement. La contamination par Cu a été faible dans 86.27% des échantillons pendant chacun d'automne et hiver, dans 96.08% pendant printemps et dans 90.08% des échantillons pendant été. Toutefois, 7 échantillons pendant chacun d'automne et hiver, 2 autres pendant printemps et 5 pendant été ont été entre modérément et hautement contaminés.

La valeur de IP de Ni était de l'ordre de 0 et 10.72 avec une moyenne de 0.76, 1.03, 1.52 et 1.27 respectivement, pendant automne, hiver, printemps et été. Plus de 70%, 60%, 47% et 86% des échantillons durant automne, hiver, printemps et été, respectivement ont été faiblement contaminés par le Ni. D'ailleurs, la contamination a été entre modérée et élevée dans 15, 20, 27 et 7 échantillons des sols et ceci respectivement pendant automne, hiver, printemps et été.

On constate que les résultats de IP confortent ceux du FE et Igéo dans les sols étudiés.

D'une manière générale, les résultats obtenus à partir de trois critères (FE, Igéo et IP) pour déterminer le niveau de contamination dans nos sols, sont concordant entre eux sur les points suivants :

- Les sols OTE sont généralement contaminés par le Ni et partiellement par le Zn et Cu.
- Les sols OHB sont généralement contaminés par le Ni et partiellement par le Zn et Cd.
- Les sols OHG sont généralement contaminés par le Ni et partiellement par le Zn.

Tableau 28 : Evolution de l'Indice de pollution (IP) de métaux lourds dans les échantillons des sols OTE.

		Valeurs de IP			Nombre d'échantillons (Niveau de contamination)		
		Min	Max	Moy	Faible	Modérée	Elevée
Automne	Cd	0,00	180,44	6,94	25	0	1
	Pb	0,00	0,72	0,05	26	0	0
	Cu	0,00	2,71	0,41	21	5	0
	Zn	0,00	0,94	0,27	26	0	0
	Ni	0,00	4,06	1,19	15	8	3
Hiver	Cd	0,00	190,86	7,34	25	0	1
	Pb	0,00	0,74	0,03	26	0	0
	Cu	0,00	0,00	0,00	26	0	0
	Zn	0,00	0,67	0,29	26	0	0
	Ni	0,00	4,34	2,13	7	10	9
Printemps	Cd	0,00	0,00	0,00	26	0	0
	Pb	0,00	0,65	0,07	26	0	0
	Cu	0,00	3,15	0,50	20	5	1
	Zn	0,00	1,23	0,37	25	1	0
	Ni	0,00	3,69	1,90	9	11	6
Eté	Cd	0,00	171,92	6,61	25	0	1
	Pb	0,00	0,69	0,07	26	0	0
	Cu	0,00	0,00	0,00	26	0	0
	Zn	0,00	0,62	0,32	26	0	0
	Ni	0,00	4,43	2,50	4	13	9

Figure 50 : Niveau de contamination évalué par IP dans les sols OTE

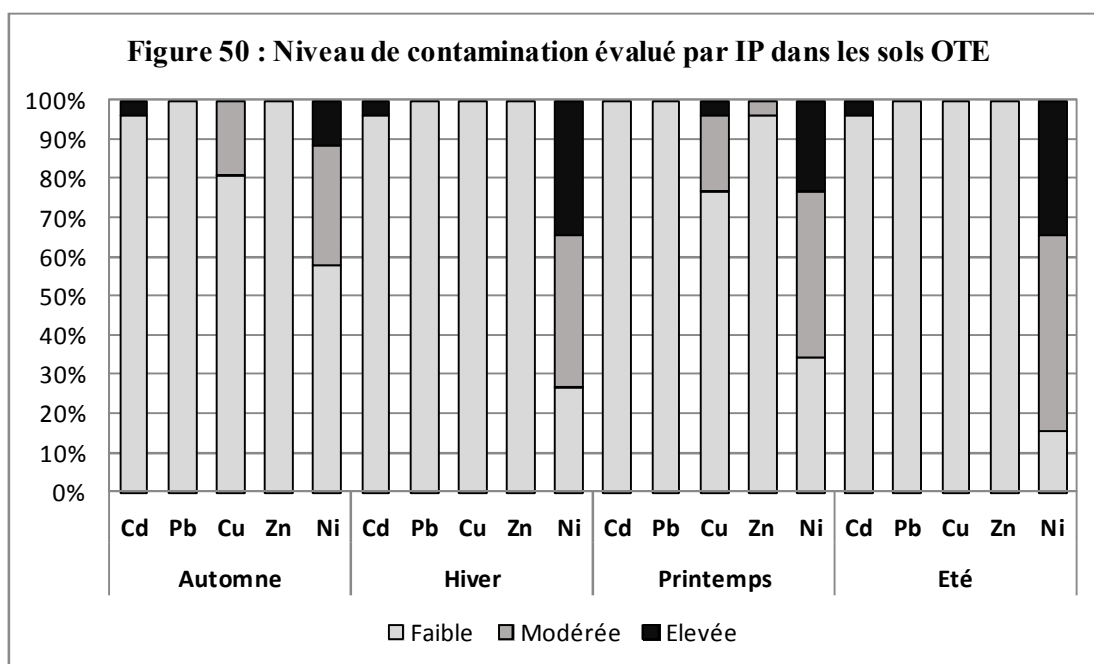


Tableau 29 : Evolution de l'Indice de pollution (IP) de métaux lourds dans les échantillons des sols OHB.

		Valeurs IP			Nombre d'échantillons (Niveau de contamination)		
		Min	Max	Moy	Faible	Modérée	Elevée
Automne	Cd	0,00	0,00	0,00	41	0	0
	Pb	0,00	0,74	0,10	41	0	0
	Cu	0,00	2,11	0,14	38	3	0
	Zn	0,00	0,45	0,26	41	0	0
	Ni	0,00	4,17	1,96	14	16	11
Hiver	Cd	0,00	168,88	4,12	40	0	1
	Pb	0,00	0,69	0,11	41	0	0
	Cu	0,00	1,82	0,13	38	3	0
	Zn	0,00	0,72	0,27	41	0	0
	Ni	0,00	5,02	2,37	9	18	14
Printemps	Cd	0,00	188,66	4,60	40	0	1
	Pb	0,00	0,70	0,10	41	0	0
	Cu	0,00	1,91	0,05	40	1	0
	Zn	0,00	0,54	0,27	41	0	0
	Ni	0,00	4,46	2,77	4	18	19
Eté	Cd	0,00	1177,44	293,34	29	0	12
	Pb	0,00	0,89	0,10	41	0	0
	Cu	0,00	2,39	0,10	39	2	0
	Zn	0,00	0,71	0,31	41	0	0
	Ni	0,00	7,07	2,57	14	5	22

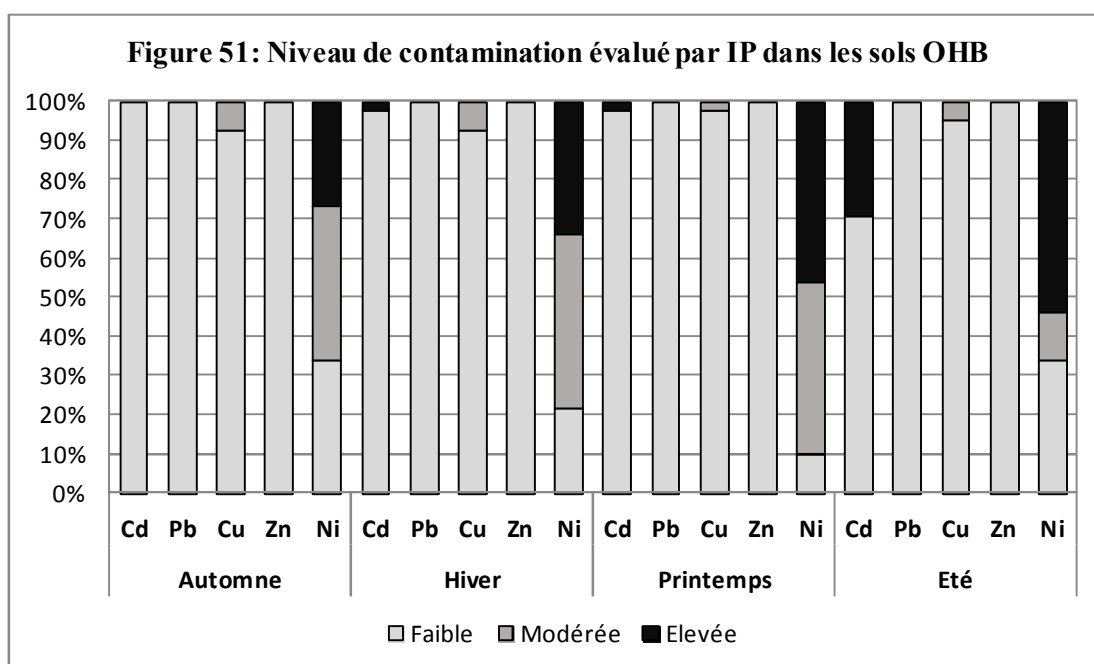
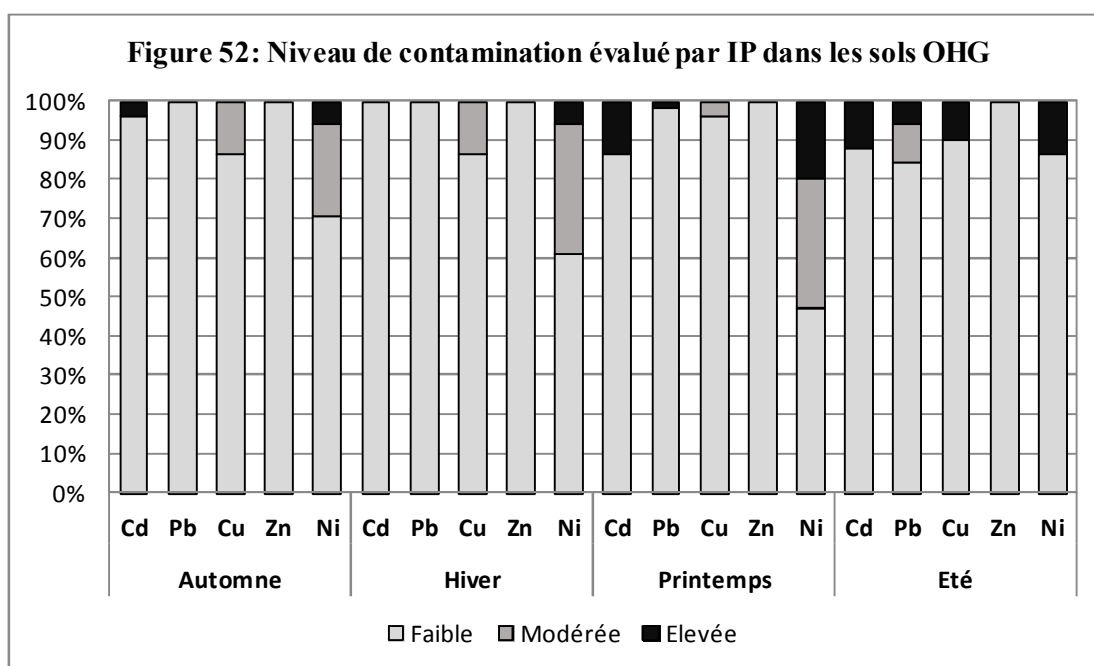


Tableau 30 : Evolution de l'Indice de pollution (IP) de métaux lourds dans les échantillons des sols OHG.

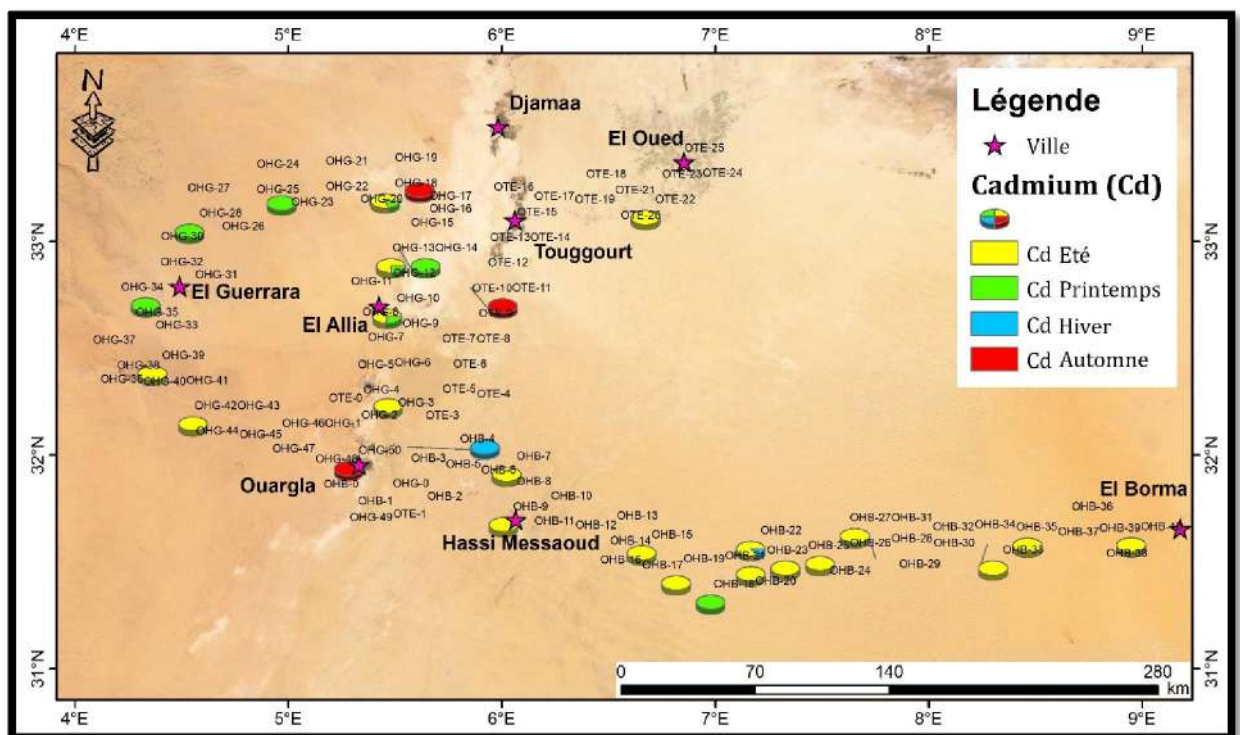
		Valeurs IP			Nombre d'échantillons (Niveau de contamination)		
		Min	Max	Moy	Faible	Modérée	Elevée
Automne	Cd	0,00	215,58	8,17	49	0	2
	Pb	0,00	0,55	0,01	51	0	0
	Cu	0,00	2,08	0,27	44	7	0
	Zn	0,00	0,51	0,19	51	0	0
	Ni	0,00	3,77	0,76	36	12	3
Hiver	Cd	0,00	0,00	0,00	51	0	0
	Pb	0,00	0,69	0,03	51	0	0
	Cu	0,00	2,16	0,26	44	7	0
	Zn	0,00	0,63	0,25	51	0	0
	Ni	0,00	3,65	1,03	31	17	3
Printemps	Cd	0,00	273,39	30,62	44	0	7
	Pb	0,00	3,15	0,09	50	0	1
	Cu	0,00	1,93	0,08	49	2	0
	Zn	0,00	0,82	0,34	51	0	0
	Ni	0,00	4,34	1,52	24	17	10
Eté	Cd	0,00	880,01	83,22	45	0	6
	Pb	0,00	3,65	0,40	43	5	3
	Cu	0,00	48,63	4,21	46	0	5
	Zn	0,00	0,00	0,00	51	0	0
	Ni	0,00	10,72	1,27	44	0	7



### I.7 Cartographie des données :

La cartographie a permis de représenter, sur une même carte, l'évaluation des risques de pollution pour les différents sites. L'utilisation de code couleur permet d'illustrer les différentes teneurs des métaux pendant chaque saison.

Les données sont illustrées sur des cartes graphiques à l'échelle de la zone d'étude dans les figures (53 à 57).



**Figure 53 :** Carte graphique illustrant l'évolution saisonnière du niveau de contamination par le Cadmium dans la zone d'étude.



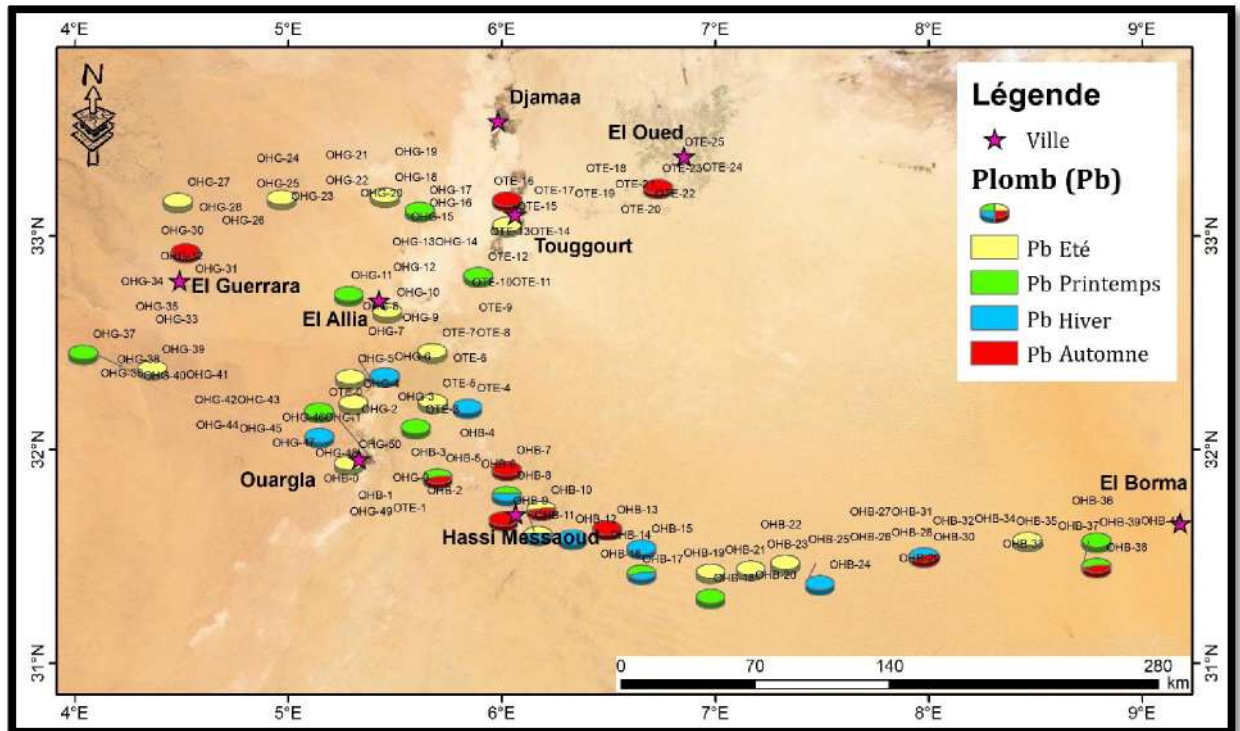


Figure 54 : Carte graphique illustrant l'évolution saisonnière du niveau de contamination par le Plomb dans la zone d'étude.

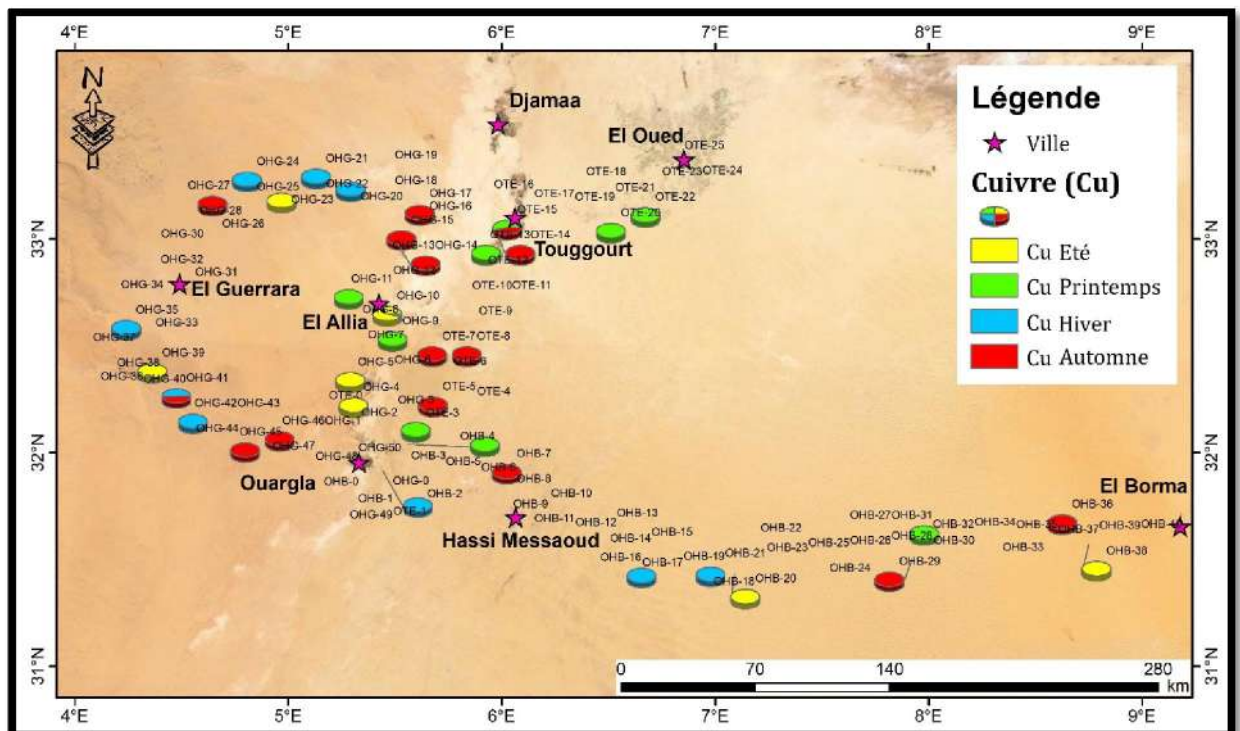


Figure 55 : Carte graphique illustrant l'évolution saisonnière du niveau de contamination par le Cuivre dans la zone d'étude.

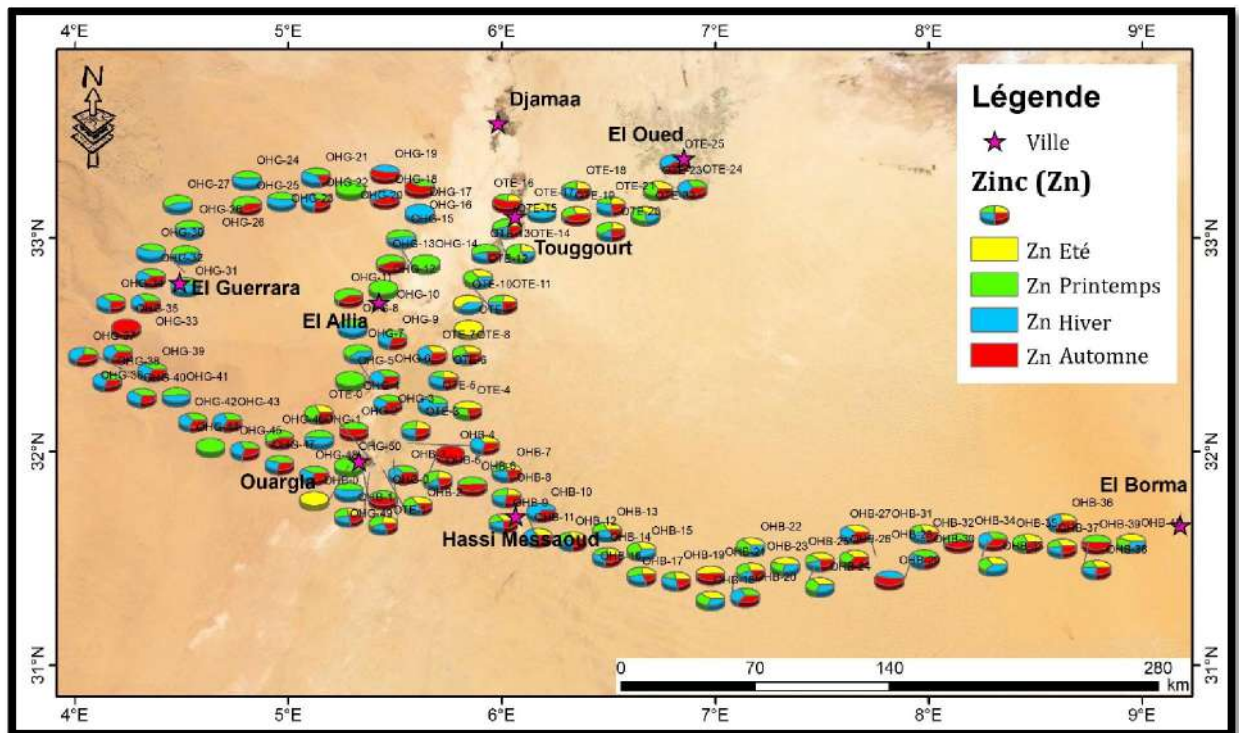


Figure 56 : Carte graphique illustrant l'évolution saisonnière du niveau de contamination par le Zinc dans la zone d'étude.

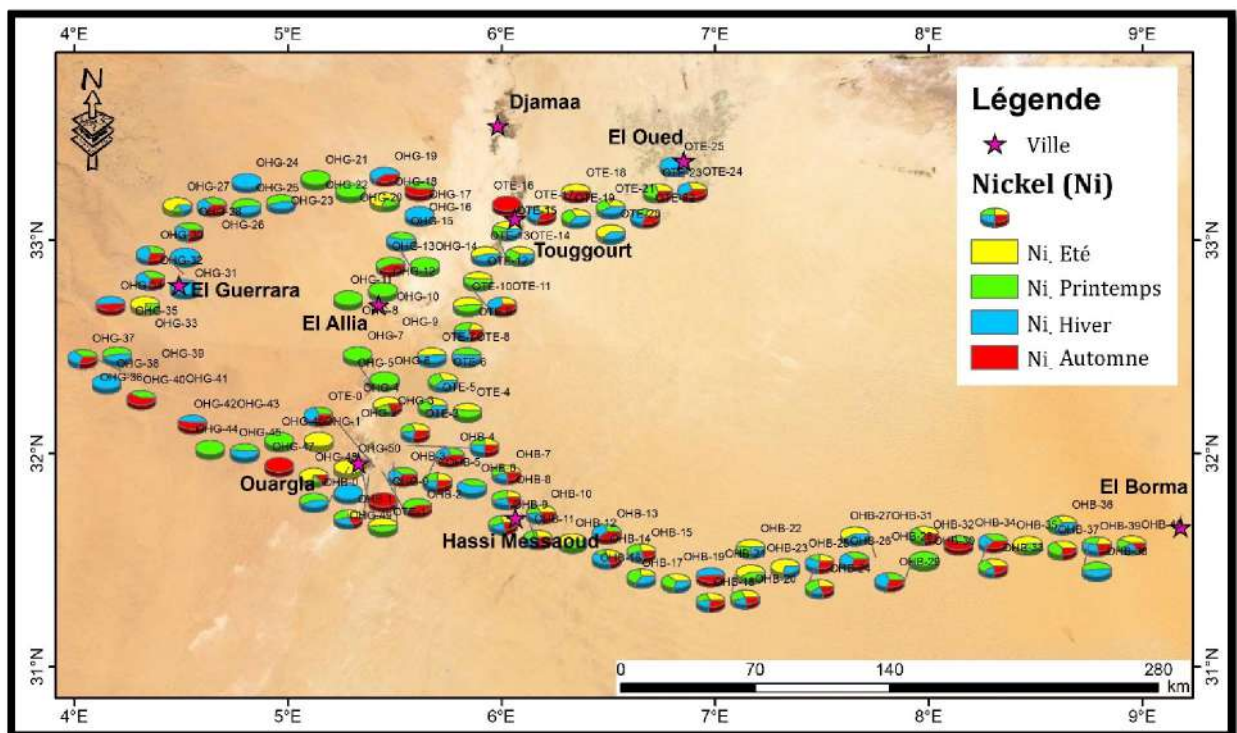


Figure 57 : Carte graphique illustrant l'évolution saisonnière du niveau de contamination par le Nickel dans la zone d'étude.

## I.8 Conclusion :

Ce chapitre avait pour objectif d'évaluer saisonnièrement le niveau de contamination du sol par les métaux lourds. Pour atteindre cet objectif, trois axes routiers ont été choisis pour l'échantillonnage du sol : OTE, OHB et OHG.

Les prélèvements ont été effectués chaque saison entre l'année 2016 et 2017 chaque 10 km le long de chaque axe à 0-20 cm de profondeur, précisément à une distance de 15 à 20 m au bord de la route. A l'environ de 118 échantillons ont été prélevé chaque saison.

Généralement, les analyses physico-chimiques effectuées aux cours des saisons sur les échantillons des sols de trois axes (OTE, OHB et OHG), ont montré que ces sols ont une texture sableuse avec dominance des sables grossiers, des pH d'un caractère basique, des taux généralement assez faibles de la matière organique et qu'ils sont généralement peu calcaires. En revanche, la mesure de la conductivité électrique ont montré que les sols OHB sont tous non salés, alors que les sols OTE et OHG sont généralement peu salés, excepté les sites OHG-0 et OTE-15 où la salinité a été importante.

Par ailleurs, des analyses minéralogiques et chimiques ont été également effectuées sur les échantillons de sols. Les diagrammes de DRX montrent que tous les échantillons contiennent essentiellement le quartz comme phases minérales atteignant jusqu'à 83%. En outre, l'analyse à la fluorescence X des échantillons a montré une diversité d'éléments chimiques. En effet, les résultats montrent la présence des plusieurs oxydes tels que : l'oxyde de silicium ( $\text{SiO}_2$ ) qui est fortement présent avec des teneurs varient de 80% à 88% dans les sols OHG, de 78% à 89% dans les sols OHB, et de 51% à 81% dans les sols OTE, suivi par l'oxyde de calcium ( $\text{CaO}$ ) qui représente entre 13.8 et 40.9%, entre 5.3 et 12.3% et entre 3% et 10% respectivement dans les sols OTE, OHG et OHB. Autres oxydes métalliques tels que :  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{K}_2\text{O}$  et  $\text{TiO}_2$  sont également peu présent et représentent ensemble entre 5.5 et 8.3% entre 7.8 et 13.5% et entre 5.4 et 12.7% dans les sols OHG, OHB et OTE respectivement. D'après la littérature, l'alcalinité des ces sols peut s'expliqué par la présence de ces oxydes.

D'ailleurs, cinq métaux lourds ont été retenus dans cette étude, il s'agit de Cd, Pb, Cu, Zn et Ni. Les concentrations des ces derniers dans les sols ont été quantifiées chaque saison. La concentration de Cd variait de <LD à 18.04 ppm, de <LD à 118 ppm et de <LD à 89 ppm dans les sols OTE, OHB et OHG respectivement. Le Pb s'échelonnait entre 8 et 13 ppm, 8 et 16 ppm et 9,42 et 63 ppm respectivement dans les sols OTE, OHB et OHG. Le Cu était de l'ordre de <LD à 46 ppm, 23 à 35 ppm et 24 à 696 ppm respectivement dans les sols OTE, OHB et OHG.

Le Zn variait respectivement dans le même ordre de 12 à 64 ppm, 12 à 38 ppm et de <LD à 43 ppm. Alors que la concentration de Ni s'échelonnait entre 38 et 83 ppm, 37 et 132 ppm et 37 et 200 ppm dans les sols OTE, OHB, et OHG, respectivement. Pendant certaines saisons, les concentrations de Cd et Ni dans quelques échantillons de trois axes ont été supérieurs de la norme admise (AFNOR NF U 44-041), particulièrement en été. En outre, la teneur en Cu exclusivement dans quelques échantillons de l'axe OHG précisément pendant été a été également au dessus de seuil limite.

Généralement, les résultats ont montré une grande hétérogénéité dans les teneurs des ces métaux entre les saisons. En effet, une variation saisonnière a été significativement remarquée dans la concentration de chaque métal. D'ailleurs, et à partir des résultats obtenus on a constaté que l'alcalinité des sols a été essentiellement un facteur décisif pour l'accumulation des ces métaux dans les sols. En revanche, l'effet des vents a été considéré comme facteur important influençant la distribution spatiale et par la suite la variation des concentrations des ces métaux. En effet, les particules fines du sable peuvent transporter des suspensions et des poussières volantes riches en métaux lourds la plus longue distance dans les directions des vents dominants.

Outre le trafic routier qui représente les sources principales de contamination par les métaux lourds ainsi que certaines activités agricoles, la région d'étude qui fait une grande partie de Sahara Septentrionale a été extrêmement contaminée pendant de nombreuses années en raison de la pollution anthropique et l'élimination effrénée de déchets dangereux provenant des installations industrielles et les raffineries de pétrole. L'évaluation du niveau de contamination à partir de quelques critères tels que : le facteur d'enrichissement (FE), l'index de géo-accumulation (I<sub>géo</sub>) et l'indice de pollution (IP) a montré que la zone d'étude soit généralement contaminée par le Ni et partiellement par le Cd, Zn et Cu.

Finalement, les données ont été traités à l'aide du logiciel de cartographie ArcGis 10.3, et les résultats ont été illustrés dans des cartes graphiques représentent l'évolution saisonnière des concentrations des métaux lourds dans la zone d'étude.

## **CHAPITRE II**

### **L'effet du pH sur la mobilité de métaux lourds dans le sol**

## II.1 Introduction :

Dans le chapitre précédent, la rétention des métaux lourds dans les sols a été expliquée souvent par l'effet de pH. Ce que nous essayerons de mettre en évidence dans cette phase d'étude à partir d'une analyse statistique des résultats.

La biodisponibilité et la mobilité des métaux lourds dans les sols, varient à la fois selon leurs concentrations et leur spéciation. Elles sont contrôlées par les paramètres physico-chimiques des sols. Parmi les facteurs les plus influant sur la biodisponibilité et la mobilité des métaux lourds dans les sols, on distingue le pH.

Le pH est considéré comme le principal paramètre chimique contrôlant la biodisponibilité des métaux lourds dans le sol (Brallier et al.1996). Il joue un rôle crucial dans la mobilité des éléments métalliques ; puisqu'il influence le nombre de charges négatives qui peuvent être mises en solution (McLaughlin, et al., 2000).

D'après (Bourg, 1988), le pH est un facteur prépondérant de la rétention des métaux car il contrôle la totalité des processus affectant le comportement de ces éléments. C'est un paramètre caractéristique du sol, dont les variations ont un impact tant sur la sorption que sur la désorption des éléments traces métalliques.

En effet, l'influence du pH sur la mobilité des éléments métalliques dans le sol a été mise en évidence par de nombreuses études (Zhao et al.,2010; Peakall et Burger, 2003; Peijnenburg et Jager, 2003 ; Terrés et al., 2002). La majorité des éléments métalliques est plus mobile en conditions acides qu'en conditions alcalines : l'abaissement du pH favorise la mobilité des éléments métalliques notamment par la mise en solution des sels métalliques alors que, a contrario, l'augmentation du pH provoque l'immobilisation des éléments métallique par la formation de composés insolubles (Du Laing et al.,2007).

D'une façon générale, pour les éléments chimiquement stables sous forme de cations tels que Cd, Pb et Zn, la solubilité diminue lorsque le pH augmente. Par contre, la solubilité des éléments chimiquement stables sous forme d'anions tels que Cr(VI), As et Se augmente avec le pH (Deneux-Mustin et al. 2003). Alors, il est conclu que la solubilité des métaux lourds dans les sols est limitée d'une façon importante par les valeurs élevées de pH, ce qui diminue la mobilité de ces métaux et engendre par la suite leur accumulation dans le sol.



## II.2 Evolution de pH et de concentration des métaux lourds pendant les saisons :

Afin d'établir une analyse statistique des données, la moyenne de chaque 5 échantillons a été retenue comme un échantillon représentatif pour chaque 50 km. Par exemple : OTE50-1 représente l'échantillon représentatif de premier 50 km de l'axe routier OTE.

Les résultats obtenus de l'analyse des sols de trois axes étudiés (OTE, OHB et OHG) sont classés dans les tableaux (31, 32 et 33) et sont illustrés également sous forme d'histogrammes dans les figures (58, 59 et 60).

### II.2.1 Le pH des sols :

Le pH est le premier indicateur de toute évolution physico-chimique des sols. La variation de pH (naturelle ou anthropique) semble être le facteur dont l'action sur la mobilité des métaux lourds est la plus déterminante.

Les valeurs moyennes de pH s'échelonnent entre  $(8,21 \pm 0,16)$  et  $(8,97 \pm 0,20)$  pour les sols de l'axe OTE, entre  $(8,37 \pm 0,09)$  et  $(9,54 \pm 0,18)$  pour les sols de l'axe OHB et entre  $(8,00 \pm 0,17)$  et  $(9,35 \pm 0,33)$  pour les sols de l'axe OHG. Donc, ces sols sont généralement alcalins. D'après Bozkurt et al. (2000) cité dans Bodjona et al., (2018) , le pH alcalin augmente la capacité d'adsorption des oxydes et des hydroxydes de manganèse et du fer qui deviennent bons et forts adsorbants naturels ; cela favorise alors l'adsorption ou la co-précipitation des métaux présents dans le milieu.

En outre, il faut signaler que des modifications significatives de pH ont enregistré aux cours du temps, notamment dans les sols des axes OHB et OHG.

### II.2.2 Les concentrations des métaux lourds dans les sols :

#### II.2.2.1 Le cadmium :

Les teneurs totales en Cd se situent entre ( $< LD$ ) et  $(19,09 \pm 0,00)$  ppm pour les sols de l'axe OTE, entre ( $< LD$ ) et  $(117,74 \pm 0,00)$  ppm pour les sols de l'axe OHB et entre ( $< LD$ ) et  $(88,00 \pm 0,00)$  ppm pour les sols de l'axe OHG. Les teneurs les plus élevées sont enregistrées dans la saison d'été pour les sols OHB et OHG et dans la saison d'hiver pour le sol OTE.

Dans certaines saisons, ces teneurs en Cd sont significativement en dessus de seuil limite autorisé défini dans le tableau 9 :

- Pour les sols de l'axe OTE (Figure 58-b) pendant les saisons d'hiver (OTE50-1), automne (OTE50-3) et en été (OTE50-5).
- Pour les sols de l'axe OHB (Figure 59-b) pendant les saisons d'hiver (OHB50-5), printemps (OHB50-4) et en été (dans tous les sites sauf OHB50-1).
- Pour les sols de l'axe OHG (Figure 60-b) pendant les saisons d'automne (OHG50-4 et OHG50-10), printemps (dans tous les sites sauf OHG50-1, OHG50-8, OHG50-9 et OHG50-10) et en été (dans tous les sites sauf OHG50-5, OHG50-6, OHG50-7 et OHG50-10).

### II.2.2.2 Le plomb :

Pendant les différentes saisons, les teneurs totales en Pb oscillent entre ( $< LD$ ) et  $(12,51 \pm 0,00)$  ppm pour les sols de l'axe OTE, entre ( $< LD$ ) et  $(13,34 \pm 2,44)$  ppm pour les sols de l'axe OHB et entre ( $< LD$ ) et  $(62,06 \pm 0,00)$  ppm pour les sols de l'axe OHG. Les teneurs les plus élevées sont enregistrées également dans la saison d'été pour les sols OHB et OHG et dans la saison d'hiver pour le sol OTE.

D'une manière générale, les teneurs en Pb obtenues au cours de notre étude sont relativement faibles et inférieures aux normes admises.

### II.2.2.3 Le cuivre :

Les teneurs totales en Cu varient entre ( $< LD$ ) et  $(36,86 \pm 11,58)$  ppm pour les sols de l'axe OTE, entre ( $< LD$ ) et  $(34,21 \pm 0,00)$  ppm pour les sols de l'axe OHB et entre ( $< LD$ ) et  $(637,54 \pm 0,00)$  ppm pour les sols de l'axe OHG. Les teneurs les plus élevées pour le cuivre sont enregistrées dans la saison d'été pour les sols OHB et OHG et dans la saison de printemps pour le sol OTE.

Pendant les différentes saisons d'étude, les teneurs totales en Cu observées dans les sols de trois axes se situent en dessous de norme définie dans le tableau 9, excepté pour certains échantillons de sols de l'axe OHG (Figure 60-d) où les valeurs trouvées dépassent considérablement ces normes pendant la saison d'été (OHG50-1, OHG50-2, OHG50-5 et OHG50-8).

### II.2.2.4 Le zinc :

Les teneurs totales en Zn s'échelonnent entre  $(14,72 \pm 1,97)$  et  $(38,13 \pm 19,32)$  ppm pour les sols de l'axe OTE, entre  $(13,96 \pm 1,42)$  et  $(25,81 \pm 7,23)$  ppm pour les sols de l'axe OHB et entre ( $< LD$ ) et  $(25,16 \pm 10,28)$  ppm pour les sols de l'axe OHG. Les teneurs les plus élevées



sont enregistrées dans la saison de printemps pour les sols des axes OTE et OHG et dans la saison d'été pour le sol de l'axe OHB.

Généralement, ces valeurs sont faibles et en dessous de limite définie dans le tableau 9.

#### II.2.2.5 Le nickel :

Les teneurs totales en Ni oscillent entre  $(45,35 \pm 0,00)$  et  $(64,32 \pm 16,33)$  ppm pour les sols de l'axe OTE, entre  $(41,98 \pm 2,52)$  et  $(94,59 \pm 33,78)$  ppm pour les sols de l'axe OHB et entre ( $< LD$ ) et  $(192,66 \pm 0,00)$  ppm pour les sols de l'axe OHG. Les teneurs les plus élevées sont enregistrées généralement dans la saison d'été pour les sols de trois axes étudiés.

Ces valeurs se situent généralement en dessus des normes limite définie dans le tableau 9 :

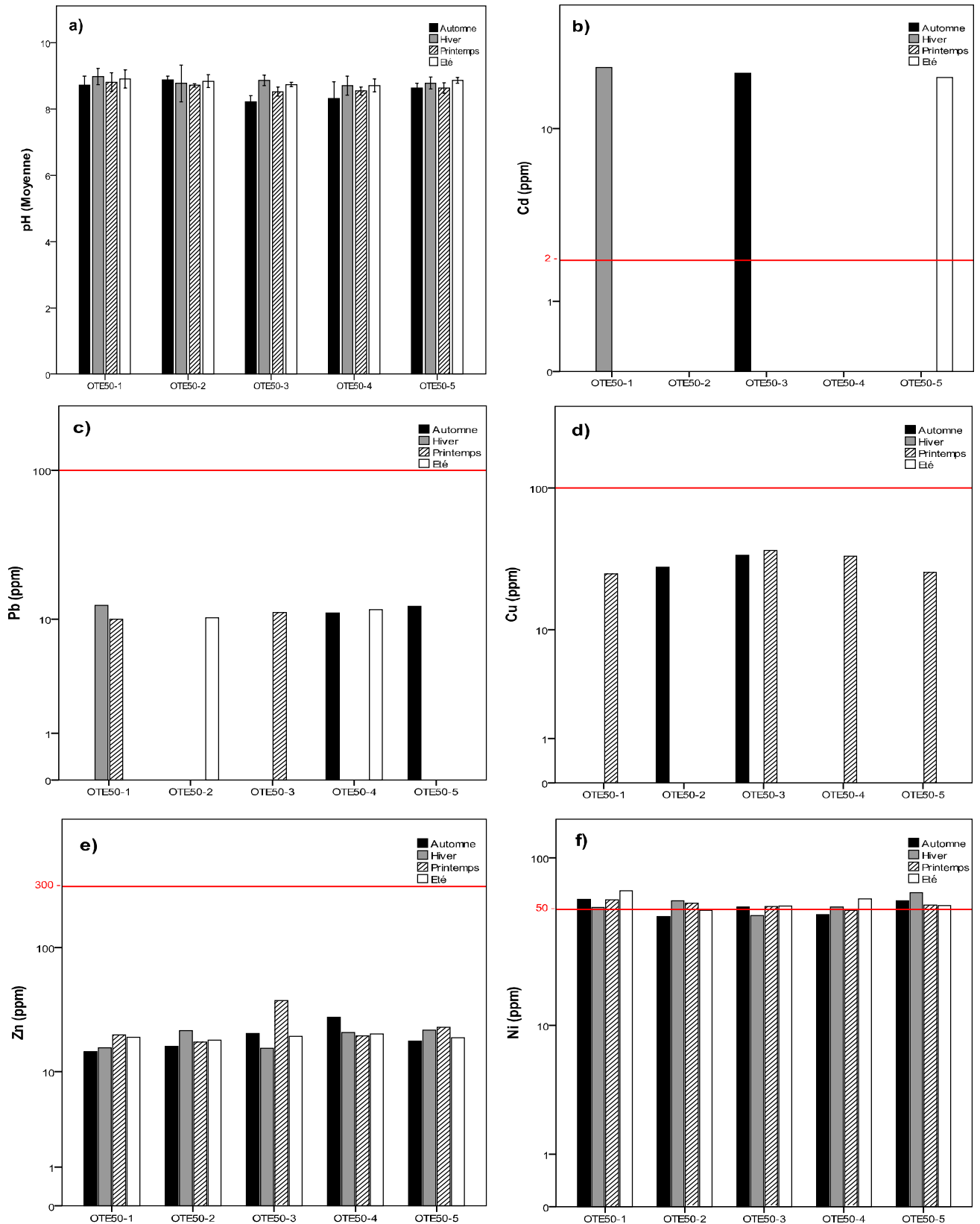
- Pour les sols de l'axe OTE, elles dépassent légèrement ces normes dans toutes les saisons (Figure 58-f), excepté pour les échantillons (OTE50-2 et OTE50-4) en automne, OTE50-3 en hiver, OTE50-4 en printemps et OTE50-2 en été.
- Pour les sols de l'axe OHB, où elles dépassent ces normes également dans toutes les saisons (Figure 59-f), excepté pour les échantillons (OHB50-5 et OHB50-8) en automne, (OHB50-5 et OHB50-7) en hiver, OHB50-3 en printemps.
- Pour les sols de l'axe OHG, les concentrations de Ni dans certains échantillons aussi dépassent les normes (Figure 60-f) : les échantillons (OHG50-1, OHG50-6 et OHG50-8) en automne, (OHG50-3, OHG50-4 et OHG50-6) en hiver, dans tout les échantillons excepté (OHG50-7, OHG50-8, OHG50-9 et OHG50-10) en printemps et significativement dans les échantillons (OHG50-1, OHG50-4, OHG50-6, OHG50-7 et OHG50-10) en été.

A la lumière des résultats obtenus, il est intéressant de remarquer que dans les sols des axes OTE et OHB, les teneurs en Cadmium et en Nickel sont fréquemment plus importantes que celles de reste des métaux étudiés. Alors que, dans les sols de l'axe OHG les plus fréquemment importantes sont aussi les teneurs en Cadmium et en Nickel, mais de plus la teneur en Cuivre est également très importante notamment dans la saison d'été.

**Tableau 31** : Valeurs moyennes de pH et de concentration des métaux lourds (ppm) dans les sols de l'axe OTE pendant les saisons.

Saison	Site	pH	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni
Automne	OTE50-1	8,72 ± 0,21	< LD	< LD	< LD	14,72 ± 1,97	57,40 ± 15,69
	OTE50-2	8,88 ± 0,09	< LD	< LD	28,32 ± 2,04	16,35 ± 2,65	45,35 ± 0,00
	OTE50-3	8,21 ± 0,16	18,04 ± 0,00	< LD	34,28 ± 6,24	20,77 ± 8,07	51,60 ± 0,00
	OTE50-4	8,32 ± 0,40	< LD	11,02 ± 0,00	< LD	28,08 ± 15,16	46,67 ± 7,06
	OTE50-5	8,63 ± 0,11	< LD	12,27 ± 0,00	< LD	18,07 ± 4,20	56,17 ± 13,78
Hiver	OTE50-1	8,97 ± 0,20	19,09 ± 0,00	12,51 ± 0,00	< LD	15,87 ± 1,13	51,43 ± 8,26
	OTE50-2	8,77 ± 0,45	< LD	< LD	< LD	21,89 ± 8,94	56,08 ± 9,47
	OTE50-3	8,85 ± 0,13	< LD	< LD	< LD	15,68 ± 2,13	45,98 ± 5,92
	OTE50-4	8,70 ± 0,23	< LD	< LD	< LD	21,12 ± 8,12	51,53 ± 9,51
	OTE50-5	8,78 ± 0,14	< LD	< LD	< LD	22,20 ± 4,78	62,58 ± 13,64
Printemps	OTE50-1	8,81 ± 0,23	< LD	9,96 ± 1,14	25,41 ± 2,25	20,22 ± 1,24	56,79 ± 9,76
	OTE50-2	8,71 ± 0,04	< LD	< LD	< LD	17,69 ± 4,29	54,37 ± 7,10
	OTE50-3	8,52 ± 0,11	< LD	11,13 ± 0,00	36,86 ± 11,58	38,13 ± 19,32	51,83 ± 8,44
	OTE50-4	8,54 ± 0,09	< LD	< LD	33,73 ± 0,00	19,89 ± 4,84	49,36 ± 0,00
	OTE50-5	8,63 ± 0,12	< LD	< LD	26,03 ± 0,00	23,27 ± 7,75	52,93 ± 12,92
Été	OTE50-1	8,90 ± 0,22	< LD	< LD	< LD	19,43 ± 7,10	64,32 ± 16,33
	OTE50-2	8,83 ± 0,16	< LD	10,25 ± 2,09	< LD	18,28 ± 4,46	49,53 ± 7,91
	OTE50-3	8,73 ± 0,05	< LD	< LD	< LD	19,73 ± 3,98	52,27 ± 9,00
	OTE50-4	8,71 ± 0,16	< LD	11,65 ± 0,00	< LD	20,69 ± 3,70	57,62 ± 12,85
	OTE50-5	8,86 ± 0,07	17,19 ± 0,00	< LD	< LD	19,13 ± 3,09	52,52 ± 10,39

LD : limite de détection.



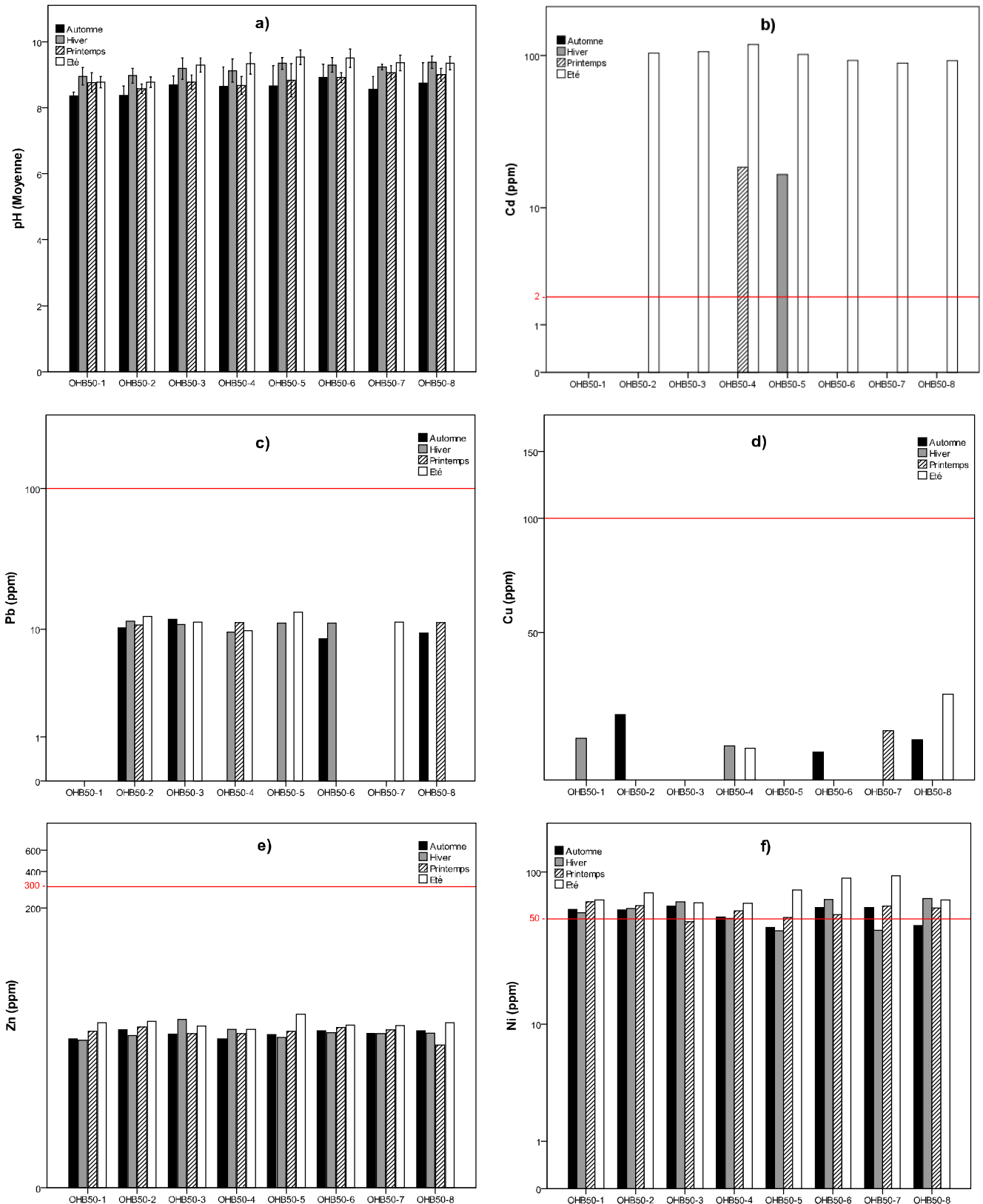
**Figure 58:** Histogrammes illustrant l'évolution saisonnière de pH (a) et les teneurs totales (ppm) en métaux lourds dans les sols de l'axe OTE : Cd (b), Pb (c), Cu (d), Zn (e), Ni (f).

Les lignes horizontales en rouge représentent les seuils de teneur totale de chaque métal normalisés par AFNOR NF U44-041.

**Tableau 32 :** Valeurs moyennes de pH et de concentration des métaux lourds (ppm) dans les sols de l'axe OHB pendant les saisons.

Saison	Site	pH	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni
Automne	OHB50-1	8,37 ± 0,09	< LD	< LD	< LD	15,76 ± 0,96	57,56 ± 12,70
	OHB50-2	8,38 ± 0,23	< LD	10,22 ± 1,30	30,14 ± 0,00	19,02 ± 3,40	57,05 ± 8,14
	OHB50-3	8,69 ± 0,22	< LD	11,83 ± 1,04	< LD	17,34 ± 2,53	60,63 ± 10,04
	OHB50-4	8,66 ± 0,47	< LD	< LD	< LD	15,87 ± 0,79	51,33 ± 11,34
	OHB50-5	8,67 ± 0,49	< LD	< LD	< LD	17,16 ± 2,28	44,00 ± 0,42
	OHB50-6	8,92 ± 0,32	< LD	8,47 ± 0,00	23,85 ± 0,00	18,65 ± 2,95	59,05 ± 14,54
	OHB50-7	8,56 ± 0,31	< LD	< LD	< LD	17,59 ± 2,48	59,33 ± 14,39
	OHB50-8	8,75 ± 0,50	< LD	9,35 ± 0,00	25,76 ± 0,00	18,59 ± 3,13	45,41 ± 11,48
Hiver	OHB50-1	8,96 ± 0,22	< LD	< LD	26,00 ± 0,00	15,41 ± 0,76	54,64 ± 13,48
	OHB50-2	8,98 ± 0,18	< LD	11,45 ± 0,00	< LD	16,91 ± 2,69	58,35 ± 8,85
	OHB50-3	9,19 ± 0,26	< LD	10,82 ± 1,32	< LD	23,27 ± 9,34	64,53 ± 20,51
	OHB50-4	9,13 ± 0,28	< LD	9,45 ± 0,63	24,79 ± 1,39	19,19 ± 3,80	50,19 ± 5,90
	OHB50-5	9,35 ± 0,15	16,89 ± 0,00	11,04 ± 0,00	< LD	16,22 ± 0,91	41,98 ± 2,52
	OHB50-6	9,30 ± 0,18	< LD	11,10 ± 0,00	< LD	17,86 ± 1,19	66,49 ± 10,26
	OHB50-7	9,24 ± 0,07	< LD	< LD	< LD	17,50 ± 2,85	42,20 ± 4,94
	OHB50-8	9,38 ± 0,15	< LD	< LD	< LD	17,69 ± 3,37	67,77 ± 9,65
Printemps	OHB50-1	8,77 ± 0,24	< LD	< LD	< LD	18,48 ± 0,20	64,46 ± 10,98
	OHB50-2	8,58 ± 0,12	< LD	10,71 ± 0,20	< LD	20,07 ± 3,88	61,05 ± 12,97
	OHB50-3	8,78 ± 0,17	< LD	< LD	< LD	17,49 ± 2,79	48,01 ± 7,16
	OHB50-4	8,68 ± 0,22	18,87 ± 0,00	11,21 ± 0,22	< LD	17,62 ± 5,43	56,51 ± 9,83
	OHB50-5	8,84 ± 0,40	< LD	< LD	< LD	18,45 ± 3,56	51,19 ± 14,55
	OHB50-6	8,92 ± 0,12	< LD	< LD	< LD	19,94 ± 6,70	53,42 ± 8,02
	OHB50-7	9,07 ± 0,17	< LD	< LD	27,28 ± 0,00	18,88 ± 6,02	60,59 ± 5,32
	OHB50-8	9,01 ± 0,16	< LD	11,20 ± 0,95	< LD	13,96 ± 1,42	58,94 ± 17,01
Été	OHB50-1	8,78 ± 0,14	< LD	< LD	< LD	21,87 ± 4,75	66,42 ± 3,99
	OHB50-2	8,78 ± 0,13	103,67 ± 2,23	12,43 ± 0,00	< LD	22,39 ± 5,97	73,62 ± 12,87
	OHB50-3	9,30 ± 0,17	105,79 ± 0,00	11,27 ± 0,00	< LD	20,48 ± 4,42	63,50 ± 8,96
	OHB50-4	9,34 ± 0,26	117,74 ± 0,00	9,72 ± 0,00	24,41 ± 0,00	19,13 ± 2,23	62,89 ± 11,90
	OHB50-5	9,54 ± 0,18	101,76 ± 10,16	13,34 ± 2,44	< LD	25,81 ± 7,23	76,76 ± 21,35
	OHB50-6	9,51 ± 0,23	93,11 ± 0,00	< LD	< LD	20,87 ± 0,82	91,55 ± 0,00
	OHB50-7	9,37 ± 0,19	89,39 ± 2,16	11,24 ± 0,00	< LD	20,55 ± 2,03	94,59 ± 33,78
	OHB50-8	9,35 ± 0,16	92,87 ± 0,00	< LD	34,21 ± 0,00	21,82 ± 3,93	66,07 ± 26,86

LD : limite de détection.



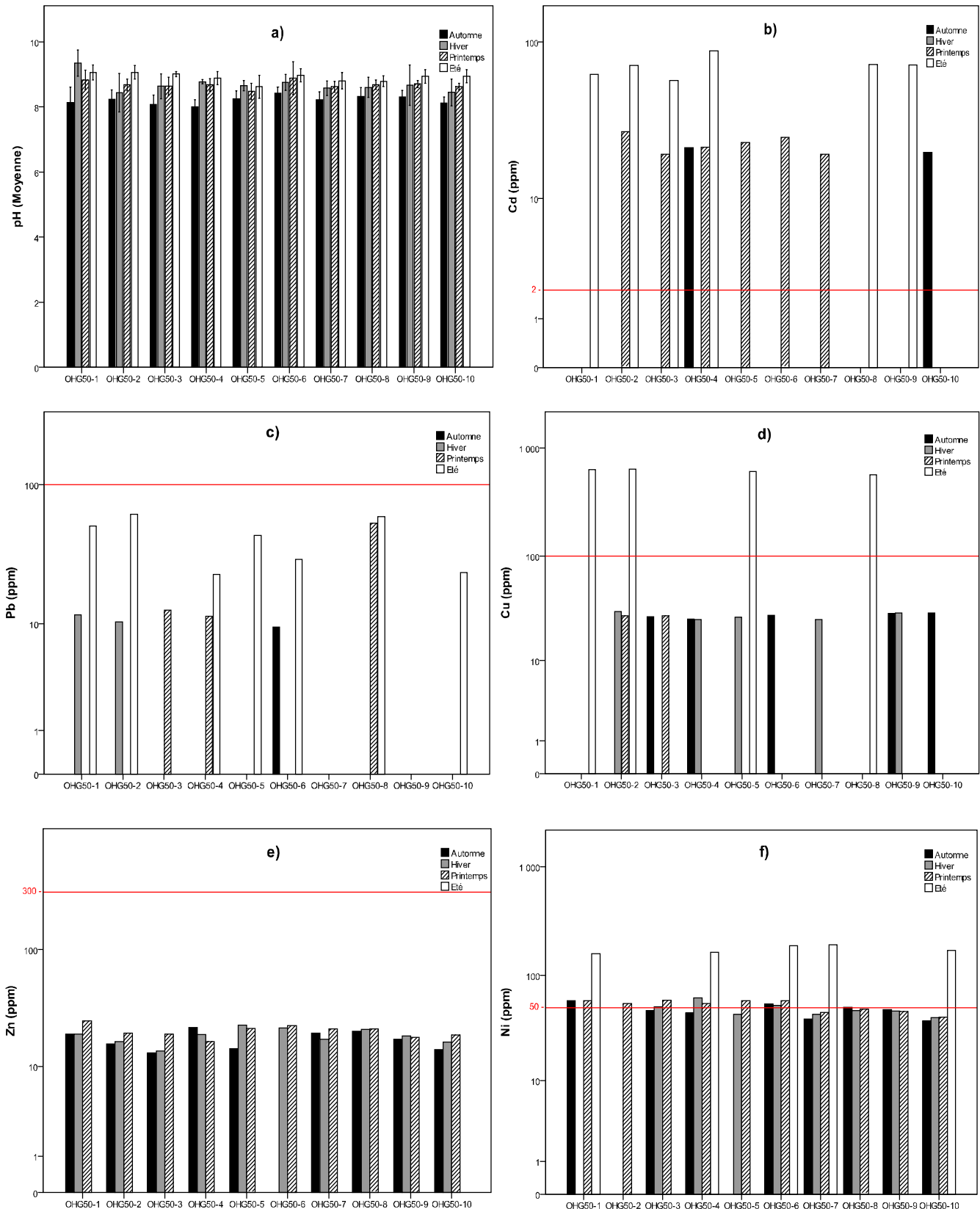
**Figure 59 :** Histogrammes illustrant l'évolution saisonnière de pH (a) et les teneurs totales (ppm) en métaux lourds dans les sols de l'axe OHB : Cd (b), Pb (c), Cu (d), Zn (e), Ni (f).

Les lignes horizontales en rouge représentent les seuils de teneur totale de chaque métal normalisés par AFNOR NF U44-041.

**Tableau 33 :** Valeurs moyennes de pH et de concentration des métaux lourds (ppm) dans les sols de l'axe OHG pendant les saisons.

Saison	Site	pH	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni
Automne	OHG50-1	8,14 ± 0,38	< LD	< LD	< LD	19,24 ± 4,48	58,20 ± 16,80
	OHG50-2	8,24 ± 0,23	< LD	< LD	< LD	15,85 ± 1,34	< LD
	OHG50-3	8,08 ± 0,24	< LD	< LD	26,85 ± 0,45	13,17 ± 0,35	47,02 ± 0,00
	OHG50-4	8,00 ± 0,17	21,56 ± 0,00	< LD	25,72 ± 0,00	21,93 ± 6,77	44,72 ± 2,01
	OHG50-5	8,25 ± 0,20	< LD	< LD	< LD	14,35 ± 0,18	< LD
	OHG50-6	8,42 ± 0,15	< LD	9,43 ± 0,00	27,89 ± 0,00	< LD	54,45 ± 12,69
	OHG50-7	8,23 ± 0,20	< LD	< LD	< LD	19,68 ± 0,74	39,29 ± 2,00
	OHG50-8	8,32 ± 0,22	< LD	< LD	< LD	20,39 ± 2,47	50,39 ± 8,04
	OHG50-9	8,32 ± 0,16	< LD	< LD	28,85 ± 1,25	17,33 ± 2,74	48,02 ± 0,00
	OHG50-10	8,12 ± 0,16	20,10 ± 0,00	< LD	29,39 ± 0,00	14,17 ± 2,16	37,50 ± 0,04
Hiver	OHG50-1	9,35 ± 0,33	< LD	11,70 ± 0,00	< LD	19,32 ± 7,34	< LD
	OHG50-2	8,44 ± 0,48	< LD	10,35 ± 0,00	30,29 ± 0,00	16,54 ± 0,74	< LD
	OHG50-3	8,64 ± 0,31	< LD	< LD	< LD	13,73 ± 0,00	51,14 ± 0,00
	OHG50-4	8,77 ± 0,05	< LD	< LD	25,25 ± 0,00	19,10 ± 2,74	62,14 ± 5,14
	OHG50-5	8,66 ± 0,13	< LD	< LD	26,62 ± 2,45	23,00 ± 7,31	43,41 ± 5,58
	OHG50-6	8,76 ± 0,20	< LD	< LD	< LD	21,90 ± 5,64	52,50 ± 9,28
	OHG50-7	8,58 ± 0,18	< LD	< LD	25,27 ± 0,00	17,47 ± 4,83	43,59 ± 1,17
	OHG50-8	8,61 ± 0,25	< LD	< LD	< LD	21,24 ± 3,27	47,09 ± 5,72
	OHG50-9	8,67 ± 0,50	< LD	< LD	29,39 ± 2,09	18,53 ± 4,21	46,79 ± 4,46
	OHG50-10	8,45 ± 0,33	< LD	< LD	< LD	16,38 ± 4,33	40,46 ± 0,00
Printemps	OHG50-1	8,83 ± 0,24	< LD	< LD	< LD	25,16 ± 10,28	58,37 ± 0,00
	OHG50-2	8,68 ± 0,15	27,34 ± 0,00	< LD	27,56 ± 0,00	19,73 ± 4,13	54,64 ± 9,66
	OHG50-3	8,64 ± 0,22	19,57 ± 0,31	12,63 ± 0,00	27,55 ± 0,00	19,29 ± 3,60	58,82 ± 15,02
	OHG50-4	8,68 ± 0,16	21,74 ± 0,00	11,39 ± 0,00	< LD	16,62 ± 0,85	54,57 ± 16,00
	OHG50-5	8,48 ± 0,20	23,24 ± 0,00	< LD	< LD	21,52 ± 8,63	58,06 ± 12,36
	OHG50-6	8,89 ± 0,41	25,12 ± 0,00	< LD	< LD	22,92 ± 5,57	58,31 ± 14,50
	OHG50-7	8,62 ± 0,13	19,56 ± 0,00	< LD	< LD	21,36 ± 6,98	45,26 ± 3,86
	OHG50-8	8,68 ± 0,11	< LD	53,61 ± 0,00	< LD	21,48 ± 4,41	48,44 ± 7,03
	OHG50-9	8,71 ± 0,09	< LD	< LD	< LD	18,08 ± 1,92	46,31 ± 0,18
	OHG50-10	8,63 ± 0,09	< LD	< LD	< LD	19,03 ± 4,52	40,87 ± 2,42
Été	OHG50-1	9,07 ± 0,19	63,04 ± 0,00	51,18 ± 4,88	629,92 ± 92,64	< LD	158,11 ± 33,19
	OHG50-2	9,07 ± 0,17	71,59 ± 0,00	62,06 ± 0,00	637,54 ± 0,00	< LD	< LD
	OHG50-3	9,01 ± 0,06	57,45 ± 0,00	< LD	< LD	< LD	< LD
	OHG50-4	8,88 ± 0,16	88,00 ± 0,00	23,14 ± 0,00	< LD	< LD	163,67 ± 0,00
	OHG50-5	8,63 ± 0,28	< LD	44,03 ± 0,00	610,80 ± 0,00	< LD	< LD
	OHG50-6	8,97 ± 0,16	< LD	29,77 ± 0,00	< LD	< LD	187,75 ± 0,00
	OHG50-7	8,81 ± 0,20	< LD	< LD	< LD	< LD	192,66 ± 0,00
	OHG50-8	8,79 ± 0,13	72,27 ± 0,00	59,61 ± 0,00	565,44 ± 0,00	< LD	< LD
	OHG50-9	8,94 ± 0,17	72,10 ± 0,00	< LD	< LD	< LD	< LD
	OHG50-10	8,95 ± 0,16	< LD	23,88 ± 0,00	< LD	< LD	169,93 ± 41,77

LD : limite de détection.



**Figure 60:** Histogrammes illustrant l'évolution saisonnière de pH (a) et les teneurs totales (ppm) en métaux lourds dans les sols de l'axe OHG : Cd (b), Pb (c), Cu (d), Zn (e), Ni (f).

Les lignes horizontales en rouge représentent les seuils de teneur totale de chaque métal normalisés par AFNOR NF U44-041.

### II.3 Corrélation entre le pH du sol et les teneurs en métaux lourds :

Comme il a été montré dans la partie bibliographique, plusieurs paramètres physico-chimiques de sol ayant un rôle dans l'accumulation et la dispersion des métaux lourds dans le sol. D'après Anderson et Christensen (1988), le pH est très certainement le facteur d'influence le plus important. En effet, des analyses de corrélation (Pearson) ont été effectuées afin de mettre en évidence le potentiel impact de pH sur la mobilité des métaux lourds dans le sol (Tableaux 34, 35 et 36).

**Tableau 34** : Matrice de corrélation de Pearson entre les concentrations des métaux lourds et le pH de sols de l'axe OTE.

[Les relations significatives sont montrées en gras (\* P<0.05); (\*\* P<0.01)].

		pH	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni
Automne	pH	1					
	Cd	<b>0,54*</b>	1				
	Pb	<b>0,81*</b>	0,03	1			
	Cu	-0,43	0,05	0,02	1		
	Zn	<b>0,65*</b>	-0,02	<b>-0,53*</b>	<b>0,69*</b>	1	
	Ni	<b>0,76*</b>	0,03	<b>-0,95**</b>	0,04	0,08	1
Hiver	pH	1					
	Cd	<b>0,58*</b>	1				
	Pb	0,32	0,12	1			
	Cu	-0,20	0,08	0,04	1		
	Zn	0,42	-0,06	-0,32	0,28	1	
	Ni	-0,14	0,05	-0,30	0,02	-0,05	1
Printemps	pH	1					
	Cd	-0,26	1				
	Pb	-0,29	0,08	1			
	Cu	<b>0,51*</b>	0,12	0,06	1		
	Zn	<b>0,86*</b>	-0,09	0,34	<b>0,56*</b>	1	
	Ni	<b>0,64*</b>	0,05	0,15	-0,19	-0,45	1
Eté	pH	1					
	Cd	<b>0,65*</b>	1				
	Pb	<b>0,85*</b>	0,11	1			
	Cu	0,35	0,28	0,10	1		
	Zn	0,46	-0,14	<b>-0,51*</b>	0,37	1	
	Ni	<b>0,86*</b>	0,08	<b>0,72*</b>	-0,23	0,21	1



**Tableau 35** : Matrice de corrélation de Pearson entre les concentrations des métaux lourds et le pH de sols de l'axe OHB.

[Les relations significatives sont montrées en gras (\* P<0.05); (\*\* P<0.01)].

		pH	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni
Automne	pH	1					
	Cd	0,22	1				
	Pb	<b>0,87*</b>	0,08	1			
	Cu	<b>0,53*</b>	0,27	<b>0,93**</b>	1		
	Zn	<b>0,66*</b>	-0,11	0,41	0,16	1	
	Ni	<b>0,71*</b>	-0,09	<b>-0,85*</b>	0,12	-0,11	1
Hiver	pH	1					
	Cd	<b>0,73*</b>	1				
	Pb	<b>0,90**</b>	0,10	1			
	Cu	0,04	0,29	<b>0,95**</b>	1		
	Zn	0,44	-0,16	0,43	-0,13	1	
	Ni	<b>0,63*</b>	-0,12	<b>-0,91**</b>	-0,02	-0,01	1
Printemps	pH	1					
	Cd	<b>0,62*</b>	1				
	Pb	-0,29	0,07	1			
	Cu	-0,03	0,21	0,37	1		
	Zn	<b>0,81*</b>	-0,11	0,25	-0,42	1	
	Ni	0,13	-0,09	-0,41	-0,02	-0,35	1
Été	pH	1					
	Cd	<b>0,86*</b>	1				
	Pb	<b>0,91**</b>	0,13	1			
	Cu	-0,08	<b>-0,83*</b>	0,26	1		
	Zn	0,48	<b>0,56*</b>	0,17	<b>-0,59*</b>	1	
	Ni	<b>0,56*</b>	-0,05	-0,33	0,29	0,41	1

**Tableau 36** : Matrice de corrélation de Pearson entre les concentrations des métaux lourds et le pH de sols de l'axe OHG.

[Les relations significatives sont montrées en gras (\* P<0.05); (\*\* P<0.01)].

		pH	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni
Automne	pH	1					
	Cd	<b>0,90**</b>	1				
	Pb	-0,14	0,09	1			
	Cu	0,21	-0,12	0,15	1		
	Zn	<b>0,72*</b>	0,23	0,32	<b>-0,61*</b>	1	
	Ni	<b>0,59*</b>	0,28	-0,11	0,06	-0,19	1
Hiver	pH	1					
	Cd	0,12	1				
	Pb	0,28	0,06	1			
	Cu	<b>0,57*</b>	-0,09	0,24	1		
	Zn	0,31	0,18	<b>0,64*</b>	<b>-0,55*</b>	1	
	Ni	0,14	0,21	-0,16	<b>-0,92**</b>	0,35	1
Printemps	pH	1					
	Cd	<b>0,82*</b>	1				
	Pb	<b>0,72*</b>	0,12	1			
	Cu	-0,13	-0,19	0,32	1		
	Zn	0,38	-0,30	<b>-0,51*</b>	<b>-0,53*</b>	1	
	Ni	-0,17	<b>0,59*</b>	<b>-0,94**</b>	-0,41	0,07	1
Été	pH	1					
	Cd	<b>0,71*</b>	1				
	Pb	<b>0,78*</b>	<b>-0,90**</b>	1			
	Cu	<b>0,64*</b>	<b>-0,94**</b>	-0,35	1		
	Zn	<b>0,66*</b>	-0,43	-0,40	-0,36	1	
	Ni	<b>0,70*</b>	<b>0,92**</b>	<b>0,82*</b>	-0,18	0,11	1

Sur l'axe d'étude OTE, on note des corrélations positives statistiquement significatives entre le pH du sol et l'accumulation de chacun de :

- En automne : le Plomb (0,81), le Cadmium (0,54), le Zinc (0,65) et le Nickel (0,76).
- En hiver : uniquement le Cadmium (0,58).
- En printemps : le Cuivre (0,51), le Zinc (0,86) et le Nickel (0,64).
- En été : le Cadmium, le Plomb et le Nickel avec des coefficients de corrélation (0,65), (0,85) et (0,86), respectivement.

Par ailleurs, on constate que certains métaux sont corrélés entre eux mêmes. Alors, la présence de l'un prédit l'autre. Des corrélations négatives statistiquement significatives sont remarquées donc entre le Plomb et le Zinc (-0,53), entre le Plomb et le Nickel (-0,95) en automne et le Plomb et le Zinc (-0,51) en été. Par contre, des corrélations positives statistiquement significatives entre le Cuivre et le Zinc (0,69) en automne, entre le Cuivre et le Zinc (0,56) en printemps et entre le Plomb et le Nickel (0,72) en été sont également remarqué.

Concernant l'axe OHB, les corrélations statistiquement significatives se montrent généralement positives entre le pH et les concentrations de la majorité des métaux étudiés :

- En automne : avec le Plomb (0,87), le cuivre (0,53), le Zinc (0,66) et avec le Nickel (0,71).
- En Hiver : le pH du sol et corrélé positivement avec le Cadmium, le Plomb, et le Nickel, respectivement par les coefficients (0,73), (0,9) et (0,63).
- En printemps : avec le Cadmium (0,62) et le Zinc (0,81).
- En été : avec le Cadmium (0,86), le Nickel (0,56) et hautement avec le Plomb (0,91).

Toutefois, des corrélations significatives ont noté également entre les métaux eux-mêmes. Le plomb est positivement corrélé avec le Cuivre (0,93 et 0,95) et négativement avec le Nickel (-0,85 et -0,91) et ceci pendant automne et hiver, respectivement. Alors qu'en été, le Cuivre est négativement corrélé avec chacun de Cadmium (-0,83) et le Zinc (-0,59), pendant que le Cadmium est positivement corrélé avec le Zinc (0,56).

Pour l'axe OHG, également des corrélations positives importantes et statistiquement significatives entre le pH du sol et l'accumulation des différents métaux étudiés, et ceci pendant :

- L'automne : hautement avec le Cadmium (0,90) et modérément avec chacun de Zinc (0,72) et le Ni (0,59).
- Hiver : uniquement avec le Cuivre (0,57).

- Le printemps : avec le Cadmium (0,82) et le Plomb (0,72).
- L'été : avec le Cadmium (0,71), le Plomb (0,78), le Cuivre (0,64), le Zinc (0,66) et le Nickel (0,70).

D'ailleurs, c'est tout comme pour le cas des autres axes d'étude, certains métaux sont aussi corrélés entre eux dans cet axe. Le cuivre est négativement corrélé avec le Zinc (-0,51, -0,55 et -0,53) en automne (-0,51), en hiver (-0,55) et en printemps (-0,53) et avec le Nickel (-0,92) en hiver. Des corrélations significatives également négatives sont trouvées en printemps entre le Plomb et chacun de Zinc (-0,51) et le Nickel (-0,94), et en été entre le Cadmium et chacun de plomb (-0,90) et le Cuivre (-0,94). Alors qu'autres corrélations positives statistiquement significatives sont noté entre le Plomb et le Zinc (0,64) en hiver, entre le Cadmium et le Nickel (0,59) en printemps, et notamment entre le Nickel et chacun de Cadmium (0,92) et le Plomb (0,82) en été.

La variation de pH a des conséquences complexes sur la mobilité des métaux lourds, leur augmentation induit la formation d'espèce précipitées qui peuvent limiter la solubilité et la biodisponibilité de toutes les espèces ioniques (Deneux-Mustin et al. 2003).

L'alcalinité des sols dans les trois axes étudiés, entraîne une augmentation dans la capacité d'adsorption des oxydes et des hydroxydes de manganèse et du fer qui deviennent bons et forts adsorbants naturels ; cela favorise alors l'adsorption ou la co-précipitation des métaux présents dans le milieu (Bozkurt et al., 2000). En effet, le pH est considéré comme l'un des facteurs qui contrôlent le plus la rétention des cations métalliques (Kabata-Pendias, 2001).

Pour le cadmium, la corrélation positive entre le pH du sol et ce dernier a été déjà mis en évidence par plusieurs auteurs (Chlopecka et al., 1996 et Ma et Rao, 1997) qui ont montré que la mobilité de ce métal est liée aux conditions de pH. Il est donc le facteur qui régit de façon importante la solubilité du cadmium dans les sol (Sauvé et al., 2000). Selon (Devranche et al., 2003), le pH semble être l'un des principaux facteurs de rétention du métal à la surface des sols, ce qui se traduit par les teneurs élevées trouvées dans les sols de trois axes pendant les différentes saisons. Quand les valeurs de pH sont supérieures à 7, le cadmium forme des minéraux comme l'otavite ( $\text{CdCO}_3$ ), le CdO et le  $\text{Cd(OH)}_2$  (Kabata-Pendias et Pendias, 1992 et Holm et al., 1996), qui sont effectivement insolubles dans le sol.

Selon Baize (1997), pour une gamme de pH étendue (de 5 à 9), le plomb est très peu mobile dans les sols. Alors, les valeurs élevées de pH des sols étudiés entraînent une diminution de la

solubilité du plomb, ce qui conduit à son accumulation dans ces sols et donc à une corrélation positive entre ce dernier et le pH. En effet, lorsque le pH est proche de la neutralité ou alcalin, le plomb se précipite en  $Pb(OH)_2$ ,  $PbCO_3$  ou en plomb sulfate (Wild, 1993).

D'après Sauvé et al. (1997), la majorité du cuivre se trouve dans les sols sous formes insolubles. Tout comme pour les autres métaux, l'un des facteurs le plus important affectant le comportement des métaux lourds dans les sols, directement ou indirectement, est le pH. Ceci est évidemment interprété par la corrélation positive qui nous l'avons trouvé entre la teneur de cuivre et le pH des sols pendant plusieurs saisons. Selon Adriano (2001) et Bisson et al (2005), le cuivre semble former des liaisons plus fortes avec les composants du sol, mais au-delà de pH 7, il ne serait pratiquement plus mobile.

En ce qui concerne la corrélation positive entre le Zinc et le pH, elle est également provoquée par l'alcalinité des ces sols. En effet, le pH est l'un des facteurs influençant le plus le comportement du zinc dans les sols.   un pH basique, le Zinc peut précipiter comme hydrozincite  $[Zn_5(OH)_6(CO_3)_2]$  ou bien comme  $Zn(OH)_2$ . Inversement, pour les sols acides ou neutres; il est l'un des éléments traces les plus mobiles (El Zahaby, 1998 ; Ashley, 1996).

L'effet de pH du sol sur l'accumulation de Nickel est significativement traduit par des corrélations positives dans les sols étudiés. En effet, l'absorption de Ni dépend des formes sous lesquelles il existe dans le sol. D'après Uren (1992), la forme ionique la plus stable du nickel est  $Ni^{2+}$ , cette forme est majoritaire à des  $pH \leq 7$ , où il tend à exister sous forme hydraté  $Ni(H_2O)_6^{2+}$ . Cependant, sa prédominance diminue avec l'augmentation de pH.

#### II.4 Conclusion :

Le pH joue un rôle très important dans la mobilité des métaux. Il est un facteur important influençant la solubilité et la spéciation du métal et donc sa toxicité.

Cette phase d'étude se propose de mettre en évidence l'impact de pH sur la mobilité des métaux lourds dans le sol.

Les résultats obtenus ont révélé que les sols de trois axes étudiés ont un caractère moyennement à très fortement alcalin avec des modifications modérément significatives entre les saisons notamment pour les axes OHB et OHG. Alors que dans certaines saisons les concentrations de Cd et Ni sont significativement aux dessus de seuil limite autorisé, et ceci pour les trois axes.

Alors que les teneurs en Cu, Pb et Zn sont généralement inférieures aux normes admises, excepté pour certains échantillons du sol de l'axe OHG, précisément en été où la teneur de Cu est significativement supérieure de seuil limite autorisé.

En outre, les analyses de corrélation (Pearson), ont montré que le Cd, Pb, Cu, Zn et le Ni sont effectivement corrélés avec le pH du sol, et ceci dans les trois axes étudiés.

En effet, les valeurs élevées de pH des sols entraînent une diminution de la solubilité des métaux. Alors, comme dans le cas de nos sols ; l'alcalinité empêche fortement la mobilité de métaux étudiés, ce qui traduit par l'accumulation de ces derniers dans les sols et donc des corrélations positives entre eux et le pH.

L'augmentation de pH et la présence d'ions ( $\text{OH}^-$ ) permet la formation d'hydroxydes métalliques insolubles limitant la mobilité des métaux dans les sols. En effet, à des valeurs de  $\text{pH} > 7$ , le cuivre ne serait plus mobile, le cadmium également forme des minéraux comme l'otavite ( $\text{CdCO}_3$ ), le  $\text{CdO}$  et le  $\text{Cd}(\text{OH})_2$  qui sont effectivement insolubles; le plomb se précipite en  $\text{Pb}(\text{OH})_2$ ,  $\text{PbCO}_3$ ; une grande partie de nickel est complexée et formant ainsi des précipités ( $\text{Ni}(\text{OH})_2$ ) ou des complexes solubles (acides organiques, carbonates, sulfates,..), le zinc aussi peut précipiter comme hydrozincite [ $\text{Zn}_5(\text{OH})_6(\text{CO}_3)_2$ ] ou bien comme  $\text{Zn}(\text{OH})_2$  et ne serait pratiquement plus mobile pour ces valeurs de pH.

Il ressort de cette étude que sur les trois axes d'études, les corrélations positives observées entre les valeurs de pH et les concentrations de Cd, Pb, Cu, Zn et Ni témoignent de ce que le pH du sol a une influence considérable sur la capacité du sol à retenir les métaux.

## **CHAPITRE III**

# **L'influence des métaux lourds sur la densité microbienne dans le sol**

### III.1 Introduction :

Le sol est l'un des plus importants réservoirs de biodiversité de notre planète. On estime qu'un gramme de sol abrite plusieurs milliards de bactéries et champignons, avec plus de 1000 espèces différentes (Curtis et Sloan, 2005). Dans beaucoup de cas, l'absence de prise en compte des contraintes physiques, chimiques et microbiologiques des sols reste préjudiciable à leur exploitation.

Dans le sol, les micro-organismes sont soumis en permanence à des perturbations qui en modifient la structure des communautés. Les propriétés physiques et chimiques du sol telles que la qualité et la teneur de matière organique, le pH, les concentrations de métaux, etc., ont une influence sur les dynamiques des communautés microbiennes (Lombard et al., 2011).

En effet, les microorganismes sont reconnus dans la littérature comme jouant un rôle déterminant dans la bioremédiation des sols pollués, ils peuvent être utilisés comme des destructeurs actifs des polluants. Mais d'autre côté, ces polluants peuvent également détruire la succession microbienne, et éliminer ou tuer certaines diversités de microorganismes et activer le développement d'autres qui entraîneront une modification de la résistance de l'écosystème du sol dans son ensemble (Donkova et Kaloyanova, 2008). Alors, effectivement la présence d'éléments potentiellement toxiques tels que les métaux lourds, pourrait inhiber certains aspects de l'activité microbienne du sol.

La pollution des sols par les métaux lourds devient un grave problème environnemental, mais on dispose de peu d'informations sur les changements induits par les métaux lourds dans les microhabitats des micro-organismes du sol (Ranjard et al., 2000).

L'accumulation des métaux lourds dans l'environnement peut se répercuter sur la santé des êtres humains et des animaux (Wang et al., 2003). Mais également à l'échelle microscopique, les métaux lourds ont aussi des effets néfastes sur les populations microbiennes. Les micro-organismes sont le premier groupe qui subit les effets directs ou indirects des métaux lourds dans l'environnement du sol (Lenart et Wolny-Koładka, 2013).

Les niveaux élevés de métaux lourds dans les sols ont eu des impacts significatifs sur la taille de la population et l'activité globale des communautés microbiennes du sol. De nombreux rapports ont montré que la réponse à court terme aux métaux toxiques est une forte réduction de l'activité microbienne (Said and Lewis, 1991; Chander and Brookes, 1993; Brookes, 1995; Ghosh et al., 2004; Renella et al., 2004). Il semble en effet que les métaux limitent l'activité des micro-organismes et leur multiplication.



L'impact négatif de la contamination par les métaux lourds sur la respiration du sol, la biomasse microbienne, les activités enzymatiques, la taille et la diversité de la communauté microbienne est affirmé par plusieurs études. Cependant, autres résultats n'indiquant aucune différence entre les sites pollués et non pollués en termes de biomasse, d'activité enzymatique ou d'abondance de certains groupes de micro-organismes ont également été publiés.

Par exemple, lors de ses recherches sur les stratégies de remédiation des sols contaminés par le cadmium et le plomb, Juwarkar et al. (2002), ont comparé le nombre de groupes de micro-organismes sélectionnés dans des sols naturels et autres enrichis en métaux lourds. Les résultats qu'ils ont obtenus ont indiqué que les groupes microbiens examinés étaient beaucoup moins abondants dans les sols contaminés que dans les sols naturels (Tableau 37). En revanche, Lenart et Wolny-Koładka (2013) ont enregistré des nombres significativement différents des groupes microbiens sélectionnés lors de l'analyse des sols non contaminés et autres contaminés par des métaux lourds d'aciérie d'ArcelorMittal à Cracovie (Pologne). De même, leurs résultats ont indiqué qu'à l'exception des champignons, les micro-organismes étaient beaucoup moins abondants dans les sols pollués par des métaux lourds que dans les sols non contaminés (Tableau 38). La contamination par les métaux lourds entraîne une réduction de la biomasse microbienne et même si elles ne provoquent pas la réduction de leur nombre, elles réduisent la biodiversité ou perturbent la structure des communautés.

**Tableau 37** : Les caractéristiques microbiologiques du sol naturel et sol enrichi en métaux lourds à Nagpur, Inde (Juwarkar et al., 2002 cité dans Lenart et Boroń, 2014)

Microorganismes analysés (UFC.g <sup>-1</sup> .s.s)	Sol naturel ( non contaminé)	Sol contaminé par les métaux lourds
Bactéries	17×10 <sup>5</sup>	58×10 <sup>4</sup>
Champignons	26×10 <sup>3</sup>	42×10 <sup>2</sup>
Actinomycètes	43×10 <sup>3</sup>	18×10 <sup>1</sup>
Azotobacter	23×10 <sup>3</sup>	17×10 <sup>1</sup>
Rhizobium	21×10 <sup>3</sup>	16×10 <sup>2</sup>

**Tableau 38 :** Plages des groupes microbiens sélectionnés dans les sols contaminés et non contaminés par des métaux lourds à l'aciérie d'ArcelorMittal à Cracovie, Pologne. (Lenart et Wolny-Koladka, 2013 cité dans Lenart et Boroń, 2014).

Microorganismes Analysés (UFC.g <sup>-1</sup> .s.s)	Sol non contaminé	Sol contaminé par les métaux lourds
Bactéries mésophiles	$2.50 \times 10^2 - 10.44 \times 10^6$	$0 - 13.15 \times 10^5$
Champignons	$84.00 \times 10^1 - 21.03 \times 10^3$	$0 - 57.90 \times 10^3$
Actinomycètes	$62 - 99.50 \times 10^3$	$0 - 20.26 \times 10^3$
Azotobacter	$0 - 28.90 \times 10^2$	$0 - 57.00 \times 10^1$

C'est pourquoi, cette partie de l'étude propose de vérifier si des différences quantitatives des densités de certains groupes microbiens sont affirmées entre deux sols, dont l'un est pollué et l'autre non pollué. Dans ce contexte l'évaluation saisonnière des paramètres physico-chimiques et les densités microbiennes de deux sols ont fait l'objet de ce chapitre afin de déterminer l'impacte des polluants métalliques sur la stabilité (résistance/résilience) et l'activité des communautés microbiennes (bactéries et champignons).

### III.2 Choix et description des sites :

Généralement les informations sur les indicateurs biologiques des sols de notre zone d'étude semblent être très rares. Les propriétés biologiques sur base d'analyses des populations microbiennes et de leurs activités dans cette zone ont fait effectivement l'objet de très peu de travaux.

Notre étude a été réalisée dans deux sites différents. Nous avons choisi deux palmeraies d'exploitation agricole appartenant au secteur privé (Figure 61).

Pour atteindre le but principal de cette phase d'étude, nous avons fait une comparaison saisonnière entre les résultats d'analyses physico-chimique et microbiologique de sols de deux sites ; l'un est pollué par quelques métaux lourds (Site 1) et l'autre qui est considéré comme un site témoin est non pollué (Site 2).

Ils sont extrêmement diversifiés, il existe une relation aire/espèce chez ces organismes (Green et Bohannan, 2006 cité dans Karabi, 2016).

La densité microbienne dépend effectivement de l'aire d'étude. En conséquence, le nombre de prélèvements doit être représentatif de la surface de l'écosystème étudié. Cette limitation peut être contournée par l'analyse d'échantillons composites, c'est-à-dire par mélange des échantillons issus des répliques spatiales d'un même site (Schwarzenbach et al., 2007).

Dans chaque site et à l'aide d'une spatule stérile, 5 échantillons élémentaires de la couche superficielle (0-20 cm) d'environ 500 g de sol ont été prélevés de cinq points différents (Sud, nord, est, ouest et de centre de site), et ceci durant chaque saison dans les mêmes conditions et le même jour. Les échantillons ont ensuite été mélangés et homogénéisés en un seul lot pour constituer un échantillon composite représentatif du site. Les cailloux ont été rejetés et seulement 500g du sol ont été gardés pour les analyses. Les prélèvements ont été effectués saisonnièrement, i.e : en Automne (Octobre 2017), Hiver (début de Janvier 2018), Printemps (Fin de Mars 2018) et en Eté (la fin d'Août 2018).

Les échantillons de sols ont été mis dans des sachets stériles, étiquetés et bien scellés et transportés sous froid dans une glacière au laboratoire où ils ont tamisés à 5 mm puis à 2 mm pour éliminer les éléments grossiers et les débris organiques. En attendant les analyses, chaque échantillon a été divisé en 2 parties, une partie consacrée aux analyses microbiologiques conservée au frais (environ 4°C) pour réduire l'activité de populations microbiennes (Rocio., 1993), et l'autre partie qui est consacrée aux analyses physico-chimiques est séchée à l'air libre à température ambiante.

### **III.3 Caractérisation physico-chimique des sols :**

Dans les manuels de techniques d'analyses microbiologiques du sol, la mise en œuvre des mesures biologiques doit toujours s'accompagner de la détermination des principales caractéristiques des échantillons de sol.

Les caractéristiques physico-chimiques des sols de deux sites sont présentées dans le tableau 39.

#### **III.3.1 Analyse granulométrique des sols :**

Les résultats d'analyse granulométrique obtenus aux cours des différentes saisons montrent que les sols des deux sites ont des profils semblables. La fraction de sable grossier est la plus dominante avec un taux varié respectivement dans le sol de site 1 et le sol de site 2 entre (52,47 et 54,16 %) et entre (52, 87 et 53,33%), suivi par un pourcentage important de sable fin

s'échelonne entre (43,03 et 44 %) et entre (43,52 et 43,86%) dans les sols de site 1 et site 2, respectivement. Alors que le pourcentage de limon était très faible dans les deux sols avec une valeur maximale de 2,50% et 3,30 %, respectivement pour le site 1 et site 2. D'après ces résultats et selon les classes texturales utilisées dans le système USDA/FAO, ces sols présentent une similitude texturale (classe texturale de type sableuse). Ceci est un indice pour une bonne porosité de sol, mais également une faible capacité de rétention en eau.

Généralement, on remarque aussi qu'il n'y a pas de variation significative de la granulométrie des deux sols selon les saisons et au cours de toute l'année d'étude.

**Tableau 39** : Paramètres physico-chimiques des sols des deux sites dans les différentes saisons.

Saisons	Site 1 (Contaminé)				Site 2 (Non Contaminé)				
	Aut.	Hiv.	Print.	Été	Aut.	Hiv.	Print.	Été	
Granulométrie	S.G (%)	53,47	54,16	54,03	53,88	52,87	53,33	53,10	52,98
	S.F (%)	44,03	43,85	43,96	44,00	43,86	43,52	43,65	43,72
	Lim (%)	2,50	1,99	2,01	2,12	3,27	3,14	3,25	3,30
Classe texturale	Sableuse				Sableuse				
Température du sol (°C)	24,82 ±0,22	16,12 ±0,37	22,68 ±0,42	36,63 ±0,50	25,46 ±0,30	17,04 ±0,15	23,21 ±0,27	37,25 ±0,31	
Humidité du sol (%)	8,73 ±0,49	12,97 ±0,35	10,35 ±0,37	5,69 ±0,56	7,67 ±0,60	12,09 ±0,42	9,31 ±0,28	4,44 ±0,43	
pH	7,92 ±0,03	7,97 ±0,04	8,02 ±0,03	8,21 ±0,04	8,01 ±0,03	8,06 ±0,04	8,11 ±0,02	8,29 ±0,03	
C.E à 25°C (µS/cm)	1940,67 ±11,06	1665,33 ±9,07	1803,67 ±8,02	2288,67 ±16,25	1965,33 ±12,66	1683,67 ±11,24	1823,33 ±7,50	2312 ±12,53	
M.O (%)	1,42 ±0,06	0,94 ±0,07	1,17 ±0,05	0,77 ±0,06	1,33 ±0,06	0,83 ±0,06	1,09 ±0,06	0,70 ±0,04	
Calcaire total (%)	1,82 ±0,07	1,85 ±0,07	1,92 ±0,06	2,07 ±0,08	1,70 ±0,07	1,73 ±0,07	1,80 ±0,06	1,97 ±0,07	

**Aut** : Automne ; **Hiv** : Hiver ; **Print** : Printemps.

### III.3.2 La température de sols :

Comme il est connu dans la bibliographie que la température du sol est fluctuée annuellement et quotidiennement, et elle est principalement affectée par les variations de la température de l'air et du rayonnement solaire (Wu and Nofziger, 1999). Effectivement, les mesures montrent que la température des nos sols suit en général les variations de la température ambiante et se rapproche toujours de températures de la saison de prélèvement. Pendant la même saison, aucune variation significative intersites dans la température du sol n'a enregistré (Figure 62-a).

### III.3.3 L'humidité de sols :

Les taux d'humidité dans les différentes saisons s'échelonnent entre (5,69±0,56) et (12,97±0,35) pour le sol de Site 1, et entre (4,44±0,43) et (12,09±0,42) pour le sol de site 2.

Durant chaque saison et entre les deux sites, aucune variation significative n'a été remarquée dans l'humidité du sol (Figure 62-b). Par contre, il y a une variation temporelle de l'humidité, qui est assez significative à travers les saisons. Les valeurs les plus élevées sont enregistrées dans la saison d'hiver dont l'évaporation des quantités d'eau est faible du fait des faibles températures enregistrées en cette saison par rapport aux autres saisons de l'année [(16,12±0,37) °C et (17,04±0,15) °C pour le site 1 et site 2, respectivement]. Toutefois, les plus basses valeurs de l'humidité sont enregistrées dans la saison la plus chaude (l'été) pour les sols de deux sites. Le taux d'humidité élevé dû principalement à la période d'irrigation de terre, alors que la teneur en eau faible peut s'expliquer par l'aridité du climat d'une part, et d'autre part la capacité de rétention en eau qui est faible grâce à la texture du sol (FAO, 1989).

#### III.3.4 Le pH :

Les valeurs de pH oscillent entre (7,92±0,03) et (8,21±0,04) dans le sol de site 1 et entre (8,01±0,03) et (8,29±0,03) dans le sol de site 2. Nos sols donc et d'après les classes de pH de l'extrait 1/5 (Morand, 2001) montrent en général un caractère alcalin. Nos résultats concordent bien avec ceux trouvés par (Daoud et Halitim, 1994) qui ont rapporté que dans les régions arides, les sols sont généralement alcalins ( $7,5 < \text{pH} < 8,5$ ). En outre, une évolution croissante entre les saisons dans les valeurs du pH des deux sols a été remarquée, mais il n'y a pas de modifications significatives intersites pendant la même saison (Figure 62-c).

#### III.3.5 La conductivité électrique (CE) :

Les valeurs de la conductivité électrique mesurées dans l'extrait au 1/5 du sol varient entre (1665,33±9,07)  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à (2288,67±16,25)  $\mu\text{S}/\text{cm}$  dans le sol de site 1 et entre (1683,67±11,24)  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à (2312±12,53)  $\mu\text{S}/\text{cm}$  dans le sol de site 2. Selon l'échelle de salinité (Mathieu et Pieltain, 2009), nos sols sont salés. Ces valeurs peuvent être expliquées d'une part par la salure des eaux d'irrigation qui augmentent la salinité du sol après l'évaporation due aux températures élevées et d'autre part, par le climat des régions arides qui est caractérisé par une faible précipitation et le dessèchement accentué par les vents fréquents qui soufflent dans ces régions. Ceci est justifié dans les deux sols par les valeurs les plus élevées qui ont été enregistrées dans la saison chaude (l'été), par contre dans la saison froide (Hiver), les valeurs enregistrées de la conductivité électrique du sol étaient les plus faibles comparativement aux autres saisons.

Il est à signaler que ces valeurs varient peu au cours des saisons, mais aucune différence significative intersites n'a été enregistrée dans la même saison (Figure 62-d). Une augmentation de la conductivité des sols a été remarquée notamment avec l'augmentation de la température et la diminution de taux de l'humidité du sol. Généralement, dans les sols agricoles, plus la fréquence

d'irrigation est grande plus la solution du sol est diluée et plus l'enlèvement des sels solubles est facile (Durand et Renty, 1983 cité dans Karabi, 2016). Cependant le lessivage des sels vers les profondeurs dans les climats arides ne peut engendrer à cause de la rareté des pluies qui ne pénètrent pas suffisamment dans le sol (Halilat, 1993).

### III.3.6 La matière organique :

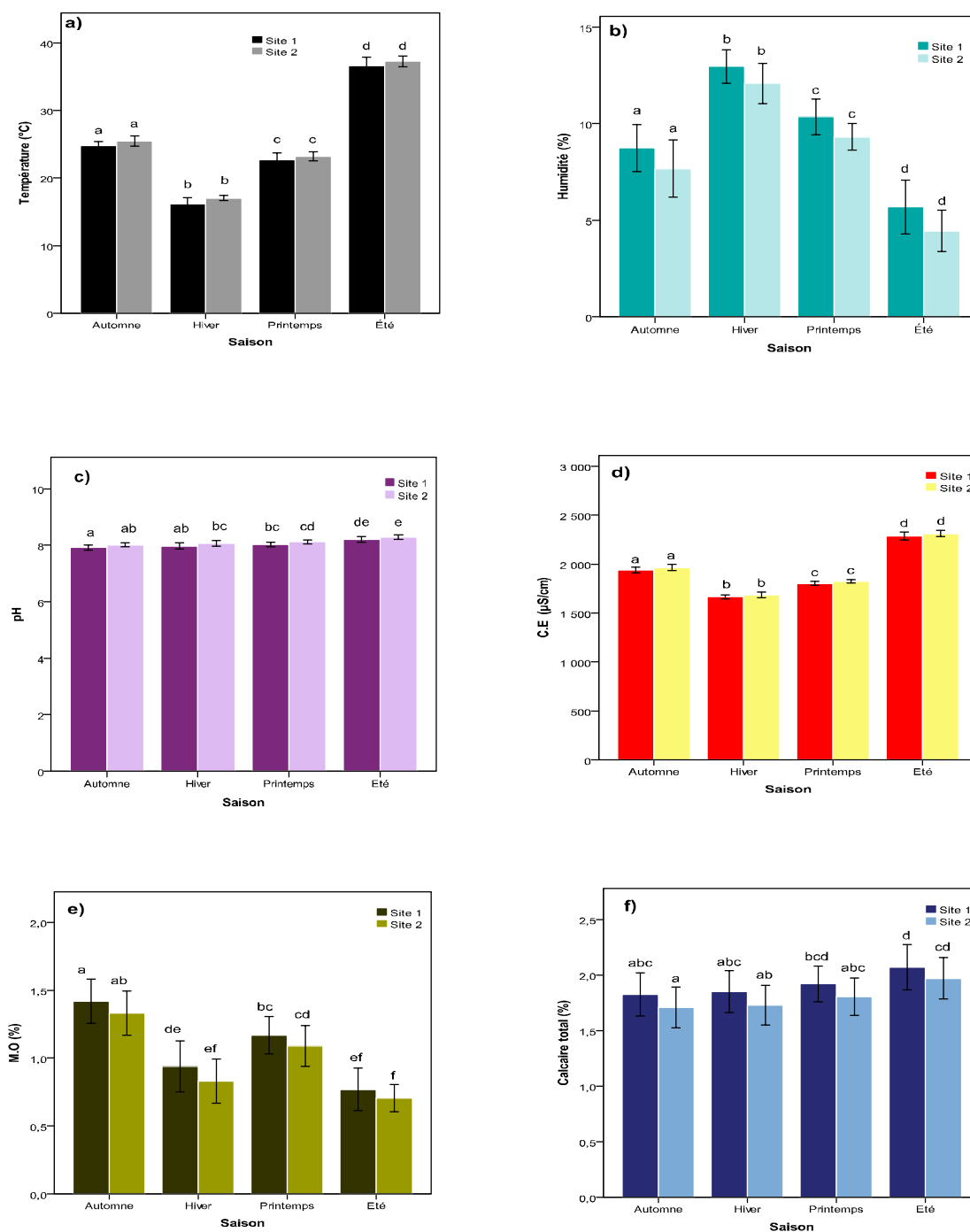
L'effet favorable de la matière organique sur le sol est affirmé. Elle est considérée comme une source majeure d'énergie et d'éléments nutritifs pour la faune et la microflore (Pelletier, 1992).

Les taux de la matière organique aux cours des différentes saisons varient entre  $(0,67 \pm 0,07)\%$  à  $(1,42 \pm 0,12)\%$  et entre  $(0,61 \pm 0,08)\%$  à  $(1,33 \pm 0,15)\%$  dans les sols de Site1 et Site2, respectivement. Ces valeurs et selon l'échelle de (Morand, 2001) montrent que ces sols ne sont pas riches en matières organiques et une variation non considérable aux cours du temps est observée. Le taux le plus élevé de la matière organique a été enregistré en automne, ceci est lié à l'augmentation des amendements organiques, car cette période est le moment de la préparation des terres pour la culture et coïncide donc avec la période où les plantes annuelles meurent et les feuilles tombent (Karabi et al., 2015).

Toutefois, et durant la même saison aucune variation significative n'a été remarquée entre les taux de la matière organique dans les sols de deux sites (Figure 62-e). Généralement dans les zones arides, la teneur en matière organique ne dépasse pas 1% (Duchaufour, 1984). Ceci est peut justifier par la faible couverture végétale dans ces zones. La faible teneur en matière organique dans le sol peut influencer plusieurs propriétés fonctionnelles du sol (Loveland et Webb, 2003).

### III.3.7 Le calcaire total :

Les teneurs en calcaire total aux cours des différentes saisons varient entre  $(1,82 \pm 0,07)\%$  à  $(2,07 \pm 0,08)\%$  pour le sol de site 1 et entre  $(1,70 \pm 0,07)\%$  à  $(1,97 \pm 0,07)\%$  pour le sol de site 2. Selon l'échelle d'interprétation du calcaire total signalé par (Baize, 2000a), on peut donc classer les sols étudiés parmi les sols légèrement calcaires. Il n'y a pas de différences importantes de teneur en calcaire entre les différentes saisons dans les deux sols, même si on compare les taux de deux sites entre eux dans une même saison (Figure 62-f).



**Figure 62 :** Histogrammes illustrant l'évolution saisonnière des différents paramètres physico-chimiques dans les sols de deux sites : **a)** Température, **b)** L'humidité, **c)** pH, **d)** Conductivité électrique, **e)** Matière organique, **f)** Calcaire total.

Les moyennes sont présentées avec les barres d'erreur standard ; et les lettres a,b,c,d,e et f indiquent les moyennes selon le test de tukey ( $p < 0,05$ ). (Annexe 4).

### III.4 Teneurs des métaux lourds :

Après avoir effectué la caractérisation physico-chimique des sols, nous avons procédé à la quantification des métaux lourds, afin de pouvoir déterminer le taux de pollution.

L'ensemble des résultats obtenus de l'analyse des teneurs totales de ces éléments aux cours de différentes saisons, est donné dans le tableau 40 et représenté sous formes d'histogrammes dans la figure 63.

**Tableau 40:** Teneurs en métaux lourds dans les sols des deux sites aux cours des différentes saisons. (Les valeurs présentées en gras signifient qu'elles sont dépassent les seuils de toxicité).

Saisons ETM	Site 1				Site 2			
	Aut.	Hiv.	Print.	Eté	Aut.	Hiv.	Print.	Eté
<b>Cd</b>	<LD	<LD	<LD	<b>16,82</b> ±0,27	<LD	<LD	<LD	0,85 ±0,07
<b>Cu</b>	<LD	<LD	26,36 ±0,91	<LD	<LD	<LD	18,89 ±0,37	<LD
<b>Ni</b>	<b>58,29</b> ±1,31	<b>54,99</b> ±1,27	38,57 ±0,96	36,84 ±0,56	23,27 ±0,93	19,61 ±0,59	14,55 ±0,63	<LD
<b>Pb</b>	<LD	<LD	22,94 ±0,30	<LD	<LD	<LD	<LD	12,10 ±0,23
<b>Zn</b>	<LD	16,43 ±0,53	31,63 ±0,42	20,72 ±0,43	<LD	12,17 ±0,25	23,58 ±0,53	17,82 ±0,23

**LD** : limite détection ; **Aut** : Automne ; **Hiv** : Hiver ; **Print** : Printemps.

#### III.4.1 Le cadmium :

Les résultats révèlent que les teneurs totales en Cd dans les saisons d'Automne, hiver et printemps sont inférieures de limites de détection (<LD), et ceci pour les deux sols, tandis que dans la saison d'été les teneurs en Cd sont trouvées dans les sols de deux sites (Figure 63). Elles sont de l'ordre (16.82±0.27) ppm et (0,85±0,07) ppm pour les sols de site 1 et site 2, respectivement.

En comparant nos résultats avec ceux de la littérature, on remarque qu'en été la valeur de concentration de Cd dans le sol de site 1 est en dessous des normes (2 ppm) (Tableau 09), donc ce sol ne présente aucun signe de contamination et de pollution. Alors que dans le sol de site 2 elle dépasse largement les normes rapportées dans le tableau 9, donc on conclut que ce sol est très contaminé par le Cd, et ceci présente un risque et un réel danger pour l'environnement.



#### III.4.2 Le cuivre :

Pendant les saisons d'automne, hiver et été, les teneurs totales en Cu détectées dans les sols de deux sites sont généralement inférieures de limites de détection (<LD). Par ailleurs en printemps, les valeurs de concentration en Cu trouvées dans ces sols sont de l'ordre (26,36±0,91) ppm pour le sol de site 1 et (18,89±0,37) ppm pour le sol de site 2.

Toutefois, ces teneurs en général sont inférieures au seuil de toxicité des sols (100 ppm) (Tableau 9). Donc les quantités trouvées ne présentent aucun danger et par la suite les sols étudiés ne sont pas contaminés par le Cu.

#### III.4.3 Le Nickel :

Les teneurs totales en Ni détectées pendant notre période d'étude, varient entre (36,84±0,56) ppm et (58,29±1,31) ppm pour le sol de site 1, et entre (<LD) et (23,27±0,93) ppm pour le sol de site 2. Généralement, et pendant la période de notre étude, l'évolution de teneur en Ni est décroissante pour les deux sols dans le même profil.

Ces teneurs totales trouvées durant les différentes saisons, dans les sols de deux sites se situent en dessous des normes définies dans le tableau 9 (50 ppm), excepté pendant les saisons d'automne et hiver et strictement pour le sol de site 1 où les valeurs trouvées dépassent légèrement ces normes (Figure 63). Ceci montre que la contamination de ce sol en Ni est significative pendant ces deux saisons.

#### III.4.4 Le plomb :

Les résultats obtenus montrent que les teneurs totales en Pb aux cours des différentes saisons sont inférieures de limites de détection (<LD) dans les sols étudiés, sauf pour le sol de site 1 en printemps et pour le sol de site 2 en été, où les teneurs en Pb enregistrées sont de l'ordre (22,94±0,30) ppm et (12,10±0,23) ppm, respectivement.

Ces valeurs sont tous en dessous de la limite définie dans le tableau 9 (100 ppm), donc les sols ne sont pas contaminés par le Pb.

#### III.4.5 Le zinc :

Le Zn a été détecté pendant les différentes saisons, excepté pendant la période automnale où sa concentration dans les deux sites était inférieure de la limite de détection (LD). La teneur de Zn variait aux cours des saisons entre (16,43±0,53) ppm et (31,63±0,42) ppm pour le sol de site 1 et entre (12,17±0,25) ppm et (23,58±0,53) ppm pour le sol de site 2.

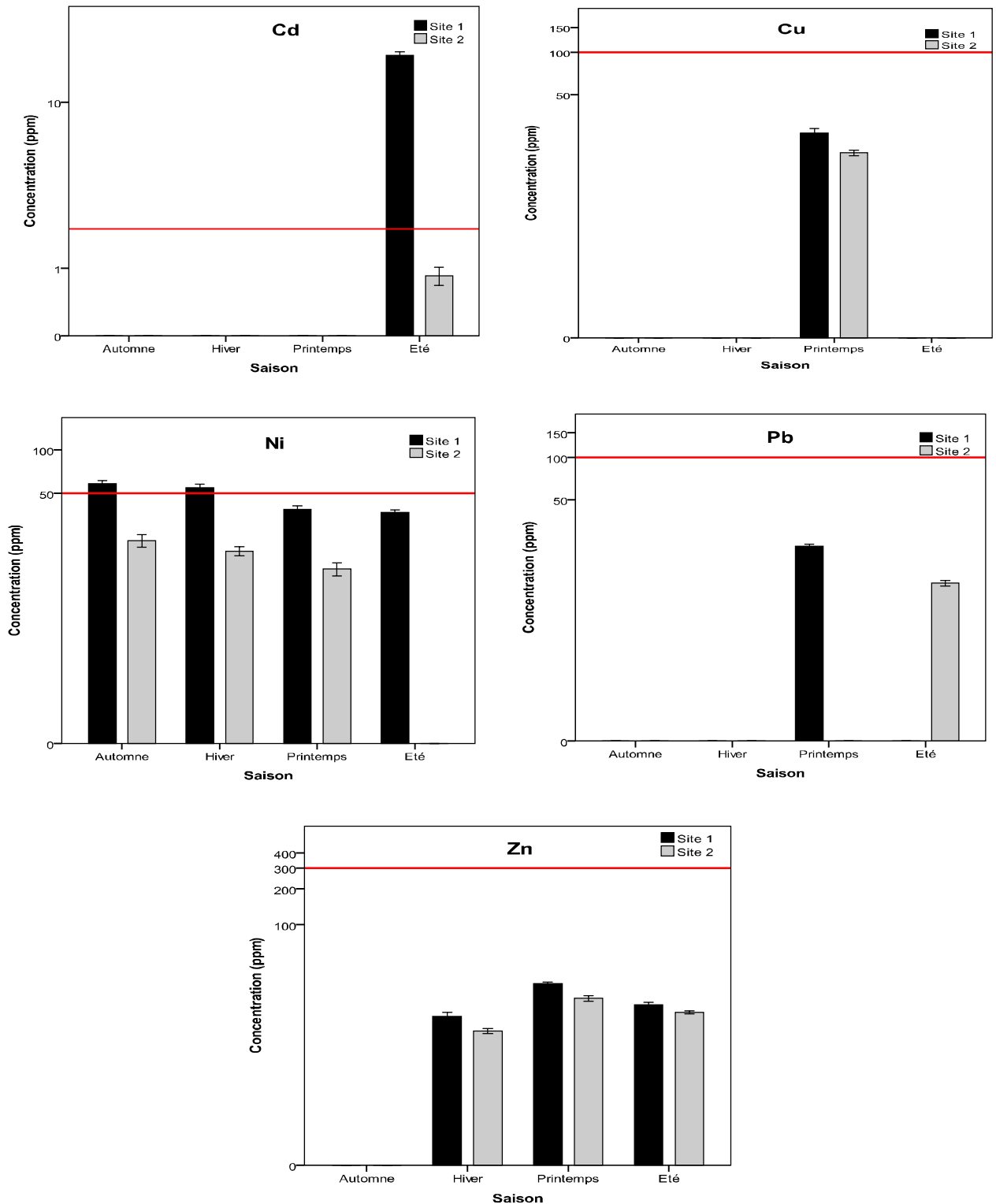
En se référant aux normes définies dans le tableau 9 (300 ppm), on conclut que les teneurs trouvées dans les deux sols sont totalement inférieures. Donc, on peut dire que le Zn ne présente aucun danger pour ces sols.

Toutefois, il faut signaler que ces teneurs ne donnent aucun renseignement sur la mobilité des métaux dans les sols ou sur leur biodisponibilité, mais seulement exprime le danger potentiel du sol.

Comme conclusion, on peut déduire que d'importantes modifications ont été trouvées dans les concentrations des métaux lourds dans les deux sols qui présentent une évolution marquée par des variations saisonnières.

En effet des teneurs élevées en Ni sont détectées en automne et hiver qu'en printemps et été dans les deux sols. En outre le Cd a été détectées avec des teneurs plus élevées et moyennes respectivement, dans les sols de site 1 et site 2 particulièrement pendant été qu'en autres saisons. En revanche, le Cu, Pb et Zn ont été également trouvées dans les deux sols pendant certaines saisons, cependant elles sont difficilement détectables pendant autres (Figure 63).

A la lumière de ces résultats, on constate que seulement le sol de site1 qui a été effectivement contaminé pendant automne, hiver et été mais pas pendant printemps. La contamination dans ce dernier a été plus élevée par le Cd en été et modérément par le Ni pendant automne et hiver. Probablement cette pollution due à l'effet de rejet des déchets domestiques au voisinage, l'utilisation des engrais et les pesticides ainsi que les retombés atmosphériques et le trafic routier.



**Figure 63 :** Histogrammes illustrant l'évolution des teneurs totales (ppm) en métaux lourds dans les sols étudiés aux cours des différentes saisons.

Les lignes horizontales en rouge représentent les seuils de teneur totale de chaque métal normalisés par AFNOR NF U44-041.

### III.5 Caractéristiques microbiologiques :

Les densités des bactéries et des champignons enregistrées dans les sols des deux sites d'études et durant les différentes saisons sont récapitulées dans le tableau 41, et représentées graphiquement dans la figure 64.

**Tableau 41** : La densité des microorganismes dans les sols des deux sites aux cours des différentes saisons. [Les valeurs d'une même colonne suivies par les mêmes lettres, ne sont pas significativement différentes, test de Tukey ( $p < 0.05$ ). (Annexe 04)].

Sites	Saisons	Nombre de germes (UFC.g <sup>-1</sup> .s.s)	
		Bactéries (x 10 <sup>4</sup> )	Champignons (x 10 <sup>4</sup> )
Site 1	Automne	28,51 ± 1,81 <sup>a</sup>	22,14 ± 0,93 <sup>a</sup>
	Hiver	18,49 ± 1,17 <sup>b</sup>	12,75 ± 0,43 <sup>b</sup>
	Printemps	72,65 ± 3,57 <sup>c</sup>	38,86 ± 1,47 <sup>c</sup>
	Été	1,63 ± 0,22 <sup>d</sup>	5,58 ± 0,49 <sup>d</sup>
Site 2	Automne	59,39 ± 2,04 <sup>e</sup>	29,66 ± 1,75 <sup>e</sup>
	Hiver	46,98 ± 1,72 <sup>f</sup>	18,36 ± 0,73 <sup>f</sup>
	Printemps	76,47 ± 3,49 <sup>c</sup>	40,66 ± 1,22 <sup>c</sup>
	Été	7,88 ± 0,28 <sup>g</sup>	9,56 ± 0,59 <sup>g</sup>

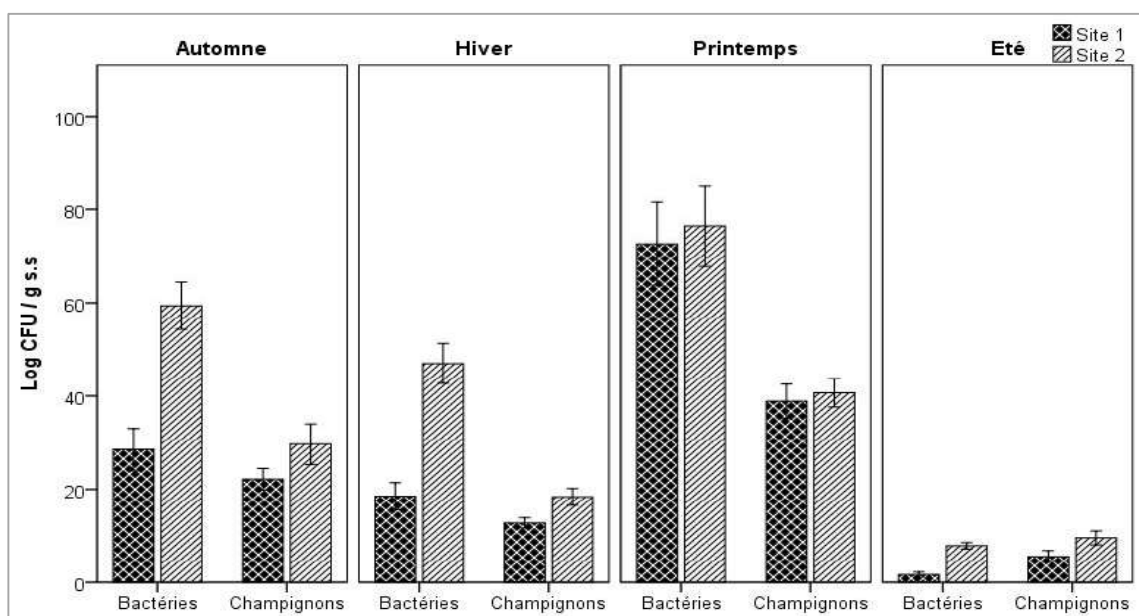
UFC.g<sup>-1</sup>.s.s : Unité Formant Colonie par gramme de sol sec.

Les résultats obtenus des analyses microbiologiques ont montré que la densité bactérienne et la densité fongique dans les deux sols aux cours des différentes saisons sont généralement faibles. Ceci est certainement expliqué par les paramètres environnementaux extrêmes qui caractérisent les sols arides tels que la température élevée, la salinité, la faible teneur en eau et la faible teneur en nutriment.

Pour la densité bactérienne pendant les différentes saisons, le nombre des bactéries varie entre  $(1,63 \pm 0,22) \times 10^4$  UFC.g<sup>-1</sup> et  $(72,65 \pm 3,57) \times 10^4$  UFC.g<sup>-1</sup> pour le sol de sit 1, et entre  $(7,88 \pm 0,28) \times 10^4$  UFC.g<sup>-1</sup> et  $(76,47 \pm 3,49) \times 10^4$  UFC.g<sup>-1</sup> pour le sol de sit 2. Alors qu'en ce qui concerne la densité fongique, le nombre des champignons dans les sols étudiés oscille entre  $[(5,58 \pm 0,49) \times 10^4$  UFC.g<sup>-1</sup> et  $(38,86 \pm 1,47) \times 10^4$  UFC.g<sup>-1</sup>], et entre  $[(9,56 \pm 0,59) \times 10^4$  UFC.g<sup>-1</sup> et  $(40,66 \pm 1,22) \times 10^4$  UFC.g<sup>-1</sup>], pour le site 1 et le site 2, respectivement.

Les densités microbiennes les plus élevées dans les deux sols ont été enregistrées en printemps, suivies par celles enregistrées en automne, cependant les moins importantes ont été enregistrées en hiver puis en été. Des nombreuses études ont montré que la biomasse microbienne du sol est élevée pendant printemps et automne, mais faible en été et en hiver (Luizao et al., 1992 ; Sarathchandra et al., 1984 in Karabi, 2016.).

Au niveau intra site, L'ANOVA révèle que des variations significatives sont trouvées dans les moyennes des densités microbiennes qui présentent une évolution marquée par des variations saisonnières. Ceci est référé principalement aux variations des caractéristiques physico-chimiques. L'influence de ces dernières aux densités microbiennes est très connue dans la littérature. (Sebai et al., 2007) ont déclaré que les densités des microorganismes sont positivement corrélées aux propriétés physico-chimiques du sol telles que la teneur en matière organique, l'humidité du sol, les valeurs de pH et la texture.



**Figure 64 :** Présentation graphique des densités des groupes microbiens dans les sols étudiés.

A l'exception dans la période estivale, si on compare les densités des groupes microbiens étudiés dans chaque sol pendant les autres saisons de l'année, les résultats d'analyses microbiologiques ont montré une prédominance de la microflore bactérienne par rapport à la microflore fongique. Ceci est dû à la spécification des champignons vis-à-vis le pH. En effet, l'alcalinité de nos sols explique la faible densité des champignons par rapport aux bactéries. Effectivement, dans les milieux acides ; les champignons ne rencontrent aucune concurrence par

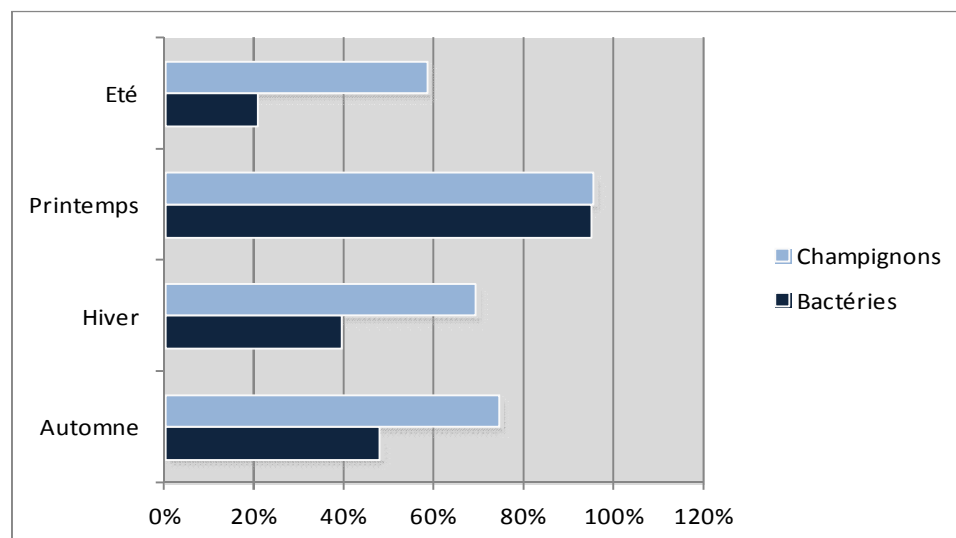
les bactéries (Morel, 1996). D'ailleurs, la teneur en eau peut également affectée l'activité microbienne dans le sol. Le taux d'humidité le plus faible dans les deux sols a été enregistré en été, ce qui explique le fait que le nombre des bactéries pendant dans les sols de deux sites était légèrement moins important que celui des champignons. Lorsque la teneur en eau diminue, le nombre de bactéries diminue aussi très rapidement (Maier et al., 2009). Toutefois, les champignons peuvent être mieux répondeurs que les bactéries à la fluctuation de l'humidité du sol et survivre aux périodes de sécheresse, car ils sont plus résistants au stress osmotique (Wardle, 2002; Coleman et al., 2004).

En outre, le changement de la température du sol d'une saison à autre peut diminuer ou augmenter le nombre de micro-organismes dans le sol. Les groupes microbiens peuvent se développer sur une large gamme de températures, mais, ils n'ont pas la même tolérance aux fluctuations de température, parce que chaque groupe a son température optimale pour sa croissance. D'après (Li et al., 2014), la température optimale pour l'activité des groupes microbiens dans le sol est approximativement entre 25°C et 35°C.

En effet, les densités bactériennes les plus élevées dans nos sols ont été enregistrées en printemps et en automne, ceci est expliqué principalement par la température et l'humidité appropriées dans ces saisons comparativement qu'en hiver et en été. La majorité des espèces bactériennes sont mésophiles (Alexander, 1982).

Les fluctuations temporelles de l'activité et la biomasse microbienne dans les écosystèmes sont directement contrôlés par les variations saisonnières de température et d'humidité du sol (Bell et al., 2008). Par ailleurs, dans les pays aux saisons contrastées, la valeur maximale d'activité se situe pendant printemps et automne (humidité et température favorable) (Morel, 1996 in Karabi et al., 2015).

En revanche, la comparaison intersites du nombre de germes pendant chaque saison séparément, montre qu'il y a une différence significative dans la densité des micro-organismes entre les sols de deux sites, excepté dans la saison de printemps où les valeurs de charge microbienne enregistrées dans les deux sols sont assez convergentes ( $p < 0.05$ ) (Annexe 4). En effet, le rapport (Site 1/Site 2) de chacune de la densité bactérienne et la densité de la microflore fongique ne présente respectivement qu'un taux de 48% et 75% pendant automne, 39% et 69% pendant hiver et 21% et 58% pendant été. Alors qu'au printemps, ce rapport présente un taux plus élevé atteignant 95% pour les bactéries et 96% pour les champignons (Figure 65).



**Figure 65 :** Ratio de densité (site1/site2) des groupes microbiens pendant les différentes saisons.

Le sol abrite des populations de microorganismes qui ont des particularités biologiques et biochimiques très divers. L'activité de ces populations est influencée par divers facteurs : température, pH, profondeur du sol, humidité et présence des substances organiques et inorganiques (Ameur, 2014). Les résultats de dénombrement de la microflore bactérienne et fongique ont montré que les densités enregistrées dans les deux sols sont en effet similaires en printemps. Pendant qu'elles sont assez différentes durant le reste de saisons, où la densité microbienne dans le sol de site 1 est significativement plus moins de celle du sol de site 2. Alors, on peut constater évidemment que le site 1 a perturbé par un autre facteur qui a engendré la diminution des nombres des bactéries et des champignons dans ce dernier comparativement au sol de site 2. La contamination du ce dernier par certains métaux lourds peut expliquer cette perturbation.

La pollution des sols par les métaux lourds est un problème environnemental mondial critique. Ils peuvent se répercuter sur la santé des êtres humains et des animaux, mais à l'échelle microscopique, ils ont également des effets néfastes sur la diversité et l'activité des microorganismes.

Les microorganismes jouent un rôle important dans le recyclage biogéochimique des éléments nutritifs du sol (décomposition de la matière organique) et dans la dégradation des polluants (micropolluants organique) (Pereira et Sonnet, 2007). Toutefois, ils sont les premiers

organismes à subir l'impact de la contamination par les métaux lourds : ralentissement de leurs activités, diminution de leur diversité et de leurs interactions.

Les niveaux élevés de métaux lourds dans les sols ont eu des impacts significatifs sur l'activité globale des communautés microbiennes du sol. Plusieurs études, et en utilisant des techniques d'isolement différentes, ont montré que la contamination par les métaux lourds entraînait des changements dans les populations microbiennes (Gingell et al., 1976; Barkay et al., 1985; Roane et Kellogg, 1996).

Les microorganismes dans un sol pollué, ne sont pas capables de maintenir une biomasse équivalente à celle d'un sol non pollué, même à long terme et pour des faibles teneurs en métaux lourds (Giller et al., 1998). En outre, Sandaa et al. (1999) ont montré par ses expérimentations qu'il y a une corrélation entre la diminution du nombre des génomes bactériens et les niveaux de concentration en métaux lourds. Ils ont estimé que le génome bactérien est à 16000/g de sol dans le sol non contaminé, et à 6400/g de sol dans un sol moyennement contaminé, cependant seulement 2000/g de sol sont estimés dans un sol fortement contaminé.

En effet, l'activité des bactéries et des champignons dans le sol de site 1 a été inhibée par l'effet toxique de Ni en automne et hiver et par celui de Cd en été. Bien que le nickel soit l'un des métaux traces essentiels pour les micro-organismes, les plantes et les animaux, mais une exposition constante à un excès de Ni dans les sols pourrait fortement affecter les micro-organismes, et entraînant des effets néfastes sur le fonctionnement de l'écosystème (Cempel and Nickel, 2006 ; Harasim and Filipek, 2015).

Des nombreux auteurs ont observé que l'augmentation de la disponibilité biologique du Ni dans les sols contaminés a des effets négatifs sur les activités métaboliques et la diversité des microbes (Deng et al., 2015 ; Lankinen et al., 2011 ; Morawska-Płoskonka et Niklińska, 2013) . Toutefois, autres recherches comme ceux de Pessoa-Filho et al. (2015), indiquent que l'activité microbiologique n'est pas nécessairement inhibée par les concentrations élevées de Ni. Ils ont trouvé les différences de biomasse microbienne C et une certaine activité enzymatique entre deux sols ultramafiques avec des concentrations élevées en Ni différentes mais pas avec des sols non ultramafiques avec un niveau inférieur en Ni.

En revanche, quand les concentrations de cadmium dans le sol sont importantes, elles peuvent influencer les processus des micro-organismes du sol et menacer tout l'écosystème du sol. En effet, la contamination par le Cd peut entraîner une moindre incorporation de carbone



organique dans les cellules microbiennes, et peut également réduire la disponibilité du substrat pour la respiration en formant des complexes avec le substrat ou en tuant les micro-organismes (Shentu et al., 2008).

En ce qui concerne la résistance des microorganismes du sol vis-à-vis la contamination par les métaux lourds, nos résultats révèlent que les champignons sont plus résistants aux ces polluants que les bactéries. En effet, la comparaison entre les deux sols étudiés a montré que la densité de la microflore fongique dans le sol de site pollué représente plus de 60% de celle-ci du sol de site non pollué, alors que la densité de la microflore bactérienne dans le sol pollué ne représente qu'un taux moins de 48% (Figure 65). Nos résultats concordent avec ceux des Bââth et al., 2005; John et al., 2003 et Kelly et al., 1999, qui ont trouvé que les champignons résistent mieux que les bactéries aux métaux lourds. D'ailleurs, Rajapaksha et al., 2004 ont également comparé les réactions des bactéries et des champignons à la toxicité de Zn et Cu et ont conclu que la communauté bactérienne est plus sensible que celle des champignons à des concentrations accrues de métaux lourds dans les sols.

### III.6 Conclusion :

Ce chapitre avait pour objectif d'évaluer l'impact de métaux lourds sur la densité des microorganismes dans le sol. Pour atteindre notre objectif, une comparaison saisonnière a été effectuée entre deux sols de deux sites différents, l'un est contaminé par les métaux lourds (Site 1) et l'autre non contaminé (Site 2).

La première partie de ce travail concerne l'étude physico-chimique des deux sols et la deuxième partie de cette étude est consacrée au dénombrement des bactéries et des champignons dans ces sols. Dans cette optique, nous avons entrepris une étude sur l'impact des métaux lourds sur l'activité de ces groupes microbiens.

Les sites étudiés représentent deux parcelles agricoles exploitées dans des conditions similaires telles que, le travail du sol, le système et la fréquence d'irrigation, l'amendement organique et l'engrais chimique ainsi que les conditions climatiques.

Effectivement, les résultats des analyses ont montré une similarité relativement grande des propriétés physico-chimiques pour les deux sols aux cours des différentes saisons. Ils ont une texture sableuse, température rapproche à celle de la saison de prélèvement, humidité variée

selon la saison, pH alcalin, ainsi ils sont des sols salés, légèrement calcaire et ont une teneur en matière organique faible.

Par ailleurs, les résultats du dénombrement des groupes microbiens sélectionnés, montrent que le nombre de microorganismes varient considérablement d'une saison à une autre dans les deux sols. Nous avons conclu que la température et l'humidité du sol sont les facteurs le plus influençant sur l'activité de ces groupes microbiens.

Parmi les deux sols, la contamination par les métaux lourds n'a été détectée que dans le sol de site 1. En effet, les résultats d'analyses chimiques ont révélé que ce dernier n'est chargé en Ni pendant automne et hiver, et fortement par le Cd en été, cependant aucune contamination n'a été observée au niveau de ce sol durant le printemps.

La comparaison de chaque espèce séparément, a montré que les densités de chacune de la microflore bactérienne et fongique dans les deux sols étaient assez proches au printemps quand ces sols n'étaient pas contaminés. Cependant, pendant le reste des saisons, où le sol du site 1 était effectivement stressé par certains métaux lourds (Ni et Cd), le nombre de bactéries et de champignons dans ce sol était significativement plus faible que celui enregistré dans le sol non contaminé (site 2).

Généralement, les résultats ont montré que la densité microbienne dans ces sols était affectée négativement par les niveaux élevés de métaux et était étroitement corrélée avec le stress des métaux lourds. En outre, la microflore fongique a montré une sensibilité moins importante aux métaux lourds que la microflore bactérienne.

# **CONCLUSION GÉNÉRALE**

## CONCLUSION GÉNÉRALE

Le développement croissant des villes et des réseaux routiers au cours des dernières décennies impose la maîtrise de la pollution produite. Les types de pollution sont nombreux, et le nombre de contaminants (organiques ou inorganiques) répertoriés ne cesse d'augmenter. Parmi les polluants inorganiques, on peut distinguer les métaux lourds qui sont effectivement non dégradables dans le sol qui est considéré comme un milieu accumulateur concentre ces polluants, et les transfère vers d'autres compartiments de l'environnement.

Pour ces différentes raisons, notre étude s'est focalisée sur la contamination des sols dans quelques régions de Sahara septentrionale Algériennes (31-33° N ; 4-9° E). Cette étude se propose d'une part, de caractériser les différents paramètres physico-chimiques des sols et quantifier les teneurs de métaux lourds dans ces derniers. D'autre part, d'étudier l'évolution saisonnière de ces principaux paramètres afin d'évaluer la variation du niveau de contamination des ces sols par les métaux lourds. D'ailleurs, l'influence de ces polluants sur les micro-organismes des sols a été également abordée dans cette étude.

Pour cela, 118 échantillons des sols ont été prélevés chaque saison entre l'année 2016 et 2017, et ceci le long des trois axes routiers, OTE (Ouargla – Touggourt - El-Oued), OHB (Ouargla – Hassi Messaoud – El-Borma), et OHG (reliant Ouargla, El-Hadjira, Guettara, Guerara, Zelfana et retournant à Ouargla).

Après préparation des échantillons, les paramètres physico-chimiques (Granulométrie, pH, conductivité électrique, calcaire totale et le taux de la matière organique) ont été déterminés en utilisant des techniques standards et en respectant les normes fréquemment utilisées dans la littérature telles que les normes AFNOR.

En outre, les caractéristiques minéralogiques et chimiques des échantillons des sols ont été également déterminées à partir des analyses de diffraction de rayons X (DRX) et de spectroscopie XRF. Cinq métaux fréquemment rencontrés dans les sols pollués ont été retenus pour cette étude, il s'agit de Cd, Pb, Cu, Zn et Ni.

Les résultats ont montré que les sols de la région d'étude ont généralement une texture sableuse, un caractère alcalin, peu calcaires, variés de non salés à salés et pauvres en matière organique. A l'exception de pH, le reste de paramètres n'a présenté aucune modification significative aux cours du temps.

D'ailleurs, le DRX a montré que tous les échantillons contiennent essentiellement le quartz comme phases minérales. En outre, l'XRF a montré la présence des plusieurs oxydes tels que : l'oxyde de silicium ( $\text{SiO}_2$ ) qui est fortement présent dans les sols étudiés, ainsi que le  $\text{CaO}$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{K}_2\text{O}$  et  $\text{TiO}_2$  qui sont également présents dans ces sols avec des valeurs variables. L'alcalinité de sols de la zone d'étude est principalement attribuée à la présence de ces oxydes.

En revanche, la quantification des métaux lourds aux cours des saisons a révélé que la concentration de Cd variait de <LD à 18,04 ppm, de <LD à 118 ppm et de <LD à 89 ppm dans les sols OTE, OHB, et OHG, respectivement. Le Pb s'échelonnait entre 8 et 13 ppm, 8 et 16 ppm et 9,42 et 63 ppm, respectivement dans les sols OTE, OHB et OHG. Le Cu était de l'ordre de <LD à 46 ppm, 23 à 35 ppm et 24 à 696 ppm respectivement dans les sols OTE, OHB et OHG. Le Zn variait respectivement dans le même ordre de 12 à 64 ppm, 12 à 38 ppm et de <LD à 43 ppm. Alors que la concentration de Ni s'échelonnait entre 38 et 83 ppm, 37 et 132 ppm et 37 et 200 ppm dans les sols OTE, OHB, et OHG, respectivement. Pendant certaines saisons, les concentrations de Cd et Ni dans quelques échantillons de trois axes ont été supérieures de la norme admise (AFNOR NF U 44-041), particulièrement en été. En outre, la teneur en Cu exclusivement dans quelques échantillons de l'axe OHG précisément pendant été a été également au dessus de seuil limite autorisé.

Une grande hétérogénéité a été enregistrée dans les concentrations des métaux entre les différents sites et également entre les saisons. En effet, une variation saisonnière a été significativement remarquée dans la concentration de chaque métal. La région d'étude est caractérisée par des vents fréquents peuvent transporter les particules fines riches en métaux lourds pour des longues distances, ce qui entraîne la distribution spatiale des métaux lourds dans les aires et par la suite la variation des concentrations des ces métaux.

A partir des résultats obtenus, on a constaté que l'alcalinité des sols a été essentiellement un facteur décisif pour l'accumulation des ces métaux dans les sols. Par la suite, une étude statistique a été réalisée dans ce contexte. En effet, les résultats ont montré que les concentrations des métaux sont positivement corrélées par le pH de sols pendant les différentes saisons, du fait que l'augmentation de ce dernier induit la formation d'espèces précipitées qui peuvent limiter la solubilité des ces métaux et par la suite leur mobilité dans les sols.

Pour connaître l'apport anthropique dans la contamination de sols dans la zone d'étude, trois critères ont été retenus pour évaluer le niveau de contamination. Il s'agit de : facteur d'enrichissement (FE), l'index de géo-accumulation (I<sub>géo</sub>) et l'indice de pollution (IP) qui ont révélé que la zone d'étude soit généralement contaminée par le Ni et partiellement par le Cd, Zn

et Cu. En effet, le trafic routier qui représente la source principale de contamination par les métaux lourds ainsi que quelques activités agricoles, la zone d'étude qui fait une grande partie de Sahara Septentrionale a été extrêmement contaminée pendant de nombreuses années en raison de la pollution anthropique et l'élimination effrénée de déchets dangereux provenant des installations industrielles et les raffineries de pétrole.

Par ailleurs, l'évolution saisonnière des teneurs en polluants a été cartographiée à l'échelle de la région d'étude à l'aide du logiciel de cartographie ArcGis 10.3.

L'accumulation des métaux lourds dans l'environnement peut se répercuter sur la santé des êtres humains et des animaux. Mais également à l'échelle microscopique, ces polluants ont aussi des effets néfastes sur les populations microbiennes. Pour mettre en évidence l'impact des métaux lourds sur les micro-organismes du sol dans la zone d'étude, nous avons procédé à une étude comparative entre deux sols l'un est pollué (site 1) et l'autre non pollué (site 2). Deux parcelles agricoles situées à El-Oued ont été choisies pour cette phase d'étude dont l'échantillonnage a été effectué chaque saison. Les résultats des analyses ont montré une similarité assez étroite dans les paramètres physico-chimiques pour les deux sols aux cours des différentes saisons. D'ailleurs, les analyses de spectroscopie XRF ont révélé que seulement le site 1 qui a été effectivement contaminé par le Ni pendant automne et hiver, et significativement par le Cd en été. Cependant, au printemps les deux sites ont été pas contaminés.

La comparaison de chaque espèce séparément, a montré que les nombres des bactéries et des champignons étaient très proches entre les deux sols au printemps quand ces sols n'étaient pas contaminés. Cependant, ils sont été différemment pendant le reste des saisons dont le sol du site1 était effectivement stressé par certains métaux lourds (Ni et Cd. Alors, on constate que la densité microbienne dans ces sols était affectée négativement par les niveaux élevés de métaux et était étroitement corrélée avec le stress des métaux lourds. D'ailleurs, la microflore fongique a montré une sensibilité moins importante aux métaux lourds que la microflore bactérienne.

Il faut signaler que dans ce travail, nous avons eu une intention de prendre en considération également la contamination de sols par les polluants microbiologiques, mais par faute de moyens d'analyses et de manque des données bibliographiques nous n'avons pu atteindre cet objectif.

## **Perspectives :**

Au terme de ce travail, nous estimons n'avoir pas eu tous les éléments nécessaires pour concrétiser certaines recherches. C'est la raison pour laquelle nous suggérons à la suite de ce travail :

- Ce travail a porté préférentiellement sur le cadmium, le plomb, le cuivre, le nickel et le zinc. Or, il serait également intéressant d'élargir cette liste à d'autres métaux lourds tels que le chrome, l'arsenic et le mercure qui sont des polluants potentiellement plus dangereux et plus toxiques que le plomb, le cadmium et le zinc.
- Cependant, malgré un effet d'accumulation évident, le transfert de métaux vers la profondeur est également probable, le plus souvent déduit à partir de comparaisons des teneurs totales en métaux dans les différents horizons de sol.
- Dans les zones agricoles, les concentrations excessives des métaux lourds dans les sols influencent l'absorption de ces éléments par les plantes, comme elles peuvent être toxiques pour ces dernières. Il sera alors important de faire d'autres recherches sur le comportement de ces métaux dans les végétations qui ont été effectivement très peu étudiés.

# **RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES**



## Références bibliographiques :

- Abdullah Al Zabir, M. Wahid U. Zzaman, Md. Zakir Hossen, Md. Nizam Uddin, Md. Shariful Islam, Md. Saiful Islam. (2016). Spatial Dissemination of Some Heavy Metals in Soil Adjacent to Bhaluka Industrial Area, Mymensingh, Bangladesh. American Journal of Applied Scientific Research. Vol. 2, No. 6, pp. 38-47.
- Adriano, D.C. (2001). Trace Elements in the Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risk of Metals, 2<sup>nd</sup> edition. Springer, New York, 867p.
- AFNOR,(1988). Prélèvement et dosage du plomb dans les aérosols. Paris-La Défense, sept 1988.
- Alexander M. (1977). Introduction to soil microbiology, second ed. United States of America: John Wiley & Sons, Inc.
- Alexander M. (1982). Introduction to soil microbiology, 2<sup>ème</sup> Edit. J. Wily and sons INC, 467p.
- Alexander, M. (1994). Biodegradation and Bioremediation. Academic Press, New York (USA).
- Al-Harthy, A.S., Abdelhalim, M., Taha K.R., Al-Jabri, S. (2007). The properties of concrete made with fine dune sand. Construction and Building Materials. 21 (8), 1803-1808.
- Ali-Haimmoud, Amir H, Bounaga D, Chami Et Djelali N. (1980). Contribution à l'étude de l'activité microbiologique de quelques sols de la sebkha de Boughzoul (Hauts plateaux Algérois), Physio. Vég.18. p19-33.
- Alloway, B. J. (1990). Heavy metals in soils. Blackie and Son Ltd, London.
- Alloway, B. J. (1995). Heavy metals in soils, 2<sup>ème</sup> Ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow UK.
- Alloway, B. J. (1997). The mobilisation of trace elements in soils. Contaminated soils. INRA. Paris (France): 133-145.
- Almas, A.R., Salbu, B., Singh, B.R. (2000). Changes in partitioning of Cadmium<sup>-109</sup> and Zinc<sup>-65</sup> in soil as affected by organic matter addition and temperature .Soil. Sci. Soc. Am. J,64 (6):1951-1958.

- Ameur, H. (2014). Effet d'osmoprotecteurs naturels sur la restauration de croissance de *Streptomyces* et de plantes d'intérêt agricole sur sol salé ou aride. Université Ferhat Abbas Sétif 1, Faculté des Sciences de la nature et de la vie. Thèse de doctorat.
- Anderson, P.R. and Christensen, T.H. (1988). Distribution coefficients of Cd, Co, Ni, and Zn in soils. *J. Soil. Sci.* 39, 15-22.
- Antoniadis, V., Robinson, J.S., Alloway, B.J. (2008) - Effects of short-term pH fluctuations on cadmium, nickel, lead, and zinc availability to ryegrass in a sewage sludge amended field. *Chemosphere*, 71: 759-76.
- Arslan H., Gizir A.M. (2006). Heavy-metal content of roadside in Mesin, Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*; 15: 15-20.
- ASHLEY J.T.F. (1996,). Adsorption of Cu(II) and Zn(II) by estuarine, riverine and terrestrial humic acids, *Chemosphere*, Vol.33, No. 11, pp. 2175-2187.
- Association ECRIN (1999). Spéciation des métaux dans le sol. Les cahiers des clubs CRIN, Club CRIN Environnement et Ministère de l'Environnement. Paris : Association ECRIN, 296 p.
- Atlas R. M. & Bartha R. (1992). *Microbial ecology. Fundamentals and applications.* 3<sup>rd</sup> edition. The Benjamin/Cummings Publishing Company. San Francisco, California (USA), 563.
- Audry S., Schäfer J., Blanc G. & Jouanneau J.-M. (2004c). Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot river reservoirs (France), *Environ. Pollut.* 132: 413–426.
- Avila, A., Ionescu, A., Colda, I. et Mayer, E. (1993). Contribution à la détermination des sources de pollution atmosphérique à partir des données d'un réseau de mesure. I. Validation expérimentale du modèle, *Recueil des articles du colloque pollution atmosphérique à l'échelle locale et régionale*, 21-30, Cachan, France.
- Avino P, Capannesi G, Rosada A. (2008) Heavy metal determination in atmospheric particulate matter by Instrumental Neutron Activation Analysis. *Microchem J.* 88: 97–106.
- Avril J.L., Dabernat H., Denis F. et Monteil H. (1992). *Bactériologie clinique.* 2<sup>ème</sup> édition. Paris : Ellipses, 522p. *Bactériologie médicale.* Paris : Masson, 594 p.
- Bååth, E., Díaz-Raviña, M., Frostegård, Å., Campbell, C.D. (1998). Effect of metal-rich sludge amendments on the soil microbial community. *Appl. Envir. Microbiol.* 64, 238-245.

- Bååth, E., Díaz-Raviña, M., Bakken, L.R. (2005). Microbial biomass, community structure and metal tolerance of a naturally Pb-enriched forest soil. *Microbial Ecol.*, 50(4): 496-505.
- Baize D., Tercé M. (Coord. Edit). (2002). Les éléments traces métalliques dans les sols, approches fonctionnelles et spatiales. INRA Éditions, Paris, 549 p + annexes.
- Baize D., Sterckeman T. (2004) - Importance de la détermination du fond pédogéochimique pour évaluer la pollution des sols par les métaux. L'exemple du site de Dornach. *Bulletin Société Suisse de Pédologie, Bodenkunliche Gesellschaft der Schweiz*, 27, pp. 63-68.
- Baize, D. (1997). Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et stratégies d'interprétation. INRA Ed., Paris, 410 pp.
- Baize, D. (2000a). Guide des analyses courantes en pédologie. Ed. INRA. Paris.
- Baize, D., (2000b). Teneurs totales en « métaux lourds » dans les sols français. Résultats généraux du programme ASPITET. *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA*. 39, pp. 39-54.
- Baker A.J.M. & Walker P.L. (1989) Physiological responses of plants to heavy metals and the quantification of tolerance and toxicity, *Chemical Speciation & Bioavailability*, 1:1, 7-17,
- Baker A.J.M., & Walker P.L. (1990). Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In: Shaw A.J. (Ed.). *Heavy Metal Tolerance in plants: Evolutionary aspects*. CRC Press, Boca Raton, Florida, p155-172.
- Baldwin D. R and Marshall W. J. (1999). Heavy metal poisoning and its laboratory investigation. *Annals of Clinical Biochemistry*, vol. 36, no. 3, pp. 267–300.
- Ballabio, C., Panagos, P., Lugato, E., Huang, J.H., Orgiazzi, A., Jones, A., Fernández-Ugalde, O., Borrelli, P., Montanarella, L. (2018). Copper distribution in European topsoils : An assessment based on LUCAS soil survey. *Science of The Total Environment*. 636 : 282–298.
- Barkay, T., S.C. Tripp and B.H. Oslon. (1985). Effect of metal-rich sewage sludge application on the bacterial communities of grasslands. *Appl. Environ. Microbiol.*, 49: 333-337.
- Barles S., Breyse D., Guillerme A., Leyval C. (1999). *Le Sol urbain*. Anthropos, Paris, 278p.
- Barnhart, C. L., and R. Vestal. (1983). Effect of environmental toxicant on metabolic activity of natural microbial communities. *Appl. Environ. Microbiol.*46:970–977.

Bataillard, P., Cambier, P., Picot, C. (2010). Short-term transformations of lead and cadmium compounds in soil after contamination. *Eur. J. Soil. Sci*, 54: 365-376.

Bataillard, P. (2002). Évolution de la spéciation du plomb et du cadmium dans les sols. Paris, Thèse de Doctorat École Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts, 150p.

Batra, L., & Manna, M. C. (1997). Dehydrogenase activity and microbial biomass carbon in salt-affected soils of semiarid and arid regions. *Arid Land Research and Management*, 11(3): 295-303.

Bell C., Mc Intyre N., Cox S., Tissue D., Zak J. (2008). Soil microbial responses to temporal variations of moisture and temperature in a Chihuahuan desert grassland. *Microbiol. Ecol.* 56, 153-167.

Bell F.G., Bullock S.E.T., Hålbich T.F.J. et Lindsay P. (2001). Environmental impacts associated with an abandoned mine in the Witbank Coalfield, South Africa. *International Journal of Coal Geology*, 45, 195-216

Benahmed, M. (2017). Effet des précipitations sur la distribution du Zn et du Pb issus de retombées atmosphériques dans le sol : Cas de la fonderie de Tiaret (ALFET). Thèse de doctorat. Université Djillali Liabes, Sidi Bel Abbas.

Benchetrit, M. (1956). Les sols d'Algérie. *Revue de Géographie Alpine*. 44-4, pp. 749-761.

Benhaddya M.L. (2014). Gestion et traitement de la pollution au niveau de la zone industrielle HASSI MESSAOUD. Thèse de doctorat. USTO , Oran. 164p.

Benhaddya, M.L & Hadjel, M. (2013). Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in surface soils of Hassi Messaoud, Algeria. *Environmental Earth Sciences*. 71. 10.1007/s12665-013-2552-3.

Bernard, A.M. (1997). Effects of heavy metals in the environment on human health. In: *Contaminated soils-3rd International conference on the biochemistry of trace elements*. Paris, France: INRA. p21-34.

Bert, V. et Deram, A. (1999). Utilisation des plantes dans la dépollution et la réhabilitation des sites contaminés par les métaux lourds. *Guide des phytotechnologies à l'initiative de l'EDA*, 154p.

Berthelin J. (1999). *Microbiologie. DEA National de Science du Sol*. INA, Paris, 237p.

Best M. (1995). Classification of rocks and their abundances on the earth. In rocks physics and phase relation: a handbook of physical contents. 1-7.

Bich C. (2005) - Contribution à l'étude de l'activation thermique du Kaolin : Evolution de la structure cristallographique et activité pouzzolique, Thèse doctorat en Sciences et techniques du déchet. Institut national des sciences appliquées. Lyon.

Bilos C., Colombo J.C., Skorupka C.N., Rodriguez Presa M.J. (2001). Sources, distribution and variability of airborne trace metals in La Plata City area, Argentina. Environmental Pollution; 111: 149-158.

Bisson, M., Diderich, R., Houeix, N., Hulot, C., Lacroix, G., Lefèvre, J.P., Leveque, S., Magaud, H., Morin, A., Pepin, G., Pichard, A. (2011). Cadmium et ses dérivés, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS. V.3.2 : 82p.

Bisson, M., Houeix, N., Gay, G., Lacroix, G., Lefevre, J., Magaud, H., Migne, V., Morin, A., Tissot, S., Gillet, C. (2005). Cuivre et ses dérivés - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS V.1.5 : 66p.

Bisson, M., Hulot, C., Lacroix, G., Lefèvre, J.P., Magaud, H., Oberson- Geneste, D., Morin, A., Pépin, G. (2016). Plomb et ses dérivés, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS, V4.1 : 170p.

Bliefert C., et Perraud R. (2001). Chimie de l'environnement. Air, eau, sols, déchets. De Boeck Université, Paris, Bruxelles, 1ère édition.

Bodjona B.M., Kili A.K., Tchegueni S., Kennou B., Tchangbedji G., EL Meray M. (2012). Évaluation de la quantité des métaux lourds dans la décharge d'Agoè (Lomé-Togo) : cas du plomb, cadmium, cuivre, nickel et zinc. Int. J. Biol. Chem. Sci., 6(3), p. 1368-1380.

Bodjona, Bassaï & Tchegueni, Sanonka & Bafai, Diyakadola & Meray, Mohamed & Zamama, Mohamed. (2018). Extraction chimique des métaux lourds des argiles de la décharge finale d'Agoè-Nyivé au Togo. Déchets, sciences et techniques. 78: 29-41.

Bonneau M., Souchier B. (1979). Pédologie 2. Constituants et propriétés du sol. Edit ; Masson et Cie ; Paris, 459p.

Boucheseiche C., Cremille E., Pelte T. & Pojer K. (2002). Pollution toxique et écotoxicologique : notions de base. Guide technique N°7. Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse, Montpelliern (France).

- Boullard. B, Moreau. J. (1962). Sol, microflore et végétation. Edition ; Masson; paris, 289p.
- Bourg A. C. M. (1988). Metals in aquatic and terrestrial systems : sorption, speciation and mobilization. In Chemistry and biology of solid waste, Edition Springer-Verlag, p.3-30.
- Bourrelrier P.H. et Berthelin J. (1998). Contamination des sols par les éléments traces: les risques et leur gestion. CR. Acc Sci, 42. Edition Lavoisier. Paris. p98.
- Bozkurt S., Moreno L., Neretnieks I. (2000). Long-term processes in waste deposits. Science of the Total Environment, 250(1-3), p. 101-121.
- Bradl, H.B. (2004). Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. J. Colloid Interface Sci, 277: 1-18.
- Brallier S., Harrison R.B., Henry C.L. & Dongsen X. (1996). Liming effects on availability of Cd, Cu, Ni and Zn in a soil amended with sewage sludge 16 years previously. Water, Air and soil Pollution, 86, 195-206.
- Brandel, J., Humbert, N., Elhabiri, M., Schalk, I.J., Mislin, G.L.A., Albrecht-Gary, A.M. (2012). Pyochelin, a siderophore of *Pseudomonas aeruginosa* : Physicochemical. characterization of the iron (III), copper (II) and zinc (II) complexes. Dalton. T, 41: 2820-2834.
- Bravin, M.N., Tentscher, P., Rose, J., Hinsinger, P. (2009). Rhizosphere pH gradient controls copper availability in a strongly acidic soil. Environ. Sci. Technol. 43 (15), 5686–5691.
- Brookes, P.C. (1995). The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. Biol. Fertil. Soils, 19(4):269-279.
- Calvet R. (2000). Le sol propriétés et fonctions, constitution et structure, phénomènes aux interfaces. Tome 1. Edition France Agricole. Paris (France), 83-90.
- Calvet, R. (2003). Le sol , propriétés et fonctions . T1 : Constitution et structure, phénomènes aux interfaces. Paris. Dunod, Edition France Agricole Editions. 456p.
- Camille DUMAT & Eva SCHRECK. (1998). Complexité des écosystèmes sols : moyens pragmatiques d'y faire face entre savoirs scientifiques, savoir-faire des professionnels et flou artistique. Euro Science Open Forum (ESOF), Toulouse. 34p.
- Capone, D. G., D. Reese, and R. P. Kiene. (1983). Effects of metals on methanogenesis, sulfate reduction, carbon dioxide evolution, and microbial biomass in anoxic salt marsh sediments. Appl. Environ. Microbiol.45:1586–1591.

- Cardinal, S. (1990). Etude de la répartition spatiale du cation plomb dans la végétation forestière au voisinage de l'autoroute 417. Thèse Maitrise ès Arts en Géographie, Ottawa, Canada. 103p.
- Cempel M., Nickel G. (2006). Nickel: a review of its sources and environmental toxicology. Polish. J. Environ. Stud. 15 (3), 375.
- Chaignon, V. (2001). Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées. Cas des sols viticoles contaminés par des fongicides. Thèse: Ecole doctorale, Sciences de l'Environnement: Système Terre, Université d'Aix-Marseille.
- Chamayou, H. and Legros J.P. (1989). Les bases physiques, chimiques et minéralogiques de la science du sol. Paris : Presses universitaires de France Agence de coopération culturelle et technique. 593p.
- Chander, K., Brookes, P.C. (1993). Residual effects of zinc, copper and nickel in sewage sludge on microbial biomass in a sandy loam. Soil Biol. Biochem., 25(9):1231-1239.
- Chang, J. (1997). Biosorption of lead, copper and cadmium by biomass of *Pseudomonas aeruginosa* PU21. Water Research 31, 1651-1658.
- Chassin P., Baize D., Cambier Ph. & Sterckeman T. (1996). Les éléments traces métalliques et la qualité des sols : impact à moyen et à long terme. Forum « le sol un patrimoine menacé ? ». Paris (France), 297-303.
- Chaussod R. (1996). La qualité biologique du sol : évaluation et implication. Etude et gestion du sol, N°3, Vol 4, pp : 264-275.
- Chen TB, Zheng YM, Lei M, Huang ZC, Wu HT, Chen H et al. (2005). Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. Chemosphere 60: 542–551.
- Cheng, H.N., Wartelle, L.H., Klasson, K.T., Edwards, J.C. (2010) -Solid-state NMR and ESR studies of activated carbons produced from pecan shells. Carbon,48: 2455-2469.
- Chlopecka, A., Bacon, J.R., Wilson, M.J., Kay, J. (1996). Forms of cadmium, lead and zinc in contaminated soils from south west Poland. J. Environ. Qual, 25: 69-79.
- Chu W., Kwan C. Y., Chan K. H. & Kam S. R. (2005). Kinetics modeling and reaction pathway of 2, 4-dichlorophenol transformation by photo-fenton-like oxydation. Journal of Hazardous Materials, 121: 119-126.

Citeau L. (2004). Etude des colloïdes naturels présents dans les eaux gravitaires de sols contaminés : relation entre nature des colloïdes et réactivité vis-à-vis des métaux (Zn, Cd, Pb, Cu). Thèse de doctorat. L'Institut National d'Agronomie, Paris Grignon, 236 p.

Clark F. E. (1969). Associations écologiques entre microorganismes du sol. Biologie des sols (comptes rendus de recherches), UNESCO, Paris : 125-153.

Clement. M et Lozet. J. (2011). Dictionnaire encyclopédique de science du sol.

Coleman DC, Crossley Jr DA, Hendrix PF. (2004). Fundamentals of soil ecology. 2<sup>nd</sup> ed. San Diego: Elsevier Academic.

Crosnier J. (1999). Devenir de la pollution métallique drainée par les eaux pluviales, influence du compartiment microbien et des alternances de dessiccation/réhumectation sur le transfert du zinc dans la zone non saturée du sol. Thèse de Doctorat. Université de Claude Bernard – Lyon I (France).

Curtis TP, Sloan WT. (2005). Exploring microbial diversity-a vast below. Science, 309: 1331–1333.

Dai, J.; Becquer, T.; Rouiller, J. H.; Reversat, G.; Reversat, F. B.; Lavelle, P. (2004). Influence of heavy metals on C and N mineralisation and microbial biomass in Zn-, Pb-, Cu-, and Cd-contaminated soils. Applied Soil Ecology, 25 : 99 - 109.

Daoud Y., Halitim A. (1994). Irrigation et salinisation au Sahara algérien. Sécheresse, 5 (3) : 151-160.

Dassonville F., Renault P. (2005). Interactions entre microbiologie anaérobie et géochimie du sol. Description des dynamiques microbiennes. Étude et Gestion des Sols, 12 (1) : 25 – 41.

Davet P. (1996). La vie microbienne dans le sol et la production végétale, INRA Edit, Paris, 383p.

Davies B. E. and Jones L. H. P. (1988). "Micronutrients and toxic elements," in *Russell's Soil Conditions and Plant Growth*, A. Wild, Ed., pp. 781–814, John Wiley & Sons; Interscience, New York, NY, USA, 11th edition.

De Miguel E., Irribarren I., Chacón E., Ordoñez A., Charlesworth S. Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain). (2007). Chemosphere, 66: 505–513.



Dellal. A et Halitim A. (1992). Activités microbiologiques en conditions salines, cas de quelques sols salés de la région de Relizane (Algérie). Cah. Agri.vol 1, N°5, éd John Libbey Euro texte, paris.

Dendouga W, Boureghda H, Belhamra M. (2015). Edaphic factors affecting distribution of soil fungi in three chotts located in Algerian desert. *Courrier du Savoir – N°19*, pp.147-152.

Deneux-Mustin, S., Roussel-Debet, S., Mustin, C., Henner, P., Munier-Lamy, C., Colle, C., Berthelin, J., Garnier-Laplace, J., Leyval, C. (2003) Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces: influence des micro-organismes du sol. Tec & Doc. -Lavoisier, Paris.

Deneux-Mustin, S., Roussel-Debet, S., Mustin, C., Henner, P., Munier-Lamy, C., Colle, C., Berthelin, J, Garnier-Laplace, J., et Leyval. C. (2003). Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces: influence des micro-organismes du sol. TEC et DOC; Paris, p34-54.

Deng L., Zeng G., Fan C., Lu L., Chen X., Chen M., Wu H., He X., He Y. (2015). Response of rhizosphere microbial community structure and diversity to heavy metal copollution in arable soil. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 99 (19), 8259.

Desaules, A., Sprengart, J., Wagner, G., Muntau, H. & Theocharopoulos, S. (2000). Description of the test area and reference sampling at Dornach. *Sci. Total Environ.*, 264, 17-26.

Desaunay Aurélien. (2011). Etude et modélisation de la biosorption des métaux par les bactéries. Application au transfert du cadmium et du zinc, seuls ou en mélange par *Escherichia coli* et *Cupriavidus metallidurans* en colonnes de sable d'Hostun. Thèse de doctorat, Sciences de la Terre. Université Grenoble Alpes.

Devranche,M., Bollinger,J. C., Bril ,H. (2003). Effect of reductive conditions on metal mobility from Westland solids: an exemple from the Mortagne-du-Nord site (France). *Appl.Geochem*, 18: 383-394.

Doelman, P., Haanstra, L. (1979). Effect of lead on soil respiration and dehydrogenase activity. *Soil Biol. Biochem.* 11, 475-479.

Doillon, D. (2010). Déterminants moléculaires de la tolérance au zinc des microorganismes eucaryotes. Thèse de Doctorat en biologie forestière. Université Henri Poincaré, Nancy1.

Dommergues Y. (1977). La biologie des sols, Ed. Que sais-Je ?, Presse Universitaire France.

Dommergues, Y. and Mangenot, F. (1970). *Ecologie Microbienne du sol*. Masson et Cie Editeurs, Paris, 796 p.

Donkova R., Kaloyanova N. (2008). The Impact of Soil Pollutants on Soil Microbial Activity. In: Simeonov L., Sargsyan V. (eds) Soil Chemical Pollution, Risk Assessment, Remediation and Security, pp 73-93. NATO Science for Peace and Security Series. Springer, Dordrecht.

Du Laing, G., Vanthuyne, D.R.J., Vandecasteele, B., Tack, F.M.G., Verloo, M.G. (2007). Influence of hydrological regime on pore water metal concentrations in a contaminated sediment-derived soil. *Environ. Pollut*, 147 : 615-625.

Duchaufour Ph. (1984). *Abrégé de pédologie*. Ed. Masson, Paris ; 220.

Duchaufour, Ph. (2001). *Introduction à la science du sol*. 6<sup>ème</sup> édition de l'abrégé de pédologie. Dunod. Ed. Masson. Paris. 314p.

Durand J.H, et Renty Y. (1983). *Les sols irrigables. Etude pédologique*. 190p.

Ekalund, F., Olsson, S., and Johansen, A. (2003). Changes in the succession and diversity of protozoan and microbial populations in soil spiked with a range of copper concentrations. *Soil Biol. Biochem.*, 35, 1507-1516.

Ekengele N.L., Mabrey S.S, Zo'o Z.P. (2016). Evaluation de la contamination métallique des sols exposés à l'incinération des pneus d'automobiles dans la ville de Ngaoundéré (Cameroun). *J. Mater. Environ. Sci.* 7 (12) 4633-4645.

EL ZAHABY M. (1998). Contribution à la définition d'une norme des sites pollués. Elaboration d'une méthodologie pour l'évaluation de la contamination d'un sol par éléments traces, Thèse INPL. Nancy : INPL, 210p.

Elass K, Laachach A, Azzi M. (2003). Etude de la biodisponibilité des métaux lourds dans les sols agricoles irrigués par des eaux polluées. *Revue Francophone d'Ecologie Industrielle*, 32: 1-6.

Eshighi Malayri B. (1995). *Décontamination des sols contenant des métaux lourds à l'aide de plantes et de microorganismes*. Thèse de Doctorat. Université de Nancy1 (France).

Essington, M. E. (2003). *Soil and water chemistry: An integrative approach*: 1 Edition, CRC press. 552p.

Estevez, B. (2006). *L'importance des éléments mineurs: des carences à la toxicité, une préoccupation en agriculture biologique*. Document préparé pour le Syndicat des producteurs de grain biologique avec l'appui financier du MAPAQ, 25 p.

- Fang T.H., Hwang J.S., Hsiao S.H., Chen H.Y. (2006). *Marine Environ. Res.* 61(2): 224-243.
- FAO, (1989). *Arid Zone Forestry: a Guide for Field Technicians* [Ch.I, 11]. Available online at: <http://www.fao.org/docrep/T0122E/t0122e03.htm> (Consulté le : 17/10/18).
- FAO, (2015). *État des ressources en sols du monde (Résumé technique)*. 79p.
- Faugier Aurélie. (2010). *Diversité bactérienne des sols : accès aux populations à effectifs moniritaires “ the rare biosphere ”*. Sciences du Vivant [q-bio]. Thèse de doctorat. Ecole Centrale de Lyon.
- Feix I., Wiart J. (1998). *Connaissance et maîtrise des aspects sanitaires de l'épandage des boues d'épuration des collectivités locales*, ADEME éd., 74p.
- Feret, F.R; Roy, D. (2002). Determination of quartz in bauxite by a combined X-ray diffraction and X-ray fluorescence method. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*. 57. 3 : 551-559.
- Friberg, L., Piscator, M., Nordberg, G. F., & Kjellstrom, T. (1974). *Cadmium in the environment*. (CRC Press, Ed.) (2ème édition). Cleveland.
- Gadd, G.M. (1992). Metals and microorganisms: a problem of definition. *FEMS Microbiol. Lett* 79, 197-203.
- García MA, Chimenos JM, Fernández AI, Miralles L, Segarra M, Espeill F. (2004). Low-grade MgO used stabilize heavy metals in highly contaminated soils. *Chemosphere*, 56: 481-491.
- Ghosh, A.K., Bhattacharyya, P., Pal, R. (2004). Effect of arsenic contamination on microbial biomass and its activities in arsenic contaminated soils of Gangetic West Bengal, India. *Environ. Int.*, 30(4):491-499.
- Giller E.K., Witter E., Mcgrath P.S. (1998). Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils, *J. Soil. Biol. Biochem.* 30, 1389-1414.
- Gingell, S.M., R. Campbell and M.H. Martin. (1976). The effect of zinc, lead and cadmium on the leaf surface microflora. *Environ Pollut.*, 11: 25-37.
- Gobat J.M, Aragno M, Matthey W. (2003). *Le sol vivant. Bases de pédologie - biologie des sols*. (2 éd.). Lausanne: Les Presses Polytechniques et universitaires romandes. 569 p.
- Gobat J.M, Aragno M, Matthey W. (2010). *Le sol vivant: bases de pédologie - biologie des sols*: PPUR Presses polytechniques et universitaires romandes. Lausanne 817 pages.

- Golia E.E., Dimirkou A., Mitsios I.K. (2008). Influence of some soil parameters on heavy metals accumulation by vegetables grown in agricultural soils of different soil orders. *Environ. Contam. Toxicology*. 81 (1) : 80–84.
- Gomez, A., Desenfants, C. (1989). Détermination des phases fixatrices de différents métaux dans deux types de sol en fonction de la nature organique ou minérale de la pollution. In : *Qualité et conservation des sols : devenir des polluants dans les sols*, 34:91-118.
- Green J. et Bohannan, B.J.M. (2006). Spatial scaling of microbial biodiversity. *Trends In Ecology & Evolution*. 21,501-507.
- Grisso, R., Wysor, W.G., Holshouser, D., Thomason, W. (1999). Precision Farming Tools: Soil Electrical Conductivity. Virginia Polytechnic Institute and State University, 442-508.
- Haanstra, L. and Doelman, P. (1991). An ecological dose-response model approach to short and long-term effects of heavy metals on arylsulphatase activity in soil. *Biol. Fert. Soils* 11, 18-23.
- Haferburg, G., Kothe, E. (2007). Microbes and metals: interactions in the environment. *J. Basic Microbiol.* 47, 453-467.
- Halilat M T. (1993). Etude de la fertilisation azotée et potassique sur le blé dur (variété aldura) en zones sahariennes (région d'Ouargla). Mémoire de Magistère, Université de Batna. 130p.
- Han, G., Zhou, G., Xu, Z., Yang, Y., Liu, J., Shi, K. (2007) -Biotic and abiotic factors controlling the spatial and temporal variation of soil respiration in an agricultural ecosystem. *Soil. Biol. Biochem*, 39: 418-425.
- Hanna, S. (1985). *Air Quality Modelling over short Distance*, John Wiley and Sons Inc.
- Harasim P., Filipek T. (2015). Nickel in the environment. *J. Elem.* 20 (2), 525-534.
- Hardy, M., Cornu, S. (2006). Location of natural trace elements in silty soils using particle-size fractionation. *Geoderma*, 133 (3-4): 295-308.
- Harter, R. D. (1988). Effect of soil pH on adsorption of lead, copper, zinc and nickel. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 47: 47-51.
- Hattori, H. (1992). Influence of heavy metals on soil microbial activities. *Soil Sci. Plant Nutr.* 38, 93-100.

Hetland, S., Martinsen I., Radzuk B., Thomassen Y., (1991) Species analysis of inorganic compounds in workroom air by atomic spectroscopy. *Anal. Sci.*, 7, 1029-1032.

Hlavackova, P. (2005). Evaluation du comportement du cuivre et du zinc dans une matrice de type sol à l'aide de différentes méthodologies. Thèse de doctorat. L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.

Holm P.E., Andersen B.B.H., Christensen T.H. (1996). Cadmium solubility in aerobic soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60: 775-780.

Huang, J.W., Gong, J.J. (2005). Geochemical barriers and element retention in soils in different landscapes of the Tianshan Mountain area, Xinjiang, China. *Geoderma*, 126: 337-351.

Hussain, M. B., Ali, S., Azam, A., Hina, S., Farooq, M. A., Ali, B., et al. (2013). Morphological, physiological and biochemical responses of plants to nickel stress: a review. *Afr. J. Agr. Res.* 8, 1596–1602.

Huynh T.M.D. (2009). Impacts des métaux lourds sur l'interaction plante / ver de terre / microflore tellurique. Thèse de doctorat, Université Paris Est (France). 149p.

Janoš, P., Vávrová, J., Herzogová, L., Pilařová, V. (2010) - Effects of inorganic and organic amendments on the mobility (leachability) of heavy metals in contaminated soil: A sequential extraction study. *Geoderma*, 159: 335-341.

Janssen, J., Weyens, N., Croes, S., Beckers, B., Meiresonne, L., Van Peteghem, P., Carleer, R., Vangronsveld, J. (2015). Phytoremediation of Metal Contaminated Soil Using Willow: Exploiting Plant-Associated Bacteria to Improve Biomass Production and Metal Uptake. *International Journal of Phytoremediation*, 17(11), 1123–1136.

Janvier C. (2007). Recherche d'indicateurs de la santé des sols. Thèse Doctorat. INA Paris Grignon, 216p.

Jeannot, R., Lemièrre B., Chiron S. Augustin F. & Darmendrail D. (2000). Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués. Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement. France.

John, J.K., Max, M.H., Robert, L.T. (2003). Effects of heavy metal contamination and remediation on soil microbial communities in the vicinity of a zinc smelter as indicated by analysis of microbial community phospholipid fatty acid profiles. *Biol. Fertil. Soils*, 38(1):65-71.

- Jonas, R. B., C. G. Gilmour, D. L. Stoner, M. M. Weir, and J. H. Tuttle. (1984). Comparison of methods to measure acute metal and organometal toxicity to natural aquatic microbial communities. *Appl. Environ. Microbiol.*47:1005–1011.
- Jost, J.P et Jost-Tse, Y.C. (2018). Les plantes hyperaccumulatrices de métaux lourds : Une solution de la pollution des sols et de l'eau. Editions connaissances et savoirs. Sciences Biologie (SC). 165p.
- Juste, C. (1995). Les micropolluants métalliques dans les boues résiduares des stations d'épuration urbaines, Convention ADEME-INRA, ADEME éd., 209p.
- Juste, C. (1988) Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Science du Sol.* 26, 103-112.
- Juwarkar A.A., Nair A., Dubey K.V., Singh S.K., Devotta S. (2007). Biosurfactant technology for remediation of cadmium and lead contaminated soils. *Chemosphere*; 68: 1996-2002
- Kabata-Pendias A. et Pendias H. (2001). Trace elements in soils and plants. 3rd Edition CRC Press Boca Raton, London, New-York, Washington D.C.
- Kabata-Pendias, A. (2001) -Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington, D.C., pp 413.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1992). Trace Elements in Soils and Plants, 2nd Ed. CRC Press. Ed., Boca Raton, NW, USA: 360-380.
- Kacáľková, L., Tlustoš, P., & Száková, J. (2015). Phytoextraction of risk elements by willow and poplar trees. *International Journal of Phytoremediation*, 17(1–6), 414–21.
- Kadem D.E.D. (2005). Evaluation et comportement des métaux lourds (Cd-Cr-Cu-Ni-Pb-Zn) dans les sols à vocation agricole et à végétation naturelles soumis à une pollution atmosphérique (EL-HADJAR- ANNABA-EST ALGERIEN). Influence de la végétation sur la dynamique de ces métaux. Thèse de doctorat d'état en Ecologie. Université Constantine (Algérie) pp112.
- Kandeler, E., Kampichler, C., and Horak, O. (1996). Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities. *Boil. Fertil. of Soils* 23, 299-309.
- Karabi M, Hamdi Aissa B, Zenkhri S, Kemassi A, Bouras N. (2015). Seasonal variations affect microbiocenose arid soils in the Ouargla basin (Algerian Sahara). *Ciência e Técnica Vitivinícola*, 30 (8), 176-187.

- Karabi M. (2016). fonctionnement microbiologique des sols oasiens. Cas de quelques sols de la region de Ouargla. Thèse de doctorat d'état en Sciences Agronomiques. Université KASDI MERBAH , Ouargla (Algérie) pp216.
- Keck, G., Vernus, E. (2000). Déchets et risques pour la santé. Techniques de l'Ingénieur, traité Environnement G. p1-17.
- Kelly, J.J., Haggblom, M., Tate, R.L. (1999). Changes in soil microbial communities over time resulting from one time application of zinc: A laboratory microcosm study. *Soil Biol. Biochem.*,31(10):1455-1465.
- Kelly, J.J., Tate, R.L. (1998). Effects of heavy metal contamination and remediation on soil microbial communities in the vicinity of a zinc smelter. *J. Environ. Qual.* 27, 609-617.
- Khelifi, R., Hamza-Chaffai, A. (2010). Head and neck cancer due to heavy metal exposure via tobacco smoking and professional exposure: A review. *Toxicol. App. Pharm.*, 248 :71-88.
- Killian C., Feher D. (1939). Recherches sur la microbiologie des sols désertiques. Paul le Chevalier Editeurs, Paris, 110p.
- Klute A. (1986). Methods of Soil analysis. Part I: physical and mineralogical methods. 2<sup>nd</sup> Edition Madison. American Society of Agronomy, 1100p.
- Konopka, A., Zakharova, T., Bischoff, M., Olivier, L., Nakatsu, C., Turco, R.F. (1999). Microbial biomass and activity in lead-contaminated soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 65, 2256-2259.
- Kouame, I. K., Gone, D. L., Savane, I., Kouassi, A., Koffi, K., Goula, B. T. A. (2006). Mobilité relative des métaux lourds issus de la décharge d'Akouédo et risque de contamination de la nappe du Continental Terminal (Abidjan - Côte d'Ivoire). *Afr. Sci.*, 02 (1) :39-56.
- Kowalska, J.B., Mazurek, R., Gąsiorek, M. et al. (2018). Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—A review. *Environ Geochem Health* 40, 2395–2420.
- Krika, A. (2014). Etude de la distribution des métaux lourds dans les ripisylves de l'oued Rhumel. Thèse de doctorat, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie. Université Constantine 1.

Krishna, A.K., Govil, P.K. (2008). Assessment of heavy metal contamination in soils around Manali industrial area, Chennai, Southern India. *Environ Geol.* 54(7):1465-1472.

Kuperman, R.G., Carreiro, M.M. (1997). Soil heavy metal concentrations, microbial biomass and enzyme activities in a contaminated grassland ecosystem. *Soil Biol. Biochem.* 29, 179-190.

L'Huillier, L. (1994). Biodisponibilité du nickel dans les sols ferrallitiques ferritiques de nouvelle-calédonie. Effets toxiques de Ni sur le développement Et la physiologie du maïs. Thèse de doctorat. Université de Montpellier II.

Labanowski, J., Sebastia, J., Foy, E., Jongmans, T., Lamy, I. & van Oort, F. (2007). Fate of metal-associated POM in a soil under arable land use contaminated by metallurgical fallout (northern France). *Environmental pollution*, in press.

Landi, L., Renella, G., Moreno, J.L., Falchini, L., Nannipieri, P. (2000). Influence of cadmium on the metabolic quotient, L-D-glutamic acid respiration ratio and enzyme activity: microbial biomass ratio under laboratory conditions. *Biol. Fertil. Soils* 32, 8-16.

Lankinen P., Kähkönen M.A., Rajasärkkä J., Virta M., Katakka A. (2011). The effect of nickel contamination on the growth of litter-decomposing fungi, extracellular enzyme activities and toxicity in soil. *Boreal Env. Res.* 16, 229.

Lebourg, A., Sterckeman T., Ciesielski, H., Proix, N. (1996). Intérêt de différents réactifs d'extraction chimique pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux en traces du sol. *Agronomie*, 16, 201-215.

Ledin, M. (2000). Accumulation of metals by microorganisms - processes and importance for soil systems. *Earth-Science Reviews* 51, 1-31.

Leita, L., De Nobili, M., Muhlbachova, G., Mondini, C., Marchiol, L., and Zerbi, G. (1995). Bioavailability and effects of heavy metals on soil microbial biomass survival during laboratory incubation. *Biol. Fertil. Soils.* 19, 103-108.

Lenart A., Wolny-Kołodka K. (2013). The effect of heavy metal concentration and soil pH on the abundance of selected microbial groups within ArcelorMittal Poland steelworks in Cracow. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*; 90: 85-90.

Lenart-Boroń, A.; Boroń, P. (2014). The effect of industrial heavy metal pollution on microbial abundance and diversity in soils - A review. In *Environmental Risk Assessment of Soil Contamination*; InTech Open Ed. Ch. 26, p759-783: London, UK.



- Li, J.L., He, M., Han, W., Gu, Y.F. (2009b). Analysis and assessment on heavy metal sources in the coastal soils developed from alluvial deposits using multivariate statistical methods. *J. Hazard. Mater.*, 164:976-981.
- Li, LY., Li, R.S. (2000). The role of clay minerals and effect of H<sup>+</sup> ions on removal of heavy metal (Pb<sup>2+</sup>) from contaminated soil. *Can. J. Geotech/Rev.*, 37: 296-307.
- Li, Y., Liu, Y.H., Wang, Y.L., Niu, L., Xu, X., Tian, Y.Q. (2014). Interactive effects of soil temperature and moisture on soil N mineralization in a *Stipa krylovii* grassland in Inner Mongolia, China. - *Journal of Arid Land.* 6 (5): 571-580.
- Liu W., Zhao J., Ouyang Z., Soderlund L., Liu G. (2005). *Environ. Int.* 31: 805-812.
- Liu, F., Tan, W.F., Liu, G.Q., Li X.Y., He, J.Z. (2002). Adsorption of heavy metals on Mn oxide surfaces of Fe-Mn modules from several soils of China. 17th WCSS, Thailand.
- Logan, T.J., Traina, S.J. (1993). Trace metals in agricultural soils. In *Metals in groundwater*, Edition Lewis Publishers; p309-347.
- Lombard N., Prestat E., Van Elsas J.D., Simonet P. (2011). Soil specific limitations for access and analysis of soil microbial communities by metagenomics, *FEMS Microbiol. Ecol.* 78(1), 31-49.
- Loué A. (1993). *Oligo-éléments en agriculture*. Edition Nathan (ed), 45-177.
- Loveland P., Webb J. (2003). Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil and Tillage Research* 70, 1-18.
- Lu, X., Werner, I. et Young, T. (2005). Geochemistry and bioavailability of metals in sediments from northern San Francisco Bay. *Environment International*, 31, 593-602.
- Luizao R.C.C., Bonde T.A. et Rosswall T. (1992). Seasonal variation of soil microbial biomass—the effects of clear felling a tropical rainforest and establishment of pasture in the central Amazon. *Soil Biol. Biochem.* 24, 805-813.
- Ma, L.Q., Rao, G.N. (1997). Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel, and zinc in contaminated soils. *J. Environ. Qual.*, 26: 259-264.
- Madejón, P., Pérez-de-Mora, A., Burgos, P., Cabrera, F., Lepp, N.W., Madejón, E. (2010). Do amended, polluted soils require re-treatment for sustainable risk reduction? Evidence from field experiments. *Geoderma*, 159, 174-181.

- Maier, R. M., Pepper, I. L., Gerba, C. P. (2009). Environmental microbiology. Amsterdam: Elsevier/Academic Press.
- Maiz I, Arambarri I, Garcia, Millan E. (2000). Evaluation of heavy metal availability in polluted soils by two sequential extraction procedures using factor analysis. *Environmental Pollution*, 110: 3-9.
- Malayeri, B. (1995). Décontamination des sols contenant des métaux lourds à l'aide de plantes et de microorganismes. Thèse de doctorat en biologie des organismes. Université Henri Poincaré, Nancy I.
- Malik, A. (2004). Metal bioremediation through growing cells. *Environment International* 30, 261-278.
- Mathieu A, Baize D, Raoul C, Daniau C. (2008). Proposition de référentiels régionaux en ETM dans les sols : leur utilisation dans les évaluations.
- Mathieu C et Pieltain F. (2009). Analyse chimique des sols: méthodes choisies. Edition Tec & Doc Lavoisier. 317 p.
- McGrath, S.P. Chromium and Nickel: pp 152-174. In: Alloway, B.J. (1995). [2<sup>nd</sup> ed.]. *Heavy Metals in Soils*. Blackie Academic & Professional, Chapman and Hall, London, 368 p.
- McLaughlin, M.J., Zarcinas, B.A., Stevens, D.P., Cook, N. (2000). Soil testing for heavy metals. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 31, 1661-1700.
- Mench, M., Bussière, S., Boisson, J., Castaing, E., Vangronsveld, J., Ruttens, A., De Koe, T., Bleeker, P., Assunçãõ A., Manceau A. (2003). Progress in remediation and revegetation of the barren Jales gold mine spoil after in situ treatments. *Plant. Soil*, 249: 187-202.
- Mérian E. (1991). *Metals and their compounds in the environment: occurrence, analysis and biological relevance*. Wiley-VCH, Weinheim (Allemagne).
- Miller, F.S., Kilminster, K.L., Degens, B., Firms, G.W. (2010). Relationship between metals leached and soil type from potential acid sulphate soils under acidic and neutral conditions in Western Australia. *Water, Air, Soil, Poll*, 205: 133-147.
- Min, S.H., Han, J.S., Shin, E.W., Park, J.K. (2013). Improvement of cadmium ion removal by base treated juniper fiber. *Water.Res*, 38 : 1289-1295.

- Miquel G. (2001). Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport de l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Rapport Sénat n°261: 366 p.
- Miretzky, P., Fernandez-Cirelli, A. (2008). Phosphates for Pb immobilization in soils: a review. *Environ. Chem. Lett*, 6: 121-133.
- Morand D.T. (2001). Soil landscape of the Woodbun 1:100000 sheets. Department of land and water conservation, Sydney: 271-273.
- Morawska-Płoskonka J., Niklińska M. (2013). Effects of Soil Moisture and Nickel Contamination on Microbial Respiration Rates in Heavy Metal-Polluted Soils. *Pol. J. Environ. Stud.* 22 (5), 1411.
- Morel R. (1989). Les sols cultivés, 1ère Ed INRA. Paris, 578-580.
- Morel R. (1996). Les sols cultivés, 2<sup>ème</sup> Ed INRA. Paris.
- Morgan, J.J., Stumm, W. (1991). Chemical processes in the environment, relevance of chemical speciation. In: Merian, E. (Ed.), *Metals and Their Compounds in the Environment Occurrence, Analysis and Biological Relevance*. VCH, New York, pp. 67-103.
- Mulder E, G. Lie T, A et Wolddendrop J, W. (1969). Biologie et fertilité du sol. *Biologie des sols (comptes rendus de recherches)*. UNESCO. Paris. P165-214.
- Müller G. (1969). Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal* 2 : 108-118.
- Musy, A. & Soutter, M. (1991). *Physique du sol*. Lausanne : PPUR presses polytechniques.
- Nasr, S.M., Okbah, M.A., and Kasem, S.M. (2006). Environmental Assessment of Heavy Metal Pollution in Bottom Sediments of Aden Port, Yemen. *International Journal of Oceans and Oceanography*, v.1(1), p.99-109.
- Newman, M.C., Jagoe, C.H. (1994). Ligands and the bioavailability of metals in aquatic environments. In: Hamelink, J.L., Landrum, P.F., Bergman, H.L., Benson, W.H. (Eds.), *Bioavailability: Physical, Chemical, and Biological Interactions*. CRC Press, pp. 39 – 62.
- Nezhad M.T.K., Tali M.G., Mahmoudi M.H., Pazira E. (2011). Assessment of As and Cd contamination in topsoils of Northern Ghorveh (Western Iran): role of parent material, land use and soil properties. *Environ. Earth Sci.* 64 (5): 1203–1213.

- NSC, (2009). Lead Poisoning, National Safety Council.
- OMS. (2015). Supplémentation en zinc et croissance de l'enfant. Available online at: [http://www.who.int/elena/titles/zinc\\_stunting/fr/](http://www.who.int/elena/titles/zinc_stunting/fr/). (Consulté le : 01/08/18).
- Oorts, K. (2013). Copper. Pages 367–394. In: Alloway, B.J. (Ed.), Heavy metals in soils: Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. Environmental Pollution vol. 22.
- Oumar B., Ekengele N.L., Balla O.A.D. (2014). Évaluation du niveau de pollution par les métaux lourds des lacs Bini et Dang, Région de l'Adamaoua, Cameroun. Afri. Sci. J. 10(2) 184 – 198.
- Oustani M. (2016). Influence des fertilisants organiques sur la réactivité physico-chimique et le fonctionnement microbiologique d'un sol sableux non salé et sableux salé en conditions d'irrigation par des eaux chargées en sels. Thèse de doctorat d'état en Sciences Agronomiques. Université KASDI MERBAH , Ouargla (Algérie).
- Pagotto, C. (1999). Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbure en domaine routier. Thèse de Doctorat en chimie et microbiologie de l'eau. Université de Poitiers, 256p + annexes.
- Panichayapichet, P., Nitorisavut, S. et Simachaya, W. (2007): Spatial distribution and transport of heavy metals in soil, ponded-surface water and grass in a Pb contaminated watershed as related to land-use practices. Environmental Monitoring and Assessment, 135, 181-193.
- Parent ME & Velegol D. (2004). E. coli adhesion to silica in the presence of humic acid. Colloids Surf B Biointerfaces. 39: 45-51.
- Park, J.H., Lamb, D., Paneerselvam, P., Choppala, G., Nanthi Bolan, N., Chung, J.W. (2011). Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. J. Hazard. Mater, 185: 549-574.
- Passariello B., Giuliano V., Quaresima S., Barbaro M., Caroli S., Forte G., Carelli G., Iavicoli I. (2002). Evaluation of the environmental contamination at abandoned mining site. Microchemical Journal, 73: 245-250.
- Peakall, D. et Burger, J. (2003). Methodologies for assessing exposure to metals: speciation, bioavailability of metals, and ecological host factors. Ecotoxicology and Environmental Safety, 56: 110-121.

Peijnenburg, W.J.G.M. et Jager, T. (2003). Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: Matrix issues. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56(1): 63-77.

Pelletier F. (1992). Impact de différentes pratiques culturales sur la persistance de l'herbicide atrazine et sur la biomasse microbienne du sol. Mémoire de maîtrise ès Sciences de l'eau INRS-Eau Québec. 94 p.

Pereira B., et Sonnet Ph. (2007). La contamination diffuse des sols par les éléments traces métalliques en région Wallonne. In: Rapport analytique sur l'état de l'environnement wallon 2006-2007, MRW-DGRNE.

Perrono P. (1999). Les micro-polluants métalliques et les sols amendés par des boues résiduaires urbaines. Mém. DUESS., université de Picardie, Amiens, France.

Persits, F, Ahlbrandt, T, Tuttle, M, Charpentier, R, Brownfield, M, and Takahashi, K. (2002). Map showing geology, oil and gas fields and geologic provinces of Africa, Ver 2.0. USGS Open File report 97-470 A.

Pessoa-Filho M., Barreto C.C., Dos Reis Junior F.B., Fragoso R.R., Costa F.S., De Carvalho Mendes I., et al. (2015). Microbiological functioning, diversity, and structure of bacterial communities in ultramafic soils from a tropical savanna. *A. Van. Leeuw.* 107 (4), 935.

Pichard, A., Bisson, M., Diderich, R., Hulot, C., Morin, N., Houeix, G., Lacroix, G., Lefevre, J.P., Leveque, S., Magaud, H., Morin, A. Gillet, C. (2005). Zinc et ses dérivés. INERIS: Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, INERIS-DRC. (2) ; 1–69.

Pichard, A., Bisson, M., Houeix, N., Gay, G., Jolibois, B., Lacroix, G., Lefevre, J.P., Magaud, H., Morin, A., Tissot, S., Gillet, C. (2006). Nickel et ses dérivés. INERIS: Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, INERIS-DRC. (1) ; 1–71.

Pichard, A., Bisson, M., Houeix, N., Gay, G., Lacroix, G., Lefevre, J.P, Magaud, H., Migne, V., Morin, A., Tissot, S., Gillet, C. (2005). Cuivre et ses dérivés - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS-DRC. (1) ; 1–66.

Pochon J. (1954). Manuel technique d'analyse microbiologique du sol [Technical Manual of microbiological soil analysis]. (Eds.), Masson, Paris, 123p.

- Poggio, L., Viščaj, B., Hepperle, E., Schulin, R., & Marsan, F. A. (2008). Introducing a Method of Human Health Risk Evaluation for Planning and Soil Quality Management of Heavy Metal-Polluted Soils—An Example from Grugliasco (Italy). *Landscape and Urban Planning*, 88: 64-72
- Pugh, R.E., Dick, D.G., Fredeen, A.L. (2002). Heavy metal (Pb, Zn, Cd, Fe and Cu) contents of plant foliage near the Anvil Range lead/zinc mine, Faro, Yukon Territory, J. *Ecotoxi. Environ. Safety* 52 (2002) 273-279.
- Quénéa K. (2004). Etude structurale et dynamique des fractions lipidiques et organiques réfractaires de sols d'une chronoséquence forêt/maïs (CESTAS, Sud ouest de la France). Thèse de Doctorat. Université de Paris 6 (France).
- Quevauviller, P.H., Rauret, G., Lopez-Sanchez, J.F., Rubio, R., Ure, A., Muntau, H. (1997). Certification of trace metal extractable contents in a sediment reference material (CRM 601) follow a three-step sequential extraction procedure, *The Science of the Total Environment*, 205, 223-234.
- Rajapaksha R.M.C.P, Tabor-Kaplon M.A., Bååth E. (2004). Metal toxicity affects fungal and bacterial activities in soil differently. *Applied and Environmental Microbiology*; 70: 2966-2973.
- Ramade F. (2000). Dictionnaire encyclopédique des pollutions. Ediscience international. Paris (France), 58-365.
- Ramade, F. (1993). Dictionnaire Encyclopédique de l'Ecologie et Science de L'Environnement. Edition Edisciences international, 822 p.
- Ranjard, L., Nazaret, S., Goubiere, F., Thioulouse, J., Linet, P., Richaume, A. (2000). A soil microscale study to reveal the heterogeneity of Hg(II) impact on indigenous bacteria by quantification of adapted phenotypes and analysis of community DANN fingerprints. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 31(2):107-115.
- Reddy, K.R., De Laune, R.D. (2008). *Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications*. Taylor & Francis Group, LLC, Boca Raton/London, New York.
- Remy, S., Prudent, P., Hissler, C. et Probst, J. (2003). Mercury speciation in soils and river sediments of the industrialised Thur river catchment (Alsace, France). *Journal de Physique IV*, 107, 1131-1134.

- Renella, G., Mench, M., van der Lelie, D., Pietramellara, G., Ascher, J., Ceccherini, M.T., Landi, L., Nannipieri, P. (2004). Hydrolase activity, microbial biomass and community structure in long-term Cd-contaminated soils. *Soil Biol. Biochem.* 36, 443-451.
- Renella, G., Reyes Ortigoza, A.L., Landi, L., Nannipieri, P. (2003). Additive effects of copper and zinc on cadmium toxicity to phosphomonoesterase activities and ATP content of soil as estimated by the ecological dose (ED50). *Soil Biology & Biochemistry* 35, 1203–1210.
- Rivière, J. L. (1998). Evaluation du risque écologique des sols pollués. Edition Lavoisier, 230 p.
- Rivkind L. (1984). Etude des terres du Sahara. *Ann. Ins. Pasteur, Alger*, (7), pp : 81-83.
- Roane, T.M. and S.T. Kellogg. (1996). Characterization of bacterial communities in heavy metal contaminated soils. *Can. J. Microbiol.*, 42: 593-603.
- Robert, M., Juste, C. (1999). Enjeux environnementaux et industriels -Dynamique des éléments traces dans l'écosystème sol. In : Spéciation des métaux dans le sol., *Les Cahiers du Club Crin*, Paris, pp. 15-37.
- Rocio Estrella M., Brusseau M. L., Maier R. S., Pepper I. L., Wierenga P. J. & Miller R. M. (1993). Biodegradation, sorption, and transport of 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid in saturated and unsaturated soils. *Applied and Environmental Microbiology*, 59 (12):4266-4273.
- Rodriguez, J.H., Wellern S.B., Wannaz, E.D., Klumpp, A., Pignata, M.L. (2011). Air quality biomonitoring in agricultural areas nearby to urban and industrial emission sources in Cordoba province, Argentina, employing the bioindicator *Tillandsia capillaris*, *Ecol. Indic*, 11: 1673-1680.
- Roger P et Garcia J.L. (2001). Introduction à la microbiologie du sol. Marseille : Université de Provence. pp : 193.
- Ross SM. (1994). Toxic Metals in Soil Plant Systems. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Rudnick, Roberta & Gao, Sally. (2003). Composition of the Continental Crust. *Treatise Geochem* 3:1-64. *Treatise on Geochemistry*. 3. 1-64. 10.1016/B0-08-043751-6/03016-4.
- Sabo A., Gani A.M., Ibrahima A.Q. (2014). Geochemical Partitioning of Metal Pollutants in Agricultural Soil as Index of Human Health Risk Assessment. *J. Environ. Pollut. and Human Health*; 2 (5) : 91-99.

- Said, W. A., and D. L. Lewis. (1991). Quantitative assessment of the effects of metals on microbial degradation of organic chemicals. *Appl. Environ. Microbiol.* 57:1498–1503.
- Sajidu, S.M.I., Masamba, W.R.L., Thole, B., Mwatseteza, J.F. (2008). Groundwater fluoride levels in villages of Southern Malawi and removal studies using bauxite, *Int. J. Phy Sci*,(3) 1: 001-011.
- Salomons, W., Forstener, U., Mader, P. (1995). *Heavy Metals: problems and solutions*. Berlin, Germany : Springer-Verlag, p 430.
- Salomons, W., Förstner, U. (1980). Trace metal analysis on polluted sediments II. Evaluation of environmental impact, *Environ Technol. Lett.*, 1, 506-510.
- Sandaa, R.A., Torsvik, V., Enger, Ø., Daae, F.L., Castberg, T., Hahn, D. (1999). Analysis of bacterial communities in heavy metal contaminated soils at different levels of resolution. *FEMS Microbiol. Eco.* 30, 237-251.
- Sanità di Toppi, L., Gabbrielli, R. (1999). Response to cadmium in higher plants, *J. Environ and Experimental Botany*. 41: 105-130.
- Sappin-Didier, V. (1995). Utilisation de composés inorganiques pour diminuer les flux de métaux dans deux agrosystèmes pollués : étude des mécanismes impliqués par l'emploi d'un composé du fer. Ph.D. thesis, University of Bordeaux I, France, 245p.
- Sasson A. (1967). Recherches écophysiologicals de la microflore bactérienne des sols des régions arides du Maroc. *Mém Ing, Rabat*, 224 p.
- Sauvé S., McBride M.B., Norvell W.A., and Hendershot W.H. (1997). Copper solubility and speciation of in situ contaminated soils : effects of copper level, pH and organic matter. *Water, Air, and Soil Pollution*. Vol. 100, pp. 133-149.
- Sauvé, S., Norvell, W.A., McBride, M., Hendershot, W. (2000). Speciation and complexation of cadmium in extracted soil solutions. *Environ. Sci. Techno*, 34: 291-296.
- Schwartz, C., Gérard, E. Perronnet, K., Morel, J.L. (2001). Measurement of in situ phytoextraction of zinc by spontaneous metallophytes growing on a former smelter site. *Sci Total Environ*. 279(1-3): 215-21.
- Schwarzenbach K., Enkerli J., et Widmer F. (2007). Objective criteria to assess representativity of soil fungal community profiles. *J. Microbiol. Meth.* 68, 358-366.



Sebai T.E., Lagacherie B., Soulas G. et Martin -laurent F. (2007). Spatial variability of isoproturon mineralizing activity within an agricultural field: geostatistical analysis of simple physicochemical and microbiological soil parameters. *Environmental Pollution*, 145 : 680–690.

Sekhar K.C, Chary N.S, Kamala C.T, Vairamani M, Anjaneyulu Y, Balaram V, Sorlie J.E. (2006). Risk communications: around the world-environmental risk assessment studies of heavy metal contamination in the industrial area of Kattedan, India a case study. *Hum Ecol Risk Assess* 12: 408–422.

Sekomo, C., Nkuranga, E., Rousseau, D. P. L., Lens, P. N. L. (2011). Fate of heavy metals in an urban natural wetland: The Nyabugogo swamp (Rwanda). *Water, Air, Soil Poll*, 214(1) : 321-333.

Serpaud, B., Al-Shukry, R., Casteignau, M. and Matejka, G. (1994). Adsorption des métaux lourds (Cu, Zn, Cd et Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau: rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment. *Revue des Sciences de l'eau*, 7, 343-365.

Shah, K., Nongkynrih, J.M., Mistry, C.B. (2010). Metal hyperaccumulation and bioremediation. *Biol. Plant*, 51:618-634.

Shentu, J., He, Z., Yang, X. et al. (2008). Microbial activity and community diversity in a variable charge soil as affected by cadmium exposure levels and time. *J. Zhejiang Univ. Sci. B* 9, 250–260.

Shrivastava P., Saxena A., Swarup A. (2003). Heavy metal pollution in a sewage-fed lake of Bhopal, (M. P.) India. *Lakes Reserv. Res. Manag.* 8: 1–4.

Singh, O. V., Labana, S., Pandey, G., Budhiraja, R., and Jain R. K. (2003). Phytoremediation: an overview of metallic ion decontamination from soil. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 61, 405-412.

Skujinš, J. (1984). Microbial ecology of desert soils. *Adv. Microbial Ecol.* 7: 49–91.

Smith, E., Leeflang, P., and Wernars, K. (1997). Detection of shifts in microbial community structure and diversity in soil caused by copper contamination using amplified ribosomal DNA restriction analysis. *FEMS Microbiol. Ecol.* 23, 249-261.

Soltner D. (2005). Les bases de la production végétale, le sol et son amélioration. Tome I, 24<sup>ème</sup> édition ; Collection Sciences et Techniques Agricoles.

Soulas G., Codaccioni P. & Fournier J. C. (1983). Effect of crosstreatment on the subsequent breakdown of 2,4-D, MCPA and 2,4,5-T in the soil. Behaviour of the degrading microbial populations. *Chemosphere*, 12 (7/8):1101-1106.

Sposito, G. (1984). *The surface chemistry of soils*, Oxford University Press.

Sterckeman, T., Douay, F., Balze, D., Fourrier, H., Proix, N. et Schwartz, C. (2006). Trace elements in soils developed in sedimentary materials from Northern France. *Geoderma*, 136, 912-929.

Strub C. (2008). Modélisation et optimisation de la production de thiolutine chez *Saccharothrix algériensis*. Thèse de doctorat, Université de Toulouse. pp 202.

Sutherland R.A. (2000). Bed sediment associated trace metals in an urban stream, Oahu. Hawaii. *Environ Geol* 39: 611-627;

Swap, R., Garstang, M., Greco, S., Talbot, R., & Kållberg, P. (1992). Saharan dust in the Amazon Basin [archive]. *Tellus B*, 44(2), 133-149.

Tack, F.M., Verloo, M.G. (1996). Metal contents in tinging nettle (*Urtica dioica* L.) as affected by soil characteristics. *Sci. Total. Environ*, 192: 31-39.

Terrés, C., Navarro, M., Martin-Lagos, F., Giménez, R., Olalla, M., Lopez, H. et Lopez, M.C. (2002). Influence of pH and industrial activity on total zinc concentrations in agricultural soils, sewage sludges and beach sands: Relationship with plant (*Saccharum officinarum*) availability. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 64: 224-229.

Tessier, A., Campbell, P.G.C., Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem*, 51, 844-851.

Thomas, F., Rakotonarivo, E. & Bottero, J.Y. (1993). La charge de surface des solides divisés: origine, mesure et modélisation. *Bull. Sci. Géol.* 46 : 217-227.

Thornton I. (1996). Risk assessment related to metals: the role of the geochemist. Report of the International Workshop on Risk Assessment of Metals and their Inorganic Compounds, Angers, France, November 1996. International Council on Metals and the Environment.

Tina Frohne, T., Rinklebe, J., Diaz-Bone, R.A, Du Laing, G. (2011). Controlled variation of redox conditions in a floodplain soil: Impact on metal mobilization and biomethylation of arsenic and antimony. *Geoderma*, 160: 414–424.

- Tinker, P. B. (1986). Trace elements in arable agriculture. Hills bequest lecture of the Royal Agricultural Society of England, 9 October 1985. *Journal of Soil Science* 37: 587-601.
- Tomlinson, D. C., Wilson, J. G., Harris, C. R., Jeffrey, D. W. (1980). Problems in the assessment of heavy metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoland Marine Res.*, 33: 566-575.
- Tran, T.S., M. Giroux, P. Audesse et J. Guilbault. (1995). Importance des oligo-éléments en agriculture : symptômes visuels de carence, analyses des végétaux et des sols. *Agrosol*, Vo. 8 (1) :12-22.
- Trevors, J.T. (1987). Copper resistance in bacteria. *Microbiol.Sci.* 4:29-31.
- Trivedi, P., Axe, L. (2001). Predicting divalent metal sorption to hydrous Al, Fe, and Mn oxides. *Environ. Sci. Technol*, 35: 1779-1784.
- UNESCO. Projet ERESS. (1972). Etude des ressources en eau du Sahara septentrional. Rapport sur les résultats du projet , Paris 1972. 100 p.
- UREN N.C. (1992). Forms, reactions, and availability of nickel in soils. *Advances in Agronomy* 48: 141-203.
- USDA (1975). *Soil Taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys* Washington DC.
- Usman, A.R.A., Kuzyakov, Y., Stahr, K. (2008). Sorption, desorption, and immobilization of heavy metals by artificial soil. MSc. thesis, University of Hohenheim, Stuttgart.
- Van Oort F., Gaultier J. P., Hardy R., Bourenane H. (2002). Distributions spatiales de métaux et stratégies d'échantillonnage dans les sols du périmètre agricole d'une friche industrielle. In : *Les Eléments métalliques dans les sols-Approches fonctionnelles et spatiales*. INRA-Editions, X. p281-297.
- Venetsanos A.G. (2002). Studies on pollutant dispersion from moving vehicles, Water, air and sol pollution, *Focus 2* : 325-337.
- Verplancke G. (1932). *Elément de microbiologie général et agricole*. Gembloux. P318.
- Viard, B., Maul, A., Pihan, J. C. (2004). Standard use conditions of terrestrial gastropods in active biomonitoring of soil contamination. *J. Environ. Monit*, 6: 103-107.

- Villain., M. (1987). La production végétale, les composantes de la production. Voll. Edition tech et doc. Lavoisier, 402p.
- Villanneau, E., Perry-Giraud, C., Saby, N., Jolivet, C., Marot, F., Maton, D., Floch-Barneaud, A., Antoni, V., et Arrouays, D. (2008). Détection de valeurs anomaliques d'éléments traces métalliques dans les sols à l'aide du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols. Etude et Gestion des Sols, Volume 15(3) : p 183-200.
- Vives-Rego, J., D. Vaque, and J. Martinez. (1986). Effect of heavy metals and surfactants on glucose metabolism, thymidine incorporation and exoproteolytic activity in sea water. Water Res. 20:1411–1415.
- Walter J. and Stadelmann H. (1979). Influence du Zn et du Cd sur les microorganismes ainsi que sur quelques processus biochimiques du sol. Schweiz Landwirsch Forsch. 18.4:311-324.
- Wang, Q. R., Cui, Y. S., Liu, X. M., Dong, Y. T., Christie, P. (2003). Soil contamination and plant uptake of heavy metals at polluted sites in China. J. Environ. Sci. Health Part A Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng. 38, 823-838.
- Wardle, D.A. (2002). Communities and ecosystems: linking the aboveground and belowground components. Monogr. Popul. Biol., Princeton University Press, New Jersey.34.
- Webber, M.D., Singh, S.S. (1999). Towards sustainable agriculture in Canada. In: Acton DF, Gregorich LG (eds) The health of our soils. Center For Land and Biological Research. Agri. Agrifood, 1906: 87-96.
- Wedepohl, K. H. (1995). The composition of the continental crust. Geochimica et Cosmochimica Acta 59(7), 1217-1232.
- Weiss, Dominik & Shotyk, William & Kempf, Oliver. (1999). Archives of Atmospheric Lead Pollution. Naturwissenschaften. 86: 262-275. 10.1007/s001140050612.
- White R.E. (2006). Principles and practice of soil science. The soil as a natural resource. Fourth edn: Blackwell Publishing.
- WHO. (2000). Air quality guidelines for Europe. Environmental Science and Pollution Research, 3(1), 136–138.
- Wild A. (1993) -Soils and the environment: an introduction Cambridge University Press, 287 p.

- Wong C.S.C., Li X. et Thornton I. (2006). Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environmental Pollution*, 142: 1-16.
- Wu, C.F., Luo, Y.M., Zhang, L.M. (2010). Variability of copper availability in paddy fields in relation to selected soil properties in southeast China. *Geoderma*, 156: 200-206.
- Wu, J. and Nofziger, D.L. (1999). Incorporating temperature effects on pesticide degradation into a management model. *J. Environ. Qual.* 28: 92-100.
- Wu, J., Laird, D.A., Thompson, M.L. (1999). Sorption and desorption of copper on soil clay components. *J. Environ. Qual.* 28 (1), 334–338.
- Wuana R. A. and Okieimen F. E. (2011). Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. Review Article. *Int. Schol. Research Net. ISRN Ecology*. p20.
- Yang, Z.P., Lu, W.X., Long, Y.Q., Bao, X.H., Yang, Q.C. (2011). Assessment of heavy metals contamination in urban topsoil from Changchun City, China. *J. Geochem. Explor*, 108: 27-38.
- Yay, O., Alagha, O. et Tuncel, G. (2008). Multivariate statistics to investigate metal contamination in surface soil. *Journal of Environmental Management*, 86, 581-594.
- Zachara, J.M., Cowan, C.E., Resch, C.T. (1991). Resch CT. Sorption of divalent metals on calcite. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 55: 1549-1562.
- Zhang, H., Davison, B. (1995). Performance characteristics of diffusion gradients in thin films for the in situ measurement of trace metals in aqueous solution. *Environ. Sci. Technol.*, 67, 3391– 400.
- Zhao H.T, Li X.Y, Wang X.M, Tian D. (2010). Grain size distribution of road deposited sediment and its contribution to heavy metal pollution in urban runoff in Beijing, China. *J Hazard Mater* 183: 203–210
- Zhao, K.L., Liu, X.M., Xu, J.M., Selim, H.M. (2010). Heavy metal contaminations in a soil-rice system: identification of spatial dependence in relation to soil properties of paddy fields. *J. Hazard. Mater*, 181: 778-787.
- Zhou, L.X., Wong, J.W.C. (2003). Behavior of heavy metals in soil: effect of dissolved organic matter. In: *Geochemical and hydrological reactivity of heavy metals in soils*. Eds Selim HM, Kingery WL, CRC Press, Boca Raton, 245-270.

Zimmerman, A.R. (2010). Abiotic and microbial oxidation of laboratory-produced black carbon (biochar). *Environ. Sci. Technol*, 44: 1295-1301.

**Les normes utilisées :**

NF P 94-056. (Mars 1996). Sols : reconnaissance et essais - Analyse granulométrique - Méthode par tamisage à sec après lavage.

NF P 94-057. (Mai 1992). Sols : reconnaissance et essais – Analyse granulométrique des sols- Méthode par sédimentation.

NF X 31-102. (ISO 11465). (Août 1994). Détermination de la teneur pondérale en matière sèche et en eau – Méthode gravimétrique.

NF P 15-461 (Mai 1964). Technique des essais : Essai de détermination du taux de carbonates d'un sol.

MA-1010. PAF 1.0. (2003). Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec et ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec, Détermination de la matière organique par incinération : méthode de perte au feu (PAF), Ministère de l'Environnement du Québec, 9 p.

# ANNEXES

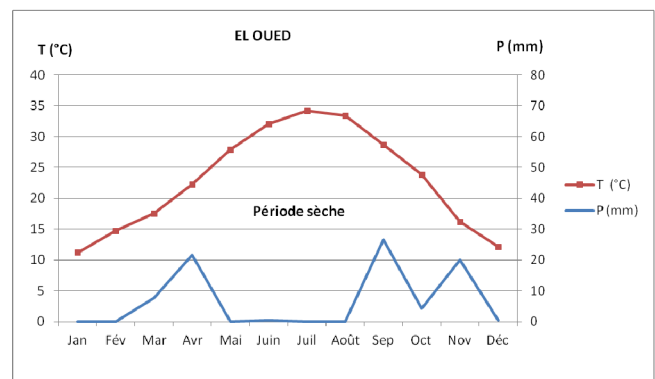
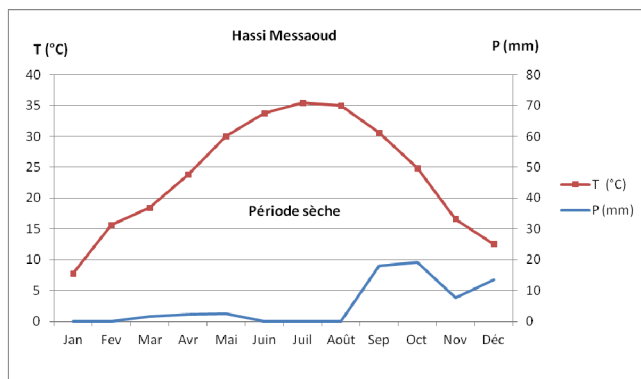
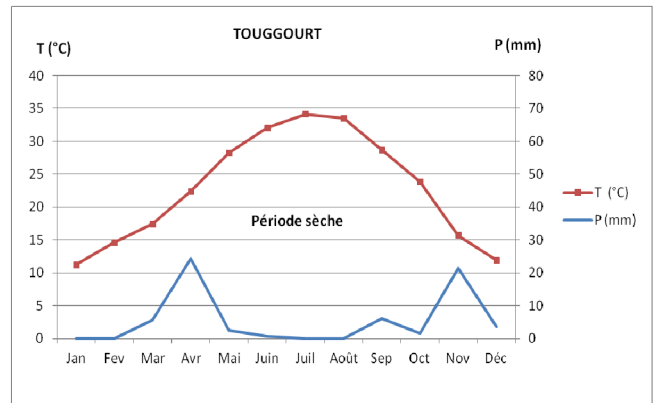
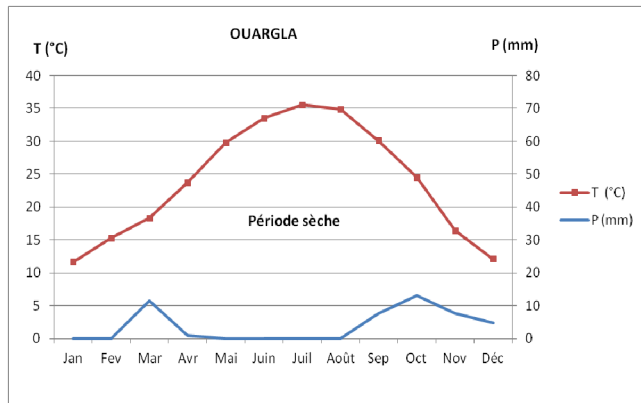
**Annexe 1:**

**Données climatiques de la zone d'étude (Période de prélèvement) :**

	Saison	Température °C			Humidité (%)	Vent (km/h)	Precipitation (mm)
		Min	Max	Moy			
Ouargla	Automne 2016	10.2	38	25	28.9-41.9	10.90	2.11
	Hiver 2016-2017	6.2	22.8	13.9	34.1-63	11.00	2.37
	Printemps 2017	9.4	36.1	23.9	18.6-25.2	16.53	1.01
	Été 2017	25	42.6	34.5	16.3-19.5	16.66	-
Tggt	Automne 2016	9.7	35.8	23.7	42.9-53	10.4	2.28
	Hiver 2016-2017	4.9	21.8	13.4	48.2-66.8	11.03	2.88
	Printemps 2017	9.1	34.9	22.5	30.2-42.6	15.1	6.43
	Été 2017	19.9	41.3	33	31.1-32.1	12.8	0.08
El-Oued	Automne 2016	10.6	35.4	23.8	45.8-54.6	7.2	8.89
	Hiver 2016-2017	5.8	21.8	13.6	46.8-68.4	7.6	0.76
	Printemps 2017	9.3	34.6	22.6	31.4-38.7	11.6	2.28
	Été 2017	24	40.7	33	27-30.6	10.4	0.34
H-MD	Automne 2016	10.5	38.3	25.3	34-42.8	11.4	12.18
	Hiver 2016-2017	5.9	23	11.6	37.4-62.3	11.9	2.2
	Printemps 2017	9.5	36.4	24	29-30.8	17.5	1.52
	Été 2017	25.2	42.1	34.5	21.4-26.5	14.3	0.08

Tggt : Touggourt , H.MD : Hassi Messaoud.

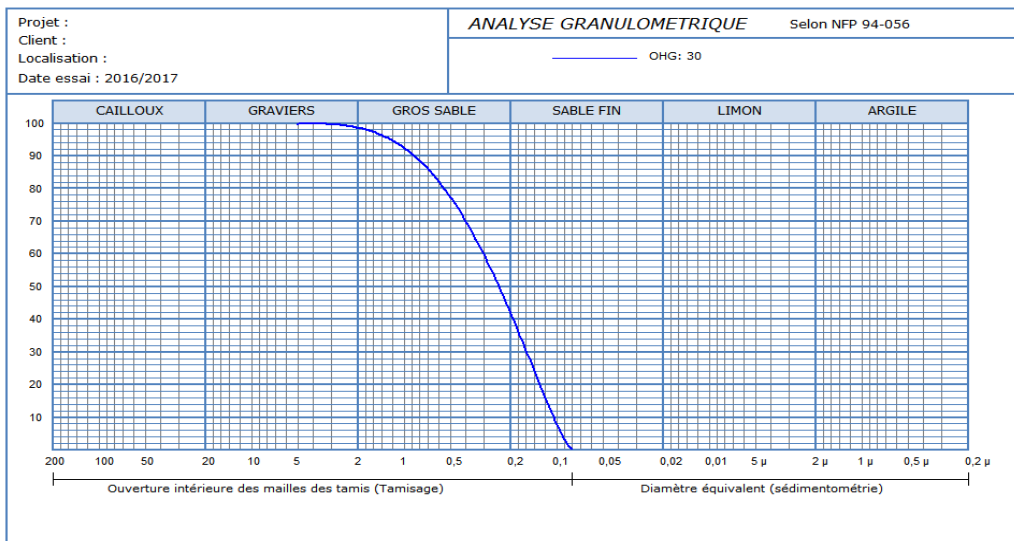
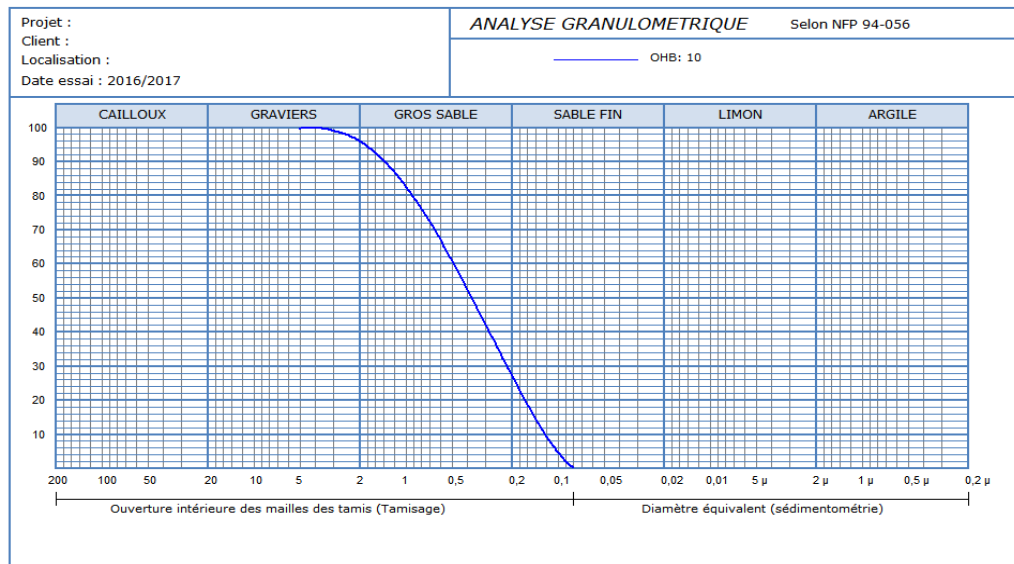
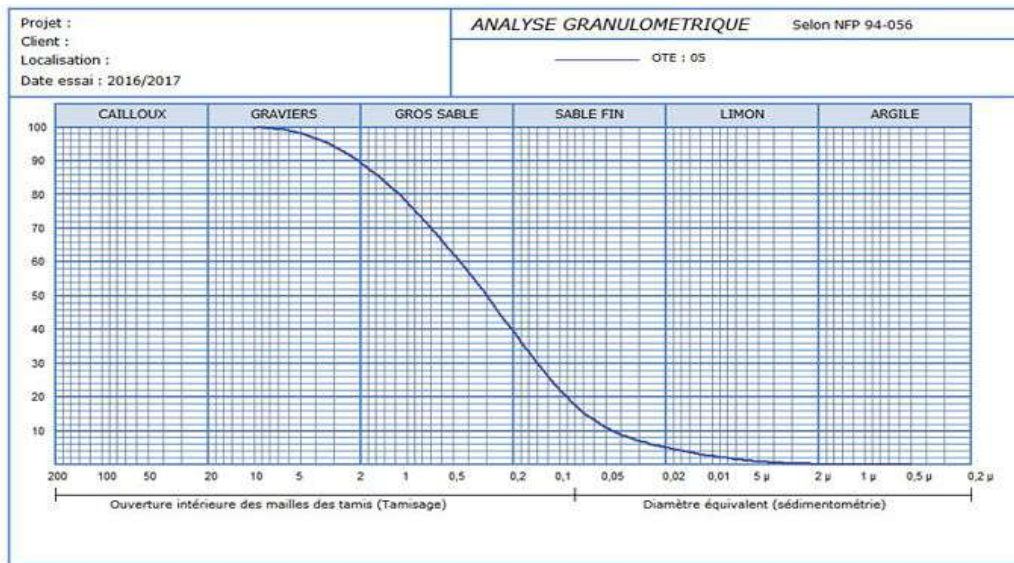
**Diagramme Ombrothermique de GAUSSEN pour les différentes régions de la zone d'étude (Période de prélèvement)**



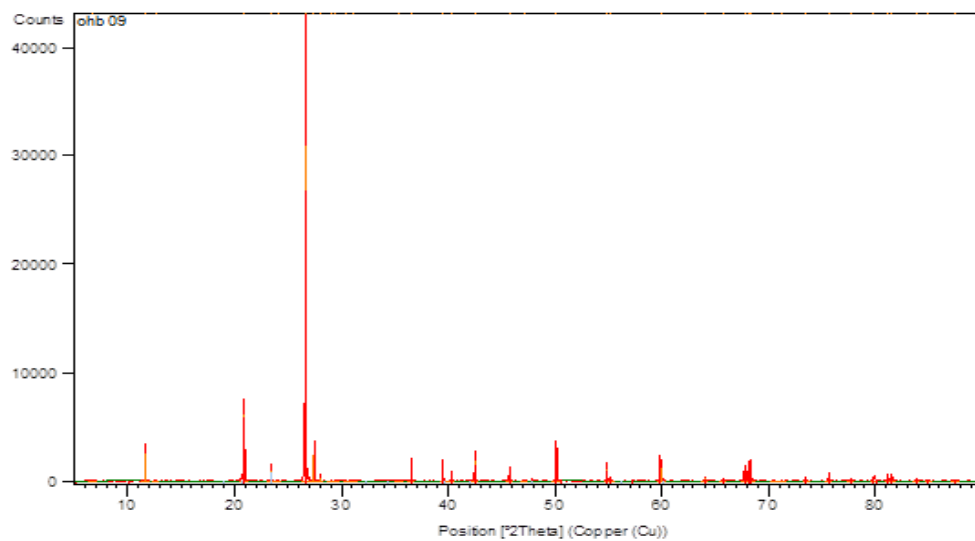
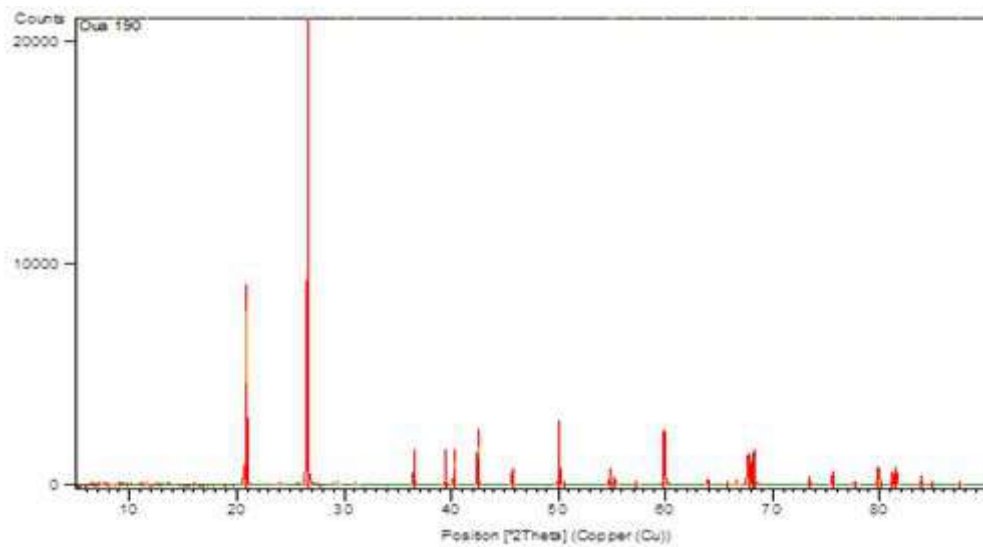
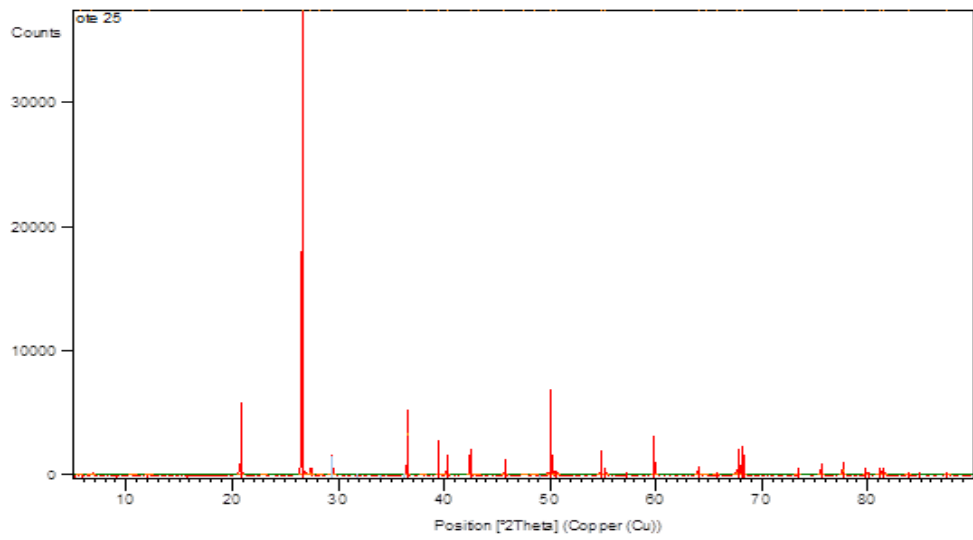


Annexe 2 :

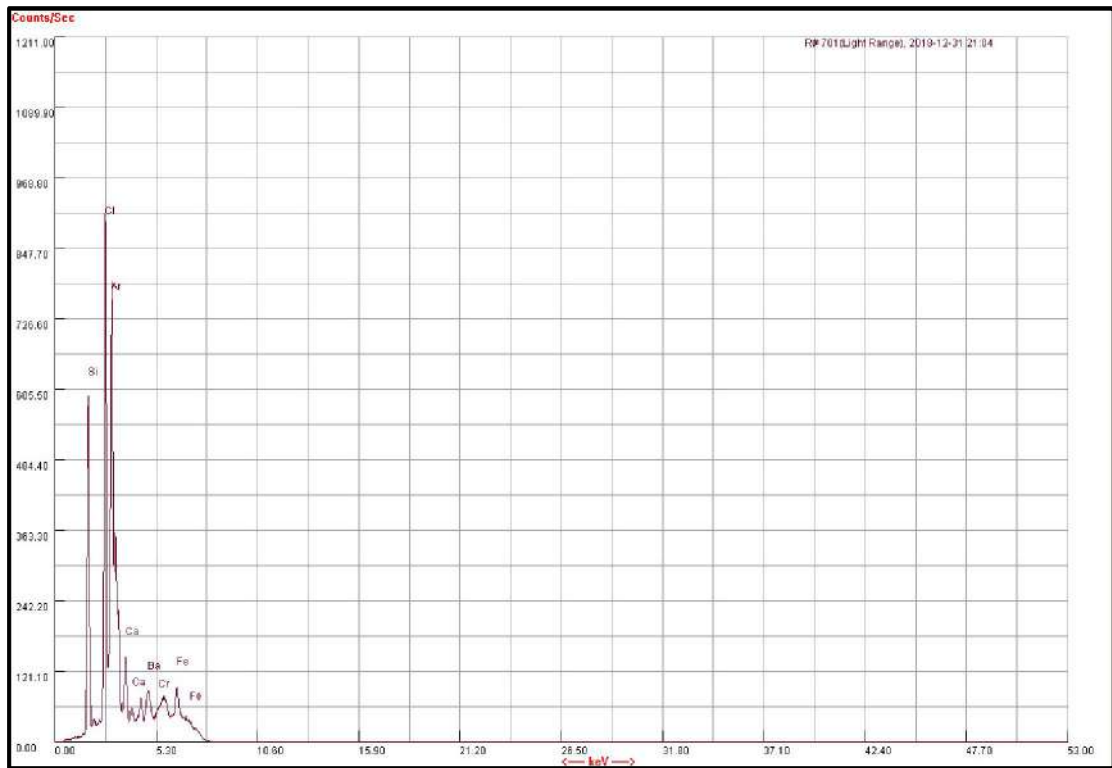
Exemple de quelques courbes granulométriques des échantillons des sols



**Exemple de spectre de diffraction de rayons X obtenus sur quelques échantillons des sols avec un abscisse l'angle 2théta :**



Exemple de fluorescence montre les compositions chimiques d'un échantillon du sol :



**Annexe 3 :****Résultats des analyses granulométriques des échantillons des sols étudiés :**

Echantillon	Limons (%)	Sable fin (%)	Sable grossier (%)	Graviers (%)
OTE-0	6	22	52	20
OTE-5	5	35	50	10
OTE-10	0	38	62	0
OTE-15	11	58	30	1
OTE-20	0	46	54	0
OTE-25	0	40	58	2
OHB-0	0	36	62	2
OHB-5	0	32	64	4
OHB-10	0	26	70	4
OHB-15	0	34	64	2
OHB-20	0	30	68	2
OHB-25	0	26	70	4
OHB-30	0	30	68	2
OHB-35	0	34	64	2
OHB-40	0	30	68	2
OHG-0	0	44	54	2
OHG-5	1	44	55	1
OHG-10	0	55	43	2
OHG-15	0	48	52	0
OHG-20	0	36	62	2
OHG-25	0	40	58	2
OHG-30	0	42	56	2
OHG-35	0	50	50	0
OHG-40	0	42	58	0
OHG-45	0	50	50	0
OHG-50	0	46	54	0

**Résultats des analyses physico-chimiques des échantillons des sols aux cours des saisons :**

Echantillon	pH				CE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )				CaCO <sub>3</sub> (%)				MO (%)			
	Aut	Hiv	Print	Été	Aut	Hiv	Print	Été	Aut	Hiv	Print	Été	Aut	Hiv	Print	Été
OTE-0	8,5	8,85	8,63	8,69	2610	2640	573	1904	5	4	5	5	0,6	0,71	0,15	0,1
OTE-5	8,8	9,32	8,76	9,07	2350	308	536	391	1	1	2	1	0,92	0,28	0,06	0,02
OTE-10	8,95	8,94	8,66	8,82	992	970	883	998	1	1	3	2	0,48	0,21	0,1	0,08
OTE-15	8,22	8,89	8,38	8,67	21700	7200	1830	4450	1	2	1	2	1,66	1,15	0,41	0,2
OTE-20	8,66	8,89	8,51	8,87	785	651	515	568	2	2	1	2	0,11	0,09	0,03	0,01
OTE-25	8,69	8,59	8,62	8,65	1141	1458	1200	1039	1	1	2	1	0,2	0,15	0,1	0,07
OHB-0	8,27	8,88	8,37	8,76	2280	3270	1388	2420	1	1	1	2	0,2	0,78	0,46	0,1
OHB-5	8,77	9,07	8,6	8,86	709	328	747	579	2	2	1	2	0,14	0,13	0,11	0,08
OHB-10	9,04	8,78	8,82	8,68	785	1135	675	911	2	1	2	2	0,26	0,23	0,07	0,02
OHB-15	9,41	9,18	8,53	9,14	237	137	229	138	2	1	3	3	0,09	0,11	0,07	0,05
OHB-20	9,52	9,32	8,52	9,5	184,1	172	388	202	1	2	1	1	0,07	0,33	0,05	0,2
OHB-25	9,31	9,03	8,9	9,56	204	159	164	113	2	2	1	1	0,08	0,19	0,08	0,1
OHB-30	9,22	9,25	9,02	9,52	475	216	117	156	2	3	2	3	0,06	0,19	0,07	0,2
OHB-35	9,1	9,23	9,11	9,21	334	114	146	118	1	2	1	1	0,09	0,21	0,09	0,1
OHB-40	9,59	9,4	8,93	9,54	157,6	117	116	80	2	1	1	1	0,39	0,27	0,05	0,2
OHG-0	8,46	9,29	8,61	9,08	3480	4240	5100	7090	1	1	2	1	2,78	0,22	0,3	0,5
OHG-5	8,38	8,22	8,74	8,83	909	752	500	680	3	4	5	5	0,11	0,92	0,07	0,2
OHG-10	8,22	9,01	8,5	9,07	1770	390	658	653	1	2	2	2	0,27	0,32	0,1	0,1
OHG-15	8,44	8,19	8,74	9,04	979	1075	676	972	6	4	7	6	0,11	0,41	0,18	0,2
OHG-20	8,21	8,8	8,7	8,63	1888	1120	784	1000	1	2	1	1	0,52	0,23	0,08	0,1
OHG-25	8,56	8,89	8,78	8,96	321	372	280	347	10	11	10	10	0,11	0,29	0,19	0,2
OHG-30	8,33	8,67	9,61	9,19	824	213	530	174	2	1	2	2	0,18	0,04	0,21	0,1
OHG-35	8,5	8,73	8,52	8,7	338	359	645	546	6	4	6	6	0,14	0,22	0,41	0,3
OHG-40	8,57	8,62	8,83	8,78	287	487	202	389	2	2	2	1	0,08	0,19	0,17	0,1
OHG-45	8,57	8,88	8,7	9,12	394	357	295	288	4	5	5	5	0,08	0,19	0,12	0,1
OHG-50	8,27	8,13	8,56	9,16	1189	551	856	737	2	1	2	2	0,07	0,16	0,22	0,2

Aut : Automne, Hiv : Hiver, Print : Printemps.

Annexe 4 :**1) Préparation de l'extrait de terre :**

- Choisir une terre assez riche (type terre de jardin) de pH neutre ou légèrement alcalin , et autant que possible, employer toujours la même terre.
- Mélanger à poids égal terre et eau du robinet (si elle n'est pas exagérément chlorée), ou mieux, eau de source ou de puits. Laisser macérer 24 h à la température du laboratoire. Porter à l'autoclave 1 h à 130°C. laisser décanter et filtrer à chaud sur papier. Vérifier le pH qui doit être voisin de la neutralité. Répartir en récipients bouchés au coton, stériliser 20 minutes à 112° C.

**2) Composition des milieux de culture:**➤ **Pour les bactéries : Gélose Nutritive (GN), (Pochon, 1954).**

- Extrait de viande .....1g
- Extrait de levure .....2g
- Chlorure de sodium .....5g
- Peptone .....10g
- Agar-agar .....15g
- Extrait de terre.....100ml

Dissoudre les constituants dans un litre d'eau distillée, puis autoclaver à 121°C pendant 15 min.

➤ **Pour les champignons : Oxytétracycline-Glucose-Agar (OGA).**

- Extrait de levure.....5g
- Glucose.....20g
- Agar.....12g
- Eau distillée.....1000mL

Le milieu prêt à l'emploi en boîtes de Pétri contient en plus du milieu de base Oxytétracycline 0,1g.  
pH final à 25°C : 7,0 ± 0,2

La préparation de ces milieux de culture est comme suite :

- Dissoudre sous un bec bunsen les constituants de milieu dans une petite quantité d'eau distillée puis compléter le volume jusqu'à un litre.
- Ajuster le pH du milieu.
- Répartir le mélange dans des flacons, fermer et autoclaver à 112°C pendant 20mn.
- Conserver les milieux au réfrigérateur jusqu'au moment de l'utilisation.

3) Résultats de l'analyse statistique « Test de Tukey (HSD) » : comparaison des paramètres physico-chimiques et densités microbiennes dans les sols des sites étudiés en fonction de la saison.

**Température**

Tukey HSD<sup>a</sup>

Saison_Site	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
Hiv_Site1	3	16,1267			
Hiv_Site2	3	17,0400			
Prin_Site1	3		22,6833		
Prin_Site2	3		23,2167		
Aut_Site1	3			24,8200	
Aut_Site2	3			25,4600	
Eté_Site1	3				36,6300
Eté_Site2	3				37,2533
Sig.		,065	,547	,338	,367

**Humidité**

Tukey HSD<sup>a</sup>

Saison_Site	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
Eté_Site2	3	4,4433				
Eté_Site1	3	5,6900				
Aut_Site2	3		7,6700			
Aut_Site1	3		8,7333	8,7333		
Prin_Site2	3			9,3133	9,3133	
Prin_Site1	3				10,3500	
Hiv_Site2	3					12,0900
Hiv_Site1	3					12,9700
Sig.		,057	,138	,755	,157	,306

**pH**

Tukey HSD<sup>a</sup>

Saison_Site	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
Aut_Site1	3	7,9200				
Hiv_Site1	3	7,9733	7,9733			
Aut_Site2	3	8,0133	8,0133			
Prin_Site1	3		8,0267	8,0267		
Hiv_Site2	3		8,0633	8,0633		
Prin_Site2	3			8,1167	8,1167	
Eté_Site1	3				8,2133	8,2133
Eté_Site2	3					8,2900
Sig.		,083	,102	,102	,068	,219

**C.E**

Tukey HSD<sup>a</sup>

Saison_Site	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
Hiv_Site1	3	1665,33			
Hiv_Site2	3	1683,67			
Prin_Site1	3		1803,67		
Prin_Site2	3		1823,33		
Aut_Site1	3			1940,67	
Aut_Site2	3			1965,33	
Eté_Site1	3				2288,67
Eté_Site2	3				2312,00
Sig.		,525	,443	,205	,257

## M.O

Tukey HSD<sup>a</sup>

Saison_Site	N	Subset for alpha = 0.05					
		1	2	3	4	5	6
Eté_Site2	3	,7067					
Eté_Site1	3	,7700	,7700				
Hiv_Site2	3	,8300	,8300				
Hiv_Site1	3		,9400	,9400			
Prin_Site2	3			1,0900	1,0900		
Prin_Site1	3				1,1700	1,1700	
Aut_Site2	3					1,3300	1,3300
Aut_Site1	3						1,4200
Sig.		,290	,061	,124	,756	,088	,643

## Calcaire Total

Tukey HSD<sup>a</sup>

Saison_Site	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
Aut_Site2	3	1,7067			
Hiv_Site2	3	1,7300	1,7300		
Prin_Site2	3	1,8067	1,8067	1,8067	
Aut_Site1	3	1,8267	1,8267	1,8267	
Hiv_Site1	3	1,8500	1,8500	1,8500	
Prin_Site1	3		1,9200	1,9200	1,9200
Eté_Site2	3			1,9700	1,9700
Eté_Site1	3				2,0700
Sig.		,315	,089	,190	,268

## Bactéries

Tukey HSD<sup>a</sup>

Saison_Site	N	Subset for alpha = 0.05						
		1	2	3	4	5	6	7
Eté_Site1	3	1,6367						
Eté_Site2	3		7,8833					
Hiv_Site1	3			18,4933				
Aut_Site1	3				28,5100			
Hiv_Site2	3					46,9800		
Aut_Site2	3						59,3900	
Prin_Site1	3							72,6500
Prin_Site2	3							76,4767
Sig.		1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	,410

## Champignons

Tukey HSD<sup>a</sup>

Saison_Site	N	Subset for alpha = 0.05						
		1	2	3	4	5	6	7
Eté_Site1	3	5,5833						
Eté_Site2	3		9,5633					
Hiv_Site1	3			12,7500				
Hiv_Site2	3				18,3667			
Aut_Site1	3					22,1467		
Aut_Site2	3						29,6633	
Prin_Site1	3							38,8667
Prin_Site2	3							40,6667
Sig.		1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	,462