



REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE FRÈRES MENTOURI- CONSTANTINE
FACULTE DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE ET ECOLOGIE VEGETALE



N° d'ordre :06/D3C/2020

N° Série :01/ECO/2020

THÈSE

En vue de l'obtention du diplôme de Doctorat 3^{ème} cycle

Filière : Sciences Biologiques

Spécialité : Ecologie et Environnement

THÈME

**Utilisation des arbres et des sols des bords de routes
comme indicateurs de la pollution métallique :
approches physico-chimique, biochimique et
écotoxicologique.**

Présentée par : Hana ALATOU

Soutenue le : **16 / 02 / 2020**

Présentée devant le jury :

Présidente :

Fatima-Zohra AFRI-MEHENNAOUI

Professeur, UFM-Constantine.

Rapporteur :

Leila SAHLI

MCA, UFM-Constantine.

Examineurs :

Ahmed MENAD

Professeur, UFM-Constantine.

Kamel Eddine BAZRI

MCA, UFM-Constantine.

Oualida RACHED-MOSBAH

Professeur, ENSB-Constantine.

Année universitaire : 2019/ 2020



***« À tous ceux qui se consacrent à la science,
à la recherche et au savoir ».***

« La réussite est liée à la patience mais elle dépend également de beaucoup de bonne volonté »

Henry Ford (1863-1947)

Remerciements

Avant toute chose, je remercie Dieu le tout puissant d'avoir éclairé et guidé mes traces sur le chemin de la science et du savoir, me donnant la force, la pertinence et la volonté dans mon travail.

J'aimerais en premier lieu exprimer mes vifs remerciements à ma directrice de thèse M^{me} SAHLI Leila, qu'elle trouve ici la preuve de toute ma reconnaissance et mes remerciements pour son savoir, ses orientations et ses précieux conseils tout au long de ce travail. Je remercie son professionnalisme.

Je tiens à exprimer mes sincères remerciements au professeur AFRJ-MEHENNAOUI F-Z d'avoir accepté de bien vouloir honorer de sa présence afin de présider mon jury et d'évaluer mon travail.

Je remercie également les examinateurs Mr. MENAD Ahmed, Mr. BAZRI Kamel Eddine et Mme. RACHED-MOSBAH Ouafida, d'avoir accepté et consacré du temps à l'évaluation de mon travail, veuillez trouver madame et messieurs l'expression de ma reconnaissance et mes remerciements.

J'adresse mes remerciements au personnel de la conservation des forêts de Constantine pour leur assistance et disponibilité me permettant d'accéder au terrain.

Je remercie également le professeur KOULOUGHLI de m'avoir accueilli dans son laboratoire, de m'avoir consacré du temps et tout le nécessaire dont j'avais besoin. Je n'oublierai jamais votre gentillesse.

J'exprime mes sincères remerciements au personnel et à toute l'équipe des laboratoires : « Analyses environnementales » et « Culture in vitro » du CRBT de Constantine, en particulier Mr. CHHOUB Salahi et BEN AHMED Amira pour leur accueil et leur précieuse aide.

Je ne remercierai jamais assez Mr. GHNAYA Taher de m'avoir accueilli dans son pays et au sein de son laboratoire, vous m'avez amplement aidé, je vous serai toujours reconnaissante.

Je suis également très touchée par l'accueil, la bonté et les facilités accordées par le personnel du laboratoire d'écologie de l'université de Biskra. Je vous serais toujours reconnaissante.

J'exprime ma profonde gratitude à mon enseignant Mr. ARFA M-A-T pour son aimable et précieuse aide, vous m'avez toujours prêtée main-forte à tout moment, je vous remercie.

Je ne remercierai jamais assez le professeur ALATOU Djamel pour l'identification des espèces, pour ses conseils omniprésents, ses connaissances, son amour du métier et sa rigueur dans le travail.

Cette thèse n'aurait jamais pu voir le jour sans le laboratoire de recherche (LBE) « Biologie et Environnement » de la Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université des Frères Mentouri, Constantine, qui m'a accueillie et fourni tout le matériel et produits nécessaires à la réalisation de ce travail.

J'exprime ma gratitude également au laboratoire de recherche (DVRP) « Développement et Valorisation des Ressources Phytogénétiques ». Je tiens à souligner la confiance, les facilités et l'ensemble des moyens qui m'ont été accordés avec un accès sans réserve.

Si par hasard, je venais à oublier de citer certaines personnes, qu'elles sachent que ma reconnaissance va bien au-delà de ces remerciements.

Dédicaces

Je dédie ce travail à mes très chers parents qui ont cru en moi, m'ont toujours soutenue, encouragée et contribué à ma réussite. J'espère qu'en ce jour-là vous êtes fiers de votre fille. Vous m'avez tout donné, je ne vous remercierai jamais assez !

À toi mon Papa chéri, ma fierté, mon modèle dans la vie, tu m'a accompagnée dans toutes les étapes de ma vie, tu as toujours cru en moi depuis ma tendre enfance, tu m'a poussée à aller de l'avant, tu m'a encouragée et persuadée que la recherche me conviendrait et tu as eu raison comme toujours ! Je t'aime tellement, tu es le plus beau Papa au monde !!!

À ma douce Maman, sans qui je ne serai jamais devenue celle que je suis aujourd'hui, ta douceur, ta tendresse, ton amour ont été mon moteur et ma force pendant toutes ces années, seuls tes bras m'ont réchauffée, rassurée et réconfortée. Merci pour tous les sacrifices que tu as fait pour mes sœurs et moi. Je t'aime infiniment ma Maman chérie !!!

À mes adorables sœurs : Nour el Houda, Radia et Souheila ; mes sœurs aînées sur qui je peux compter et à qui je peux me confier. Vous êtes ma plus grande richesse qui m'apporte tant de joie, d'amour et de satisfaction. Je suis fière d'être votre sœur, je vous aime plus que tout au monde.

À mes nièces et neveux adorés à qui je souhaite la réussite et le triomphe : Darine, Mayssa, Nour-Line, Mohamed Amine, Yanis et Anes. Vous avez fait de moi la plus heureuse tante au monde. Je vous aime tellement mes loulous.

À mon trésor, mon fiancé chéri qui a toujours été là pour moi, m'a encouragée, m'a soutenu et m'a réconfortée dans les moments les plus difficiles. Je te dis Merci pour ta patience, ta gentillesse et ton grand amour. Le meilleur reste à venir Incha'Allah ... !

À mes grands-parents décédés (puissent-ils reposer en paix), j'espère qu'ils sont fiers de leur petite fille.

À mes tantes et oncles paternels et maternels.

À mes cousins et cousines.

Aux familles « ALATOU » & « AMIROUCHE »

À la mémoire de mon beau père (puisse-t-il reposer en paix).

À ma belle-mère qui ne cesse de prier pour moi, ma belle-sœur 'Ilhem' et mes beaux-frères 'Hamza' et 'Midou'.

À mes sœurs de cœur qui m'ont toujours encouragée et soutenue, je leur exprime ma profonde gratitude : Chahrazed, Racha et Mina.

À tous ceux qui m'ont aidé de près ou de loin, à tous ceux qui me souhaitent la réussite, à tous ceux qui ont contribué à la réalisation de ce travail et à tous ceux qui se consacrent à la science, à la recherche et au savoir.

ملخص

إن تقييم شدة التلوث بواسطة تراكم عناصر الملوثات المتواجدة في الجو عند الكائنات الحية ، بشكل تقنية بيئية جد فعالة وهي مستعملة منذ عقود من الزمن . يسمح قياس التراكم في هذه الكائنات بتفادي الصعوبات التي تواجه القياسات الفيزيوكيميائية المباشرة، والتي غالبا ما تكون معقدة وباهظة الثمن . في قسنطينة من السهل الملاحظة أن هناك تلوث متغير وهذا راجع من جهة لتواجد حظيرة سيارات كبيرة بالنسبة للمسافات المقطوعة، ومن جهة أخرى لوجود عوامل بيئية وتضاريسية خاصة والتي تعمل على زيادة التلوث. الهدف من هذه الدراسة هو تقييم مدى أهمية استعمال التربة و الأشجار (الأوراق، اللحاء) كمؤشر للتلوث الجوي في البيئة الحضرية .

لتحقيق الأهداف المسطرة تم دراسة ثلاثة محاور أساسية :

الخاصية الفيزيوكيميائية للتربة، تقييم مدى تأثير المعادن الثقيلة في التربة ما بين (0-20cm) أو (20-40cm) عن طريق الخصائص البيوكيميائية ودراسة التسمم البيئي للتربة وبعض أنواع الأشجار وذلك بدراسة 12 نوع منها. و المنطقة المعنية هي الطريق الوطني رقم 3 الرابط بين قسنطينة وبلدية الحامة بوزيان بالإضافة إلى منطقة شاهدة بعيدة عن كل مصدر تلوث.

إن الأبحاث المرتبطة بتقييم مستوى التلوث بجزيئات المعادن الثقيلة كالكاديوم والنحاس والمنغنيز والرصاص والزنك سجل التركيز التالي: $Mn > Pb > Zn > Cu > Cd$.

حيث أن دراسة محتويات متسلسلة في التربة تسمح بتقييم توزيع كمية المعادن الثقيلة في مختلف أجزاء التربة لإظهار مدى التأثيرات البشرية عليها.

بينت النتائج أن أشجار البيئة الحضرية تحتوي على نسبة ضعيفة من اليخضور و نسبة مرتفعة للبرولين والسكريات الذاتية مقارنة بالمنطقة الشاهدة التي لم تقر بها يد البشر، إن تحديد كمية المعادن الثقيلة في الأوراق و اللحاء للأشجار سجل الترتيب التالي:

$Mn > Zn > Pb > Cu > Cd$ و الذي بين أنها مؤشرات واضحة جلية للتلوث الجوي. حيث إن عامل التركيز البيولوجي الطبيعي و مؤشر التراكم المعدني ، الذي بين أهمية وفعالية التخلص من المعادن عن طريق النبات في البيئة الملوثة .

فيما يخص تقويم التلوث البيئي و التركيز الذي يمنع إنبات 50% من البذور يقدر بـ $64,97 \text{ ugL}^{-1}$ للفئة *C. Semperviens* و

$0,43 \text{ ugL}^{-1}$ للفئة *P. halepensis* . إذ يبدو أن للرصاص تأثير مضر و سام في انبات نبات بذور *C. Semperviens*

أكثر من بذور *P. halepensis* .

الكلمات الدالة :

التربة – الأشجار – معادن ثقيلة – علامات بيو كيميائية – قسنطينة.

Résumé :

L'évaluation de l'intensité de la pollution, *via* les processus de biosurveillance passive constitue une technique environnementale très efficace utilisée depuis plusieurs décennies. En effet, l'utilisation d'organismes permet de pallier aux difficultés rencontrées lors des mesures physico-chimiques directes, souvent très complexes et coûteuses. Dans la région de Constantine, il est aisé de constater qu'on a un véritable problème de pollution d'une part à cause de l'existence d'un parc automobile très important par rapport aux distances parcourues, et d'autre part de certaines caractéristiques climatiques et topographiques qui créent un climat propice au développement de la pollution. Dans ce contexte, cette étude a porté sur l'intérêt de l'utilisation des sols et des arbres (feuilles et écorces) comme indicateurs de la pollution métallique en milieu urbain. La zone concernée est la route nationale N°03 reliant le centre ville de Constantine à la commune de Hamma Bouziane, en plus d'une zone témoin éloignée de toute source de perturbation anthropique (Arboretum Draa Naga). Afin d'appréhender les objectifs visés, trois axes principaux ont été développés à savoir : une quantification des teneurs pseudo-totales et séquentielles en éléments traces métalliques (ETM) dans les sols (0-20 cm et 20-40 cm), une évaluation du stress abiotique voir métallique *via* le dosage de marqueurs biochimiques et d'ETM dans les feuilles et les écorces de 12 espèces ligneuses rencontrées *in situ*, et également une évaluation de l'écotoxicité du plomb chez quelques espèces *via* des tests d'écotoxicité. Nos investigations relatives à l'évaluation du niveau de contamination par les ETM ont porté sur : le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le manganèse (Mn), le plomb (Pb) et le zinc (Zn). Les teneurs pseudo-totales en ETM des sols dans les deux profils enregistrent l'ordre d'abondance suivant : $Mn > Pb > Zn > Cu > Cd$. Par ailleurs, l'étude des teneurs séquentielles dans les sols nous a permis d'évaluer la répartition des ETM dans les différentes fractions et ainsi de faire ressortir l'apport anthropique. Par rapport aux résultats des marqueurs révélateurs de stress abiotique, il apparaît que les arbres de la zone urbaine présentent des taux en chlorophylle faibles, et des taux en proline et de sucres solubles élevés comparés à ceux de la zone témoin. La quantification des ETM dans les feuilles et les écorces a enregistré l'ordre d'abondance suivant : $Mn > Zn > Pb > Cu > Cd$. Les arbres se sont révélés être de bons indicateurs de la pollution atmosphérique métallique. Le facteur de bioconcentration et l'indice d'accumulation métallique ont confirmés l'utilité et efficacité de ces espèces dans la bioindication et/ou la phytoremédiation. Pour ce qui est des tests d'écotoxicité, la concentration qui inhibe la germination de 50% des graines est de $64.97 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour *C. sempervirens* et $110.43 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour *P. halepensis*. Le plomb semble ainsi avoir un effet toxique beaucoup plus important sur la germination des graines de *C. sempervirens* que sur celles de *P. halepensis*.

Mot clés : Sol, arbres, Eléments Traces Métalliques, marqueurs biochimiques, Constantine.

Abstract

The assessment of pollution intensity, through passive biomonitoring processes is a very efficient environmental technique used for several decades. Indeed, the use of organisms makes it possible to overcome encountered the difficulties during direct physico-chemical measurements, which are often very complex and expensive. In the region of Constantine, it is easy to see that we have a real pollution problem, on the one hand because of the existence of a large car fleet compared to the distances traveled and on the other hand certain climatic and topographical characteristics which create a favorable climate to the development of pollution. In this context, this study focused on the use interest of soils and trees (leaves and bark) as metal pollution indicators in urban areas.

The concerned area is the national road N ° 03 linking the Constantine city center to Hamma Bouziane commune, in addition to a control zone which is remoted from any anthropogenic disturbance source (Arboretum of Draa Naga). In order to understand the objectives, three main axes were developed, namely: a pseudo-total and sequential contents quantification in metallic trace elements (HMS) in soils (0-20 cm and 20-40 cm), an abiotic or metallic stress evaluation via the assay of biochemical and HMS markers in 12 ligneous species leaves and bark that found, and also, the lead ecotoxicity assessment in some species via ecotoxicity tests. Our investigations related to the contamination level assessment by HMS were: cadmium (Cd), copper (Cu), manganese (Mn), lead (Pb) and zinc (Zn). Pseudo-total contents in HMS soils in both profiles record the following abundance order : $Mn > Pb > Zn > Cu > Cd$. Otherwise, the sequential contents study in soils allowed us to evaluate the HMS distribution in the different fractions and thus to highlight the anthropic contribution.

Regarding to the revealing markers results of abiotic stress, it appears that the urban area trees have low chlorophyll levels, and high proline and soluble sugars levels compared to those in the control zone.

The HMS quantification in leaves and bark recorded the following order of abundance: $Mn > Zn > Pb > Cu > Cd$. Trees turned out to be good metallic air pollution. The bioconcentration factor and the metal accumulation index confirmed the usefulness and effectiveness of these species in bioindication and / or phytoremediation

For the ecotoxicity tests, the concentration that inhibits the 50% of seeds germination is 64.97 $\mu\text{g.L}^{-1}$ for *C. sempervirens* and 110.43 $\mu\text{g.L}^{-1}$ for *P. halepensis*. Lead seems to have a much greater toxic effect on seed germination of *C. sempervirens* than on *P. halepensis*.

Key words: Soil, trees, Metallic Trace Elements, biochemical markers, Constantine.

Liste des abréviations

A : Argile

ACP : Analyse en Composante
Principale

CaCO₃ : Carbonates

Cd : Cadmium

CE : Conductivité électrique

CE50 : Concentration efficace qui
affecte 50% de la population

Chl : Chlorophylle

CI 50 : Concentration qui inhibe 50%
de la population

Cu : Cuivre

CT: Calcaire total

DC : Degré de contamination

EC : Ecorce

ETM : Eléments Traces Métalliques

F : Feuilles

FBC : Facteur de bioconcentration

Fc : Fraction liée aux carbonates

FC : Facteur de contamination

Fe : Fraction échangeable

FE : Facteur d'enrichissement

Fe_T : Fer

FL : Feuilles lavées

Fm : Fraction liée à la matière
organique

FM : Facteur de mobilité

Fo : Fraction liées aux oxydes de fer et
de manganèse

FNL : Feuilles non lavées

Fr : Fraction résiduelle

FRE : Facteur de risque écologique

Igeo : Indice de géo-accumulation

L : Limon

MAI : Indice d'accumulation
métallique

Mn : Manganèse

MO : Matière Organique

N : Azote

P : Précipitations

pH : Potentiel Hydrogène

Pb : Plomb

PLI : Indice du niveau de pollution

Pro : Proline

RI : Indice du risque écologique
potentiel

S : Sable

SS : Sucres solubles

T° : Température

Tr : Facteur de la réponse
toxicologique

Zn : Zinc

ZU : Zone urbaine

ZT : Zone témoin

Liste des tableaux

Tableau 1. Flux des polluants liés à l'abrasion des matériaux solides.	14
Tableau 2. Teneurs en ETM de divers fluides.	14
Tableau 3. Flux des polluants issus des infrastructures urbaines.	15
Tableau 4. Teneurs comparées des sols et des végétaux en ETM.	27
Tableau 5. Teneurs critiques en ETM (mg/kg de matière sèche) dans les plantes.	36
Tableau 6. Variabilité des précipitations mensuelles de la ville de Constantine (1996-2015).	41
Tableau 7. Les gradients mensuels des minima, des maxima et des moyennes mensuelles de température de la ville de Constantine (1996- 2015).	42
Tableau 8. Moyennes de vitesse de vent de Constantine durant la période 1997- 2015.	44
Tableau 9. Caractéristiques écologiques de l'arboretum de Draa Naga.	48
Tableau 10. Variabilité des précipitations mensuelles de la forêt de Djebel Ouahch (1996- 2015).	48
Tableau 11. Les gradients mensuels des minima, des maxima et des moyennes mensuelles de la forêt de Djebel Ouahch (1996- 2015).	48
Tableau 12. Nomenclature et description des diverses espèces prélevées.	52
Tableau 13. Etapes de digestion au four micro-ondes.	65
Tableau 14. Résultats d'analyse des ETM du sol référence.	66
Tableau 15. Résultats d'analyse des ETM de l'échantillon référence de la végétation.	70
Tableau 16. Données statistiques des paramètres physico-chimiques des sols.	82
Tableau 17. Grille d'évaluation des valeurs du pH du sol.	81
Tableau 18. Grille d'appréciation de la salinité des sols en fonction de la CE.	83
Tableau 19. Grille d'appréciation du calcaire total du sol.	84
Tableau 20. Grille d'appréciation du taux en matière organique dans sol.	85
Tableau 21. Grille d'appréciation de la teneur en azote.	86
Tableau 22. Grille d'appréciation du rapport C/N.	87
Tableau 23. Grille d'appréciation des unités granulométriques du sol.	88
Tableau 24. Données statistiques des teneurs pseudo-totales en ETM dans les sols.	90
Tableau 25. Synthèse des backgrounds et teneurs en ETM ($\mu\text{g/g}$) dans les sols dans le monde.	91
Tableau 26. Matrice des corrélations entre les teneurs pseudo-totales en ETM dans le sol de la (0-20 cm et 20-40 cm).	102
Tableau 27. Corrélation entre les paramètres physico-chimiques et les teneurs pseudo-totales en ETM dans le sol (0-20 cm et 20-40 cm).	102
Tableau 28. Données statistiques des teneurs séquentielles en ETM ($\mu\text{g/g}$) dans les sols de la zone urbaine pour les profils (0-20 cm et 20-40 cm).	107
Tableau 29. Corrélation entre paramètres physico-chimiques et teneurs séquentielles des ETM dans les sols du profil (0-20 cm).	124
Tableau 30. Corrélation entre paramètres physico-chimiques et teneurs séquentielles des ETM dans les sols du profil (20-40 cm).	125
Tableau 31. Résultats des teneurs pseudo-totales en ETM des sols de la zone témoin	

(Arboretum de Draa Naga).	127
Tableau 32. Répartition des classes de contamination des sols selon les valeurs du FC.	128
Tableau 33. Classes de contamination des sols en fonction du facteur d'enrichissement.	130
Tableau 34. Classes de contamination des sols en fonction de l'Igeo.	132
Tableau 35. Répartition des classes de risque écologiques selon les valeurs de l'indice FRE.	134
Tableau 36. Classes de degrés de contamination.	136
Tableau 37. Classes du niveau de pollution.	138
Tableau 38. Classes de contamination des sols en fonction du RI.	139
Tableau 39. Matrice de corrélation des paramètres biochimiques étudiés	167
Tableau 40. Teneurs des ETM dans les différents organes des espèces étudiées.	174
Tableau 41. Matrice de corrélation des teneurs métalliques avec les marqueurs biochimiques dans les feuilles des arbres étudiés.	197
Tableau 42. Moyennes et valeurs extrêmes du facteur de bioconcentration (FBC) dans les feuilles et les écorces des espèces étudiées.	202
Tableau 43. Suivi temporel du test de germination sur les graines de <i>C. sempervirens</i> .	214
Tableau 44. Suivi du test de germination sur les graines de <i>P. halepensis</i> .	216
Tableau 45. CI50 ($\mu\text{g.L}^{-1}$) d'inhibition de la germination des graines de <i>C. sempervirens</i> et <i>P. halepensis</i> après 31 j d'exposition au plomb.	220

Liste des figures

Figure 1. Les principaux flux des ETM dans le sol.	08
Figure 2. Différentes formes et mécanismes de fixation des éléments traces métalliques dans les sols	18
Figure 3. Localisation et spéciation des ETM dans le sol.	19
Figure 4. Les différentes stratégies de réponse des plantes face à l'accroissement de la concentration en ETM dans le sol.	24
Figure 5. Transfert des ETM dans l'environnement en milieu continental.	26
Figure 6. Présentation schématique des taxons bioaccumulateurs d'ETM et des paramètres régissant les phénomènes d'accumulation.	31
Figure 7. Courbe dose/réponse montrant l'effet des ETM essentiels et non essentiels sur la croissance des plantes.	35
Figure 8. Localisation de la zone urbaine et de la zone témoin.	39
Figure 9. Localisation des points d'échantillonnage dans la zone d'étude.	40
Figure 10. Diagramme ombrothermique de la station d'Ain El bey.	42
Figure 11. Bioclimat de la région de Constantine (station météorologique d'Ain El-bey) selon le climagramme d'Emberger.	43
Figure 12. Moyenne mensuelle de l'humidité (station d'Ain El bey 1996- 2015).	44
Figure 13. Schéma simplifié du réseau routier de la ville de Constantine.	45
Figure 14. Composition du parc automobile de la wilaya de Constantine.	46
Figure 15. Sources d'énergies du parc automobile de la wilaya de Constantine.	46
Figure 16. Situation géographique de l'arboretum de Draa Naga.	47
Figure 17. Diagramme ombrothermique de la forêt de Djebel Ouahch.	49
Figure 18. Méthode de prélèvement des sols.	50
Figure 19. Méthode de prélèvement du matériel végétal.	51
Figure 20. Triangle textural américain, système USDA (SSDS, 1993).	62
Figure 21. Bombes en téflon, four microonde et processus de filtration des échantillons et conservation des échantillons.	65
Figure 22. Spectrophotomètre utilisé pour la mesure des différents marqueurs biochimique.	68
Figure 23. Four à Moufle utilisé pour la calcination.	68
Figure 24. Bain de sable utilisé pour l'extraction.	69
Figure 25. Conservation des extraits pour le dosage.	70
Figure 26. ICP-OES PERKIN-ELMER 8000 Optima utilisée pour le dosage des ETM de sol.	71
Figure 27. Spectrophotométrie d'Absorption Atomique à Flamme de type PERKIN-ELMER. A Analyst 100 utilisée pour le dosage des ETM de végétation.	71
Figure 28. Préparation et stérilisation du matériel du matériel au test.	73
Figure 29. Les graines d'arbres utilisées pour le test.	74
Figure 30. Préparation des solutions utilisées lors du test.	75
Figure 31. Plan expérimental du test de germination réalisé sur boîtes de pétri.	75
Figure 32. Préparation des boîtes de pétri avec substrat et graines.	77
Figure 33. Mise en culture des boîtes et début du test.	77
Figure 34. Classification des sols étudiés selon triangle textural Américain système USDA	89
Figure 35. Teneurs pseudo-totales moyennes des ETM dans les sols étudiés.	92
Figure 36. Teneurs pseudo-totales moyennes en cadmium (Cd_T) dans les sols étudiés.	93

Figure 37. Teneurs pseudo-totales moyennes en cuivre (Cu_T) dans les sols étudiés.	95
Figure 38. Teneurs pseudo-totales moyennes en manganèse (Mn_T) dans les sols étudiés.	96
Figure 39. Teneurs pseudo-totales moyennes en plomb (Pb_T) dans les sols étudiés.	98
Figure 40. Teneurs pseudo-totales moyennes en zinc (Zn_T) dans les sols étudiés.	99
Figure 41. Plan principal de l'ACP effectuée entre les paramètres physico-chimiques et les teneurs pseudo-totales en ETM des sols étudiés au niveau des deux profils (0-20 cm et 20-40 cm).	106
Figure 42. Teneurs séquentielles en cadmium (Cd) dans les différentes fractions de sols.	110
Figure 43. Teneurs séquentielles en cuivre (Cu) dans les différentes fractions de sols.	112
Figure 44. Teneurs séquentielles en manganèse (Mn) dans les différentes fractions de sols.	115
Figure 45. Teneurs séquentielles en plomb (Pb) dans les différentes fractions de sols.	117
Figure 46. Teneurs séquentielles en zinc (Zn) dans les différentes fractions de sols.	120
Figure 47. Les facteurs de mobilité des ETM au niveau des deux profils étudiés.	122
Figure 48. Facteur de contamination moyen des 5 ETM au niveau des deux profils de sols étudiés.	128
Figure 49. Facteur d'enrichissement moyen des 5 ETM au niveau des deux profils de sols étudiés.	131
Figure 50. Indice de géoaccumulation moyen des 5 ETM au niveau des deux profils de sols étudiés.	133
Figure 51. Facteur de risque écologique moyen des 5 ETM au niveau des deux profils de sols étudiés.	135
Figure 52. Présentation du degré de contamination moyen (DC) au niveau des deux profils de sols étudiés.	137
Figure 53. Présentation de l'indice du niveau de pollution (PLI) moyen au niveau des deux profils de sols étudiés.	138
Figure 54. Présentation de l'indice de risque écologique potentiel (RI) au niveau des deux profils de sols étudiés.	140
Figure 55. Cartographie de contamination monométallique liée au cadmium.	143
Figure 56. Cartographie de contamination monométallique liée au cuivre.	144
Figure 57. Cartographie de contamination monométallique liée au manganèse.	145
Figure 58. Cartographie de contamination monométallique liée au plomb.	146
Figure 59. Cartographie de contamination monométallique liée au zinc.	147
Figure 60. Cartographie du risque monométallique liée au cadmium.	149
Figure 61. Cartographie du risque monométallique liée au cuivre.	150
Figure 62. Cartographie du risque monométallique liée au manganèse.	151
Figure 63. Cartographie du risque monométallique liée au plomb.	152
Figure 64. Cartographie du risque monométallique liée au zinc.	153
Figure 65. Cartographie de la contamination polymétallique.	154
Figure 66. Cartographie du risque polymétallique.	155
Figure 67. Teneurs en chlorophylle (a) chez les espèces étudiées.	157

Figure 68. Teneurs en chlorophylle (b) chez les espèces étudiées.	159
Figure 69. Variation du rapport Chl (a) / Chl (b) des espèces étudiées.	160
Figure 70. Teneurs en chlorophylle totale chez les espèces étudiées.	161
Figure 71. Teneurs en sucres solubles chez les espèces étudiées.	162
Figure 72. Teneurs en proline chez les espèces étudiées.	164
Figure 73. Teneurs en cadmium (Cd) dans les feuilles lavées, non lavées et écorces des arbres collectés en zone urbaine et témoin.	177
Figure 74. Teneurs en cuivre (Cu) dans les feuilles et les écorces des arbres collectés en zone urbaine et témoin.	179
Figure 75. Teneurs en manganèse (Mn) dans les feuilles et les écorces des arbres collectés en zone urbaine et témoin.	182
Figure 76. Teneurs en plomb (Pb) dans les feuilles et les écorces des arbres collectés en zone urbaine et témoin.	184
Figure 77. Teneurs en zinc (Zn) dans les feuilles et les écorces des arbres collectés en zone urbaine et témoin.	186
Figure 78. Indice d'accumulation métallique (MAI) dans les feuilles et les écorces des espèces étudiées.	208
Figure 79. Contamination des boîtes de pétri lors du test de germination sur papier filtre.	212
Figure 80. Évolution des taux de germination en fonction du temps et des concentrations chez <i>C. sempervirens</i> .	215
Figure 81. Évolution du taux d'inhibition en fonction du temps et des concentrations chez le <i>C. sempervirens</i> .	215
Figure 82. Résultats du test de germination de <i>C. sempervirens</i> sur tourbe.	216
Figure 83. Évolution du taux de germination en fonction du temps et des concentrations chez le <i>P. halepensis</i> .	217
Figure 84. Évolution du taux d'inhibition en fonction du temps et des concentrations chez <i>P. halepensis</i> .	218
Figure 85. Résultats du test de germination de <i>P. halepensis</i> sur tourbe.	218
Figure 86. Courbe dose-réponse d'inhibition de la germination des graines.	221

Sommaire

Remerciements

ملخص

Résumé

Abstract

Liste des abréviations

Liste des tableaux

Liste des figures

Introduction 1

Chapitre I : Synthèse bibliographique

I.1. Généralités sur les éléments traces métalliques (ETM).....	6
I.1.1. Définitions.....	6
I.1.2. Origine des ETM	6
I.1.2.1. Origine naturelle	7
I.1.2.2. Origine anthropique	7
I.1.3. Transferts des ETM dans le sol	8
I.1.4. Caractérisation des ETM considérés dans cette étude	9
I.1.4.1. Le Cadmium (Cd)	9
I.1.4.2. Le Cuivre (Cu)	10
I.1.4.3. Le Manganèse (Mn)	10
I.1.4.4. Le Plomb (Pb)	11
I.1.4.5. Le Zinc (Zn)	12
I.2. Contamination des sols par les ETM en milieu urbain	13
I.2.1. Définition d'un sol contaminé	13
I.2.2. Sources de contamination des sols par les ETM en milieu urbain	13
I.2.2.1. Pollution chronique	13

I.2.2.2. Pollution accidentelle	15
I.2.2.3. Pollution temporaire	16
I.2.2.4. Pollution saisonnière	16
I.2.3. Comportement et interaction des ETM avec les constituants du sol	16
I.2.3.1. Adsorption non spécifique (physisorption)	16
I.2.3.2. Adsorption spécifique (chimisorption)	17
I.2.3.3. Complexation	17
I.2.3.4. Précipitation et co-précipitation	18
I.2.4. Influence de la physico-chimie du sol sur la spéciation des ETM	19
I.2.4.1. Influence du pH	20
I.2.4.2. Influence du potentiel redox	20
I.2.4.3. Influence de la matière organique	21
I.2.4.4. Influence de la capacité d'échange cationique	21
I.2.4.5. Influence de la température	22
I.2.4.6. Influence des micro-organismes	22
I.3. Transfert des ETM dans le système sol-plante	23
I.3.1. Les plantes excluantes	24
I.3.2. Les plantes indicatrices	25
I.3.3. Les plantes accumulatrices	25
I.3.4. Les plantes hyperaccumulatrices	25
I.4. La phytodisponibilité et prélèvement des ETM par les plantes	27
I.4.1. Prélèvement des ETM par les racines	28
I.4.2. Pénétration des ETM par les parties aériennes	29
I.5. Bioindication et bioaccumulation des ETM par les espèces ligneuses	30
I.6. Utilisation des feuilles et des écorces d'arbres dans la bioindication	32
I.6.1. Utilisation des feuilles	32
I.6.2. Utilisation des écorces	33
I.7. Effets et toxicité des ETM sur les plantes	33
I.8. Réponses des végétaux aux ETM	37
I.8.1. Translocation	37
I.8.2. Tolérance	37

Chapitre II : Matériel et Méthodes

II.1. Présentation de la zone urbaine	39
II.1.1. Situation géographique	39
II.1.2. Etude climatique	41
II.1.2.1. Précipitations	41
II.1.2.2. Température	41
II.1.2.3. Diagramme ombrothermique	42
II.1.2.4. Climagramme d'Emberger	43
II.1.2.5. Humidité atmosphérique	43
II.1.2.6. Vents	44
II.1.3. Trafic routier et parc automobile	45
II.2. Présentation de la zone témoin « Arboretum de Draa Naga »	46
II.2.1. Situation géographique	46
II.2.2. Caractéristiques écologiques de la zone d'étude	48
II.2.2.1. Précipitations	48
II.2.2.2. Température	48
II.2.2.3. Diagramme ombrothermique	49
II.3. Prélèvement et traitement des échantillons	49
II.3.1. Méthode d'échantillonnage	49
II.3.2. Prélèvement des sols	50
II.3.3. Prélèvement de la végétation	51
II.4. Caractérisation physicochimique des sols	59
II.4.1. Le pH	59
II.4.2. Le calcaire total (CT)	59
II.4.3. La conductivité électrique (CE)	60
II.4.4. La Matière organique (MO)	60
II.4.5. L'Azote total (N)	60
II.4.6. Rapport (C/N)	60
II.4.7. Analyse granulométrique	60
II.5. Détermination des teneurs en ETM dans les sols	62
II.5.1. Méthode d'extraction des ETM	62

II.5.2. Contrôle de la répétabilité et la reproductibilité de la méthode d'extraction des ETM dans le sol	66
II.6. Détermination des marqueurs biochimiques chez les espèces ligneuses	66
II.6.1. La chlorophylle	66
II.6.2. Les sucres solubles	67
II.6.3. La proline	67
II.7. Détermination des teneurs en ETM dans les feuilles et écorces	68
II.7.1. Extraction des ETM au niveau des feuilles	68
II.7.2. Extraction des ETM au niveau des écorces	69
II.7.3. Contrôle de la répétabilité et la reproductibilité de la méthode d'extraction des ETM dans la végétation	69
II.8. Dosage des ETM dans le sol, les feuilles et les écorces	70
II.9. Ecotoxicité du plomb chez les espèces ligneuses : test d'inhibition de la germination	72
II.9.1. Stérilisation du matériel	72
II.9.2. Stérilisation des graines	73
II.9.3. Préparation des solutions	74
II.9.4. Déroulement du test	76
II.9.5. Critères de validité du test	76
II.10. Traitement des résultats et étude statistique	78

Chapitre III : Résultats et Discussion

III.1. Caractérisation physico-chimique des sols	81
III.1.1. Le potentiel hydrique (pH)	81
III.1.2. La conductivité électrique (CE)	83
III.1.3. Le calcaire total (CT)	83
III.1.4. La matière organique (MO)	84
III.1.5. Azote total (N)	85
III.1.6. Rapport C/N	86
III.1.7. Granulométrie	87
III.2. Teneurs des ETM dans les sols	89

III.2.1. Teneurs pseudo-totales en ETM dans les sols	90
III.2.1.1. Cadmium (Cd _T)	92
III.2.1.2. Cuivre (Cu _T)	93
III.2.1.3. Manganèse (Mn _T)	95
III.2.1.4. Plomb (Pb _T)	96
III.2.1.5. Zinc (Zn _T)	98
III.2.2. Influence des paramètres physicochimiques sur les teneurs pseudo-totales en ETM dans les sols	101
III.2.3. Teneurs séquentielles des ETM dans le sol	107
III.2.3.1. Cadmium (Cd)	108
III.2.3.2. Cuivre (Cu)	110
III.2.3.3. Manganèse (Mn)	112
III.2.3.4. Plomb (Pb)	115
III.2.3.5. Zinc (Zn)	117
III.2.4. Mobilité des ETM dans les sols étudiés (FM)	120
III.2.5. Influence des paramètres physicochimiques sur les teneurs séquentielles en ETM dans les sols	124
III.3. Evaluation de la contamination métallique des sols étudiés : approches des indices	127
III.3.1. Les indices monométalliques	127
III.3.1.1. Facteur de contamination (FC)	127
III.3.1.2. Facteur d'enrichissement (FE)	129
III.3.1.3. Indice de géo-accumulation (<i>Igeo</i>)	131
III.3.1.4. Facteur de risque écologique (FRE)	133
III.3.2. Les indices polymétalliques	135
III.3.2.1. Degré de contamination (DC)	135
III.3.2.1. Indice du niveau de pollution (PLI)	137
III.3.2.3. Indice du risque écologique potentiel (RI)	139
III.4. Cartographie de la pollution métallique des sols et du risque écologique	141
III.4.1. Cartographie de la contamination monométallique	141
III.4.2. Cartographie du risque monométallique	148
III.4.3. Cartographie de la contamination polymétallique	154
III.4.4. Cartographie du risque polymétallique	155

III.5. Réponses physiologiques des espèces ligneuses au stress abiotique en milieu urbain	156
III.5.1. La Chlorophylle	156
III.5.2. Les sucres solubles	161
III.5.3. La proline	163
III.5.4. Corrélation entres les marqueurs biochimiques étudiés	164
III.6. Teneurs des ETM dans les feuilles et les écorces des arbres	173
III.6.1. Cadmium (Cd)	175
III.6.2. Cuivre (Cu)	177
III.6.3. Manganèse (Mn)	180
III.6.4. Plomb (Pb)	182
III.6.5. Zinc (Zn)	184
III.7. Corrélations entre les teneurs en ETM et les marqueurs biochimiques	194
III.8. Evaluation de la capacité d'accumulation métallique chez les espèces étudiées ...	201
III.8.1. Facteur de bioconcentration (FBC)	201
III.8.2. Indice d'accumulation métallique (MAI)	207
III.9. Ecotoxicité du plomb chez les espèces ligneuses : test d'inhibition de la germination	210
III.9.1. Test de germination sur papier filtre	211
III.9.2. Test de germination sur la tourbe	212
Conclusions générales	223
Perspectives	228

Références bibliographiques

Annexes

Introduction

***« L'écologie est aussi et surtout un problème culturel.
Le respect de l'environnement passe par un grand nombre de changements
comportementaux ».***

Nicolas Hulot

Durant le dernier siècle, l'industrialisation et l'essor des transports ont joué un rôle prépondérant dans l'évolution de la société. Ces activités étaient synonymes de progrès, de modernité et d'enrichissement. Mais depuis, la prise de conscience de l'homme quant aux conséquences environnementales n'a cessé de croître. En effet, de grandes quantités de substances chimiques sont relâchées dans l'environnement, la plupart d'entre elles sont considérées comme étant potentiellement dangereuses (Zhao et al. 2016). L'introduction de ces composés implique des risques sérieux pour l'environnement et les organismes vivants, mais aussi pour la santé humaine (Miet, 2003 ; Maizi et al. 2010 ; Ndong, 2019).

Parmi les divers polluants déversés régulièrement dans l'environnement « les éléments traces métalliques » (ETM) ; qui sont des polluants issus de différentes sources telles que les industries et le trafic routier, et dont la toxicité sur les organismes vivants a été démontrée par de nombreux auteurs (Darmendrail et Roy, 2001 ; El-Hasan et al. 2002 ; de Vives et al. 2006; Yu et al. 2007 ; Kummer et al. 2009 ; Fujiwara et al. 2011; Jean Huss, 2011 ; Tomaševića et al. 2011 ; Ribeiro de Souza et al. 2012 ; Leon et al. 2016).

La surveillance de la qualité du sol, de l'eau, ou encore de l'air, est généralement assurée par des méthodes physico-chimiques donnant des valeurs numériques. Néanmoins, ces mesures ont des limites liées entre autres au fait qu'il n'est pas possible d'associer facilement ces valeurs aux effets qui se manifesteraient chez les êtres vivants (Garrec, 2002). Une alternative consiste alors à avoir recours à des méthodes basées directement sur l'observation et l'étude des réactions d'organismes vivants exposés aux différents xénobiotiques dans l'environnement ; on parle alors de biosurveillance.

Les méthodes de biosurveillance des ETM ne peuvent remplacer les mesures physico-chimiques ; elles sont complémentaires puisque elles nous renseignent sur les effets de ces polluants et l'imprégnation de l'environnement. Les études de biosurveillance permettent de localiser les sources majeures, et de suivre l'évolution de la contamination environnementale dans l'espace et/ou le temps (Rzepka et Cuny, 2008 ; Allahabadi et al. 2017).

Les végétaux sont exposés en continu à de multiples stress qui peuvent être soit d'origine biotique comme les infections par les virus, les bactéries et les champignons, soit abiotiques comme les variations extrêmes de température, de sécheresse et d'inondations. Outre ces stress d'origine naturelle, les plantes subissent d'innombrables agressions d'origine anthropique provenant en partie de la pollution de l'atmosphère (Elloumi et al. 2003 ; Mukherjee et al. 2016).

Selon Garrec et Van Haluwyn (2002), la biosurveillance végétale de la qualité de l'air est

L'utilisation des réponses à tous les niveaux d'organisation biologique, d'un ou plusieurs organismes vivants, pour prévoir et/ou révéler une altération de l'environnement en fonction des niveaux de réaction des organismes. Elle implique l'utilisation de lichens, de mousses et certains végétaux supérieurs. Selon Rzepka et Cuny (2008), cette biosurveillance peut se faire *via* quatre approches : la biointégration (modifications de la présence et de l'abondance des espèces), la bioindication (altérations macroscopiques individuelles morphologiques ou tissulaires), et la recherche de biomarqueurs (réactions précoces infra individuelles invisibles, comme les altérations cellulaires, moléculaires, physiologiques et biochimiques), et la bioaccumulation (i.e. la capacité de certains organismes à accumuler les polluants présents dans le sol et/ou l'air). Les principaux critères d'un bon bioindicateur des ETM atmosphériques sont: sa large représentation dans la zone d'étude, sa grande distribution géographique, sa facilité d'échantillonnage et d'identification, mais surtout la possibilité de faire la différence entre les dépôts atmosphériques et le piégeage racinaire (Palmieri et al. 2005).

De par leur dépendance exclusive *vis-à-vis* de l'atmosphère, les lichens et les mousses sont considérés comme les meilleurs bioindicateurs (Berdonces et al. 2017). Néanmoins, dans les environnements fortement dégradés où la pression anthropique élevée provoque la raréfaction de ces organismes, certains végétaux supérieurs qui persistent peuvent être utilisés (Pacheco et al. 2002 ; Tomasevic et al. 2005; Berlizov et al. 2007; Gratani et al. 2008). Pour certains auteurs l'utilisation des arbres est même meilleure puisque ces derniers peuvent refléter les effets d'une exposition chronique aux ETM (Allahabadi et al. 2017; Berdonces et al. 2017). Ainsi, Bargagli (1998) dresse une liste non exhaustive des espèces végétales qui peuvent servir aux études de biosurveillance des ETM. Parmi celles-ci figurent notamment le tilleul, le bouleau, le chêne, le peuplier, le pin et le sureau, mais aussi l'ortie, le pissenlit, le plantain, et le ray-grass. Les espèces sont choisies en fonction de la localisation et de l'échelle de la zone d'étude. Le plus souvent, l'étude de l'accumulation se fait sur les feuilles.

Dans les endroits très pollués, notamment par les ETM, où les lichens, mousses et feuilles d'arbres sont rares ou inaccessibles, les écorces peuvent être utilisées seules comme bioaccumulateurs ou encore bioindicateurs. Les polluants s'y déposent sous forme de dépôts secs, et par impaction sous l'effet du vent. Les capacités d'accumulation varient en fonction de l'espèce, l'épaisseur, la porosité et la rugosité de l'écorce. Chaque nouvelle couche constituant l'écorce est isolée par rapport à l'intérieur du tronc, et il n'y a pas de phénomènes de translocation, ce qui convient bien pour l'étude des tendances

spatiotemporelles. En outre, les transports des éléments à partir des racines vers l'écorce peuvent être considérés comme négligeables (Bargagli, 1998 ; Migeon et al. 2011).

L'utilisation des végétaux comme bioaccumulateurs d'ETM a donné des résultats impressionnants au cours des 40 dernières années dans différentes parties du monde au vue des différents travaux réalisés (Rühling et al. 1969; Tyler, 1990; Grodzinska et al. 1990 ; Thoni et al. 1996; Gerdoll et al. 2000; Fernandez et al. 2002; Garrec, 2002; Malandrino et al. 2006 ; Mukherjee et al. 2016; Safari et al. 2018 ; Birke et al. 2018).

Dans la région Est du pays, il existe depuis plusieurs années un problème progressif de pollution atmosphérique lié à des réseaux routiers importants (Semadi et Decormis, 1993 ; Maizi, 2006 ; Maatoug et al. 2010 ; Lakhdari et Benabdeli, 2012). A Constantine, il est aisé de constater qu'on a un véritable problème de pollution d'une part à cause de l'existence d'un parc automobile très important par rapport aux distances parcourues, et d'autre part de certaines caractéristiques climatiques et topographiques qui créent un climat propice au développement de la pollution (Bouraghda, 2004). En effet, la ville est structurée autour d'un centre principal, le centre-ville. Ce dernier convoité par le citoyen, ainsi que par l'aménageur est l'espace le plus fréquenté de la ville. L'espace central de la ville ne prend pas en charge uniquement la population Constantinoise mais aussi les populations des agglomérations limitrophes, ou toutes les activités y sont présentes de commerces, marchés, bureaux, stations de taxis et de transport en commun.

Ce problème de pollution concerne tous les écosystèmes de la ville et leurs composantes. Ainsi, plusieurs travaux visant la quantification des ETM dans les différentes matrices (eau, MES, sédiments, sols, végétaux aquatiques, faune macroinvertébrée benthique, vers de terre, poissons) ont été conduits (Afri-Mehennaoui et al. 2004 ; Ouahrani et Gheribi-Aoulmi, 2007 ; Sahli et al. 2011, 2012 ; Krika et al. 2013 ; El-Hadef El-Okki et al. 2015 ; Djeddi, 2019).

Par ailleurs et à notre connaissance, peu de travaux relatifs à la quantification des ETM chez les espèces ligneuses ont été conduits en Algérie. Nous citons celui de Maatoug et al. (2007) sur *Platanus acerifolia*. Wil et *Cupressus sempervirens* L ; celui de Lakhdari et Benabdeli (2012) sur l'espèce *Casuarina equisetifolia* L., et celui de Krika (2013) sur *Tamarix gallica*.

Ainsi, la problématique de recherche menée dans le cadre de cette thèse porte sur l'intérêt de l'utilisation des sols et des arbres des bordures de routes comme indicateurs de la pollution métallique en milieu urbain. Les sols et les végétaux concernés par cette investigation sont ceux des bordures de la route nationale N°03 reliant le centre-ville de

Constantine à la commune de Hamma Bouziane. Nos investigations ont porté sur les principaux ETM rejetés par le parc automobile et les infrastructures routières à savoir : le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le plomb (Pb) et le zinc (Zn) comme éléments toxiques et dont l'origine est en grande partie anthropique, et le manganèse (Mn) dont l'origine est plutôt géogène.

Visant un triple objectif, cette thèse combine trois approches (physico-chimique, biochimique et écotoxicologique), et vise quatre objectifs principaux :

- Une surveillance physico-chimique basée sur la quantification des teneurs pseudo-totales et séquentielles en ETM (Cd, Cu, Mn, Pb et Zn) dans les sols au niveau de deux profils : 0-20 cm et 20- 40 cm,
- La quantification de ces mêmes éléments traces métalliques dans les feuilles lavées, non lavées et écorces de douze espèces implantées le long de la route nationale N°03; les espèces étudiées sont : *Eucalyptus globulus*, *Eucalyptus cladocalyx*, *Eucalyptus gomphocephala*, *Nerium oleander*, *Fraxinus excelsior*, *Olea europaea*, *Acacia cyanophylla*, *Acacia horrida*, *Tamarix gallica*, *Pinus halepensis*, *Cupressus sempervirens var. fastigiata*, *Cupressus sempervirens var. horizontalis*,
- La quantification de marqueurs biochimiques révélateurs de stress abiotiques chez ces mêmes espèces (chlorophylle, sucres solubles, proline),
- Evaluation de l'écotoxicité du plomb sur la germination en conditions contrôlées des graines des deux espèces *C. sempervirens* et *P. halepensis*.

Ce document est organisé en trois chapitres. Le premier chapitre constitue une **synthèse bibliographique** qui décrit les différents problèmes en rapport avec la problématique de la contamination métallique des sols et des végétaux, les mécanismes de transfert des ETM dans le système sol-plantes ainsi que le rôle joué par les végétaux dans la bioindication.

Le deuxième chapitre, **Matériel et méthodes**, est consacré à la description de la zone d'étude, à la méthodologie d'échantillonnage, et aux divers protocoles et plans expérimentaux retenus pour les analyses physicochimiques, biochimiques et écotoxicologiques.

Le dernier chapitre, **Résultats et Discussion**, présente et discute les différents résultats obtenus dans le cadre de cette étude. Ce chapitre comporte plusieurs parties ; en premier lieu, sont présentés et discutés les résultats relatifs à la physico-chimie des sols et aux

teneurs pseudo-totales et séquentielles en ETM. Cette partie est suivie par les résultats relatifs au compartiment végétation à savoir : les indicateurs de stress abiotique ; en l'occurrence la chlorophylle, les sucres solubles et la proline, et les teneurs en ETM chez les douze espèces. Enfin, la dernière partie est consacrée aux résultats des tests d'écotoxicité effectués sur les graines de *C. sempervirens* et *P. halepensis*.

Une synthèse sous forme de **Conclusions** des aspects les plus marquants de la caractérisation physico-chimique, biochimique et écotoxicologique clôturera le manuscrit.

Enfin, des **Perspectives** seront présentées concernant les pistes à suivre et à développer dans les prochaines études liées à la contamination, la bioindication et l'écotoxicité des ETM en milieu terrestre.

Chapitre I

Synthèse bibliographique

« La théorie, c'est quand on sait tout et que rien ne fonctionne. La pratique, c'est quand tout fonctionne et que personne sait pourquoi. Ici, nous avons réuni théorie et pratique : Rien ne fonctionne... et personne ne sait pourquoi ! »

Albert Einstein

I.1. Généralités sur les éléments traces métalliques (ETM)

I.1.1. Définitions

Les éléments sont dits traces par rapport à leur concentration massique dans un certain milieu. Lorsque leur teneur est inférieure à un pour mille en moyenne dans la croûte terrestre, ce sont des éléments traces de la croûte. Lorsque leur concentration est inférieure à 0,1 pour mille chez les êtres vivants, ils sont qualifiés d'éléments-traces. Hodomihou (2016) donne une limite de 1 % dans les plantes. Certains métaux sont des éléments majeurs (Ca, Mg, K), d'autres des éléments-traces (Zn, Cd, Cu, Co, Cr, Tl, Hg, Ni, Mo, Pb). Le Selenium (Se) et l'arsenic (As) sont des métalloïdes (Baize, 2009). Par ailleurs, les éléments traces sont ceux dont la concentration moyenne dans la croûte terrestre est inférieure à 0,1 % (80 éléments minéraux). Ils représentent ensemble 0,6 % du total, alors que les 12 éléments majeurs (Si, Al, Fe, Ca, Na, Mg, K, Ti, P, Mn, S et Ba) interviennent pour 99,4 % (Alloway, 2013).

Le carbone et l'azote sont des éléments-traces dans la croûte terrestre, mais des éléments majeurs chez les animaux et les végétaux. À l'inverse, le fer, le manganèse et l'aluminium sont des éléments majeurs dans la croûte terrestre, alors qu'ils sont présents à l'état de traces chez les êtres vivants (Nabulo et al. 2011 ; Singh et al. 2010).

Le terme « métaux lourds » est utilisé pour un ensemble d'éléments ayant une densité élevée de plus de 5 kg/dm³ (Steketee, 2010). Ils forment des précipités insolubles avec les sulfures (Aranguren, 2008). D'autres définitions existent : considéré comme métal tout élément chimique ayant une masse volumique supérieure à 6 g.mL⁻¹ et un numéro atomique supérieur à 20 (Zorrig et al. 2010).

Les métaux lourds sont réputés toxiques, alors que certains sont des oligo-éléments (Cu, Zn, Fe). C'est pourquoi le terme de métal lourd est souvent appliqué à tort à des éléments en raison de leur toxicité (Tremel-Schaub et al. 2005). Chez les végétaux, certains métaux lourds (Cu, Zn, Ni, Fe, Co) sont indispensables aux processus physiologiques majeurs, en particulier la respiration, la photosynthèse ou l'assimilation des macronutriments (Cu, Zn, Ni, Fe, Co) (Kabata-Pendias and Pendias, 2001).

I.1.2. Origine des ETM

La présence des ETM dans les sols peut être d'origine naturelle ou anthropique. Une quantité importante d'ETM est introduite dans l'environnement par l'intermédiaire de sources naturelles et humaines (Vanobberghen, 2010).

I.1.2.1. Origine naturelle

Les ETM sont naturellement présents dans les sols en faibles quantités. Ils sont en partie libérés lors de l'altération de la roche mère et constituent le pool endogène appelé fond pédogéochimique : concentration naturelle d'une substance dans un horizon de sol, résultant de l'évolution géologique et pédologique, à l'exclusion de tout apport d'origine anthropique (Burak et al. 2010 ; Wu et al. 2011 ; Krika, 2014).

Toutefois, des sols situés dans des zones rurales, éloignées de toutes activités industrielles ou anthropiques, actuelles ou passées, peuvent présenter des teneurs en ETM largement supérieures à celles communément rencontrées en absence de contamination. Ces « contaminations naturelles » se rencontrent au niveau d'accidents géologiques ayant entraîné l'affleurement de couches riches en minerais ; les processus pédogénétiques ont alors enrichis naturellement les horizons de surface (Esteban, 2009).

I.1.2.2. Origine anthropique

Les principales sources d'ETM d'origine anthropique sont :

- **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), et le trafic routier (apport de Zn, de Pb et de Cd lors de la combustion des carburants), (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). 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 320 m de part et d'autre d'une autoroute, avec un maximum observé entre 5 et 20 m (Viard et al. 2004).

- **les sources agricoles** correspondent aux impuretés présentes dans les produits, les lisiers ou les engrais (Mn dans les scories potassiques, Cd dans les engrais, les déchets de

collectivités, les déchets industriels, les apports). La contamination provient d'apports directs gérés au niveau de la parcelle ou de son environnement *via* les eaux de ruissellement (Shah et al. 2010; Sekomo et al. 2011).

I.1.3. Transferts des ETM dans le sol

Les flux de transfert et de sortie des ETM du sol sont variés et assez difficiles à évaluer. Les ETM peuvent atteindre les eaux de surface ou souterraines via le transfert latéral ou vertical dans les sols, ils peuvent être absorbés par les plantes ou les organismes du sol et peuvent même atteindre l'homme par la suite (Pagnanelli et al. 2009). La méso et la macrofaune contribuent aussi à ce transfert (Fernandez et al. 2007 ; Rickson, 2013) (Figure 1).

Le transfert et le devenir des ETM dans le sol dépend de plusieurs facteurs tels que les paramètres physico-chimiques et biologiques des sols, qui vont d'une manière ou autre contrôler les processus d'adsorption sur les surfaces des particules solides, de complexation avec des ligands organiques, de précipitation de surface, d'échanges ioniques ou de précipitation sous forme de sels (Vymazal et al. 2010 ; ElBishlawi et al. 2013). Plus de précisions seront données dans les parties relatives aux paramètres physico-chimiques contrôlant le comportement des ETM.

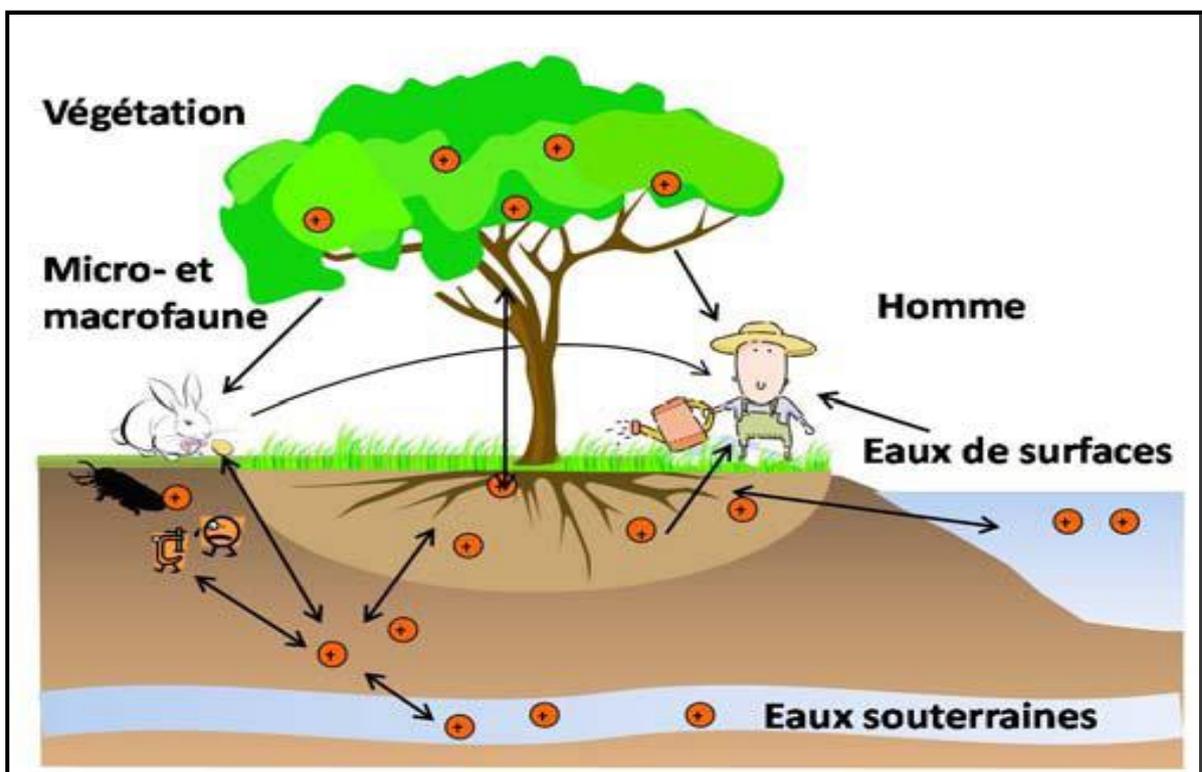


Figure 1. Les principaux flux des ETM dans le sol (Lopareva-Pohu, 2011).

I.1.4. Caractérisation des ETM considérés dans cette étude

Etant donné qu'on s'intéresse aux compartiments biotiques et abiotiques, les ETM considérés dans notre étude sont : le Cadmium (Cd) et le plomb (Pb) en tant qu'éléments toxiques, le cuivre (Cu), le manganèse (Mn) et le zinc (Zn) en tant qu'éléments essentiels, bien qu'à des fortes concentrations, ils peuvent être nocifs et peuvent même entraver ou empêcher le développement des organismes vivants. Enfin le Fe car non seulement c'est un élément essentiel pour les organismes mais aussi son importante utilisation comme élément de normalisation lors de l'évaluation du niveau de contamination des sols par les ETM *via* la méthode des indices (Tremel-Schaub et al. 2005).

I.1.4.1. Le Cadmium (Cd)

Le cadmium est un élément chimique de symbole Cd et de numéro atomique 48. Le cadmium fut découvert en 1808 par Magnus Martin (Ditria, 2002). Le cadmium est un métal blanc, mou et malléable. Il ternit au contact de l'air (Callender, 2003).

Les concentrations naturelles dans les horizons supérieurs des sols cultivés sont comprises entre 0,2 et 0,4 mg.kg⁻¹ (Kabata-Pendias, 2011). Elles peuvent atteindre des valeurs supérieures à 150 mg.kg⁻¹ sur certains sites pollués suite, par exemple, à l'épandage de boues contaminées (Krika, 2014).

Le transfert du cadmium du sol vers la plante dépend principalement du pH et de la concentration du métal dans le sol (Tudoreanu et Phillips, 2004), de la présence/absence d'autres cations, du zinc en particulier (Nan et al. 2002), de la quantité de carbone organique : le cadmium peut en effet être phytoaccumulé sous forme de complexe cadmium-acide organique à faible poids moléculaire (Tremel-Schaub et Feix, 2005). En plus de ces différents facteurs, la biodisponibilité peut être modifiée lors de l'ajout d'amendements variés (Kirkham, 2006).

Très toxique sous toutes ses formes (métal, vapeur, sels, composés organiques), le cadmium est l'un des rares éléments n'ayant aucune fonction connue dans le corps humain ou chez l'animal. Les effets toxiques du Cd ne le sont pas seulement pour l'homme, mais aussi pour les végétaux et les animaux (Plumlee et Ziegler, 2003).

Le cadmium est présent dans l'eau de boisson, les aliments, la fumée de cigarette. Il présente de fortes capacités à se retrouver dans les fumées et s'accumule après inhalation. Le cadmium s'accumule dans des organes tels que la rate, le cerveau, les poumons, le muscle, le sang. La toxicité du cadmium est liée à la perturbation du métabolisme du zinc

mais aussi à celle d'autres éléments essentiels tels que le calcium, le fer et le cuivre. Le cadmium est aussi considéré comme un agent carcinogène (Waalkes, 2000).

Chez les végétaux, des inhibitions de croissance peuvent apparaître pour des concentrations variant de 1 à 5 mg.kg⁻¹ (Astier, 2010). En effet, l'exposition des plantes à de fortes concentrations en cadmium entraîne une inhibition de la croissance et une chlorose des feuilles, liées à un dysfonctionnement de l'équilibre hydrique (perturbation de l'ouverture des stomates et interférences avec le transport d'éléments essentiels), de la machinerie photosynthétique et des enzymes du métabolisme (Clemens, 2006 ; Moussavou Moudouma, 2010).

I.1.4.2. Le Cuivre (Cu)

Le cuivre est un élément chimique de symbole Cu et de numéro atomique 29. Métal de couleur rougeâtre, il possède une haute conductivité thermique et électrique à température ambiante (Tremel-Schaub et Feix, 2005). Le cuivre est un des rares ETM qui existe à l'état natif. Il est moyennement abondant dans la croûte terrestre pour être un métal lourd; on le trouve le plus fréquemment sous forme de sulfure ou de sulfosel (Aranguren, 2008).

Les teneurs moyennes en Cu d'un sol non contaminé, sont comprises entre 13 et 24 ppm (Oorts, 2013). Rousseaux (1988) donne une concentration maximale « normale » de 100 ppm. Les moyennes les plus élevées sont rencontrées dans les chernozems et les sols châtaîns.

Chez les plantes, le Cu s'accumule dans les racines. Le chaulage ou l'apport de matières organiques diminuent le transfert vers les plantes. Le Zn ralentit l'absorption du Cu. Un excès de MO induit une carence en Cu (Kadem, 2005). Le Cu semble poser plus des problèmes de carence chez les végétaux, il peut provoquer une phytotoxicité dans certains cas, comme sur des sols acides anciennement plantés en vignes ayant été traités à la bouillie bordelaise pendant des années. Il a induit alors des symptômes de la chlorose ferrique et une diminution de l'absorption du Fe et du P (Aranguren, 2008).

I.1.4.3. Le Manganèse (Mn)

Le manganèse est un élément chimique, de symbole Mn et de numéro atomique 25. Ce nom découle des propriétés magnétiques de la pyrolusite, un minéral qui était déjà connu dans l'Antiquité (Aranguren, 2008). Le manganèse est un métal de transition gris-blanc qui

ressemble au fer. C'est un métal dur et fragile, il fond sans difficulté, mais il est facilement oxydé. Le manganèse n'est ferromagnétique qu'après un traitement spécifique. Le métal et ses ions les plus communs sont paramagnétiques (Sterckeman et al. 2007). Les états d'oxydation les plus communs sont : +2, +3, +4, +6 et +7, bien que tous les états entre +1 et +7 soient observés. Mn^{2+} est souvent en compétition avec Mg^{2+} dans les systèmes biologiques (Aranguren, 2008).

I.1.4.4. Le Plomb (Pb)

Le plomb est un élément chimique de la famille des cristallogènes, de symbole Pb et de numéro atomique 82. Le plomb est un produit naturel de la désintégration de l'uranium (Lenntech, 2007). Le Pb a deux états d'oxydation +2 et +4. L'état tétravalent est un très fort oxydant, mais il n'est pas fréquent dans l'environnement, en revanche l'état divalent est le plus stable dans l'environnement (Callender, 2003).

Le plomb est le micro-polluant métallique le moins mobile dans le sol (Steinnes, 2013). Son comportement dépend de différents facteurs comme sa dynamique mais également des caractéristiques pédologiques et physico-chimiques du sol (Baize, 1997). L'argile et surtout la matière organique représentent les phases d'adsorption dominantes du plomb (Steinnes, 2013).

Les teneurs naturelles des sols en plomb sont en moyenne de 32 mg.kg^{-1} (Kabata-Pendias, 2011) et varient entre 2 et 200 mg.kg^{-1} dans les sols agricoles (Pais et Benton, 2000). Les sols non contaminés contiendraient de 10 à 30 mg/kg tandis que les sols situés loin des centres urbains et industriels mais affectés par des contaminations diffuses présenteraient des concentrations comprises entre 30 et 100 mg/kg (Aranguren, 2008).

Les apports naturels de plomb dans l'environnement ne représentent qu'environ 4% des émissions totales et se font essentiellement sous forme inorganique (Patra et al. 2004). Les émissions de cet élément sont donc notamment liées à des activités anthropiques, l'industrie minière, la métallurgie et la sidérurgie représentant environ 80% des émissions de Pb dans l'environnement (Aranguren, 2008).

Les teneurs naturelles en plomb des végétaux sont comprises entre 0.5 et 5 ppm (Bonte et Cormis, 1979 ; Baldantoni et al. 2014; Mukherjee et al. 2016; Allahabadi et al. 2017). Le plomb est l'un des ETM les moins facilement transférés dans les parties aériennes des plantes (Baize, 1997). Cependant, la quantité de métal présente dans les divers organes

d'une plante dépend du transport de l'extérieur des racines vers l'intérieur, puis de sa translocation des racines vers les feuilles (Patra et al. 2004). Mais, la majorité du plomb absorbé réside dans les racines, et seulement une faible proportion est transloquée vers les parties aériennes (Briat et Lebrun, 1999). En effet, le coefficient de transfert du sol vers les plantes est de l'ordre de 0.01 à 0.1 (Vanobberghen, 2010).

Le Pb est très peu prélevé par les racines des plantes où il s'accumule. Le transfert sol-plante du Pb est négligeable par rapport au dépôt direct sur les parties aériennes de poussières contenant du Pb, surtout dans les zones urbaines ou industrielles ou le long des grands axes routiers (Aranguren, 2008). Il n'est que très peu soluble dans le sol, et les poussières contenant le Pb se déposent sur les fruits et légumes poussant près des sources atmosphériques fortement polluées notamment à proximité des axes routiers sont retirées à 90% par lavage (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

I.1.4.5. Le Zinc (Zn)

Le zinc est un élément chimique, de symbole Zn et de numéro atomique 30. C'est un métal, moyennement réactif, qui se combine avec l'oxygène et d'autres éléments non-métaux, et qui réagit avec des acides dilués en dégageant de l'hydrogène (Biomnis, 2013). L'état d'oxydation unique du zinc est +2 (appelé ion zincique).

Les différentes sources du zinc dans le sol sont l'industrie principalement sous forme de sulfures (ZnS), l'épandage agricole d'effluents d'élevage ou de boues urbaines, l'activité urbaine et le trafic routier. Les apports par voie atmosphérique ont été estimés entre 80 et 500 g/ha/an (Baize, 1997).

Comme tout oligo-élément, l'incorporation du Zn en quantité trop importante peut entraîner un phénomène de toxicité. Les teneurs en zinc dans les sols varient entre 10 et 300 mg.kg⁻¹ et sont en moyenne de 50 mg.kg⁻¹ (Pais et Benton, 2000 ; Lenntech, 2007).

Le caractère phytotoxique du Zn a été montré dans de nombreuses études qui ont souligné une diminution de la production de biomasse dans des sols amendés avec des boues riches en Zn (Korboulewsky et al. 2001 ; Aranguren, 2008 ; Mouassan et Saidi, 2015). Même si les végétaux arrivent à se développer sur des sols pollués par le Zn, ces derniers présentent des concentrations importantes, certaines dépassant les normes internationales de qualité alimentaire (Liu et al. 2005), on peut citer comme exemple les céréales et les produits

céréaliers (95 mg.kg^{-1}), les légumes (4.5 mg.kg^{-1}) et les cacahuètes (30 mg.kg^{-1}) (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

La toxicité du zinc vis-à-vis des plantes se traduit par une diminution du fer qui accentue le phénomène de chlorose et peut aller jusqu'à la nécrose des tissus (Liu et al. 2005). Cette phytotoxicité est accrue par la présence du cadmium (Adriano, 2001 ; Aranguren, 2008).

I.2. Contamination des sols par les ETM en milieu urbain

I.2.1. Définition d'un sol contaminé

Le sol constitue une interface entre la roche, l'atmosphère et l'hydrosphère. Il s'est formé à partir des roches et comprend des constituants secondaires minéraux ou organiques dotés de propriétés spécifiques. On dit qu'un sol est contaminé lorsqu'il contient une concentration anormale de composés chimiques potentiellement dangereux pour la santé des plantes et/ou des animaux. La contamination de ces derniers peut se faire soit par voie digestive, respiratoire ou par contact cutané (Ponzoda, 2014).

Les éléments traces métalliques présents dans les roches, se concentrent au cours de la pédogénèse dans certains horizons et constituent des stocks, appelés fonds pédogéochimiques, qui préexistent dans le profil avant toute intervention humaine. D'après Baise (1997), le fond pédogéochimique naturel local résulte de phénomènes naturels géologiques et pédologiques. Par exemple, les teneurs en plomb et en zinc des fonds pédogéochimiques peuvent être extrêmement variables d'un sol à l'autre. C'est un milieu poreux triphasique complexe, intégrant une phase de nature variable, une phase aqueuse, et une phase gazeuse.

I.2.2. Sources de contamination des sols par les ETM en milieu urbain

La contamination des sols urbains par ETM provient de plusieurs sources. On distingue quatre principales pollutions : chronique, accidentelle, temporaire et saisonnière.

I.2.2.1. Pollution chronique

Les sources chroniques d'éléments traces métalliques en milieu urbain sont de deux sortes ; les véhicules et les infrastructures routières.

a. Pollution chronique liée à l'automobile

Les émissions polluantes liées aux véhicules sont dues en partie, à l'abrasion et la corrosion des matériaux solides du véhicule et en partie à l'utilisation de différents fluides. Les principaux matériaux solides à considérer sont les pneumatiques, les garnitures de freins et la carrosserie (Gadras, 2000). L'étude réalisée par Pagotto (1999) a permis d'estimer les flux de polluants liés à ces matériaux solides, d'après les taux d'usure des matériaux et leurs teneurs en éléments traces (tableau 1).

Tableau 1. Flux des polluants liés à l'abrasion des matériaux solides ($\mu\text{g}/\text{véh}/\text{km}$) (Pagotto, 1999).

Polluants	Pneumatiques	Garnitures de freins
Plomb	0.05-1050	1.6-16
Zinc	10.3-615	0.2-2
Cadmium	0.01-85	46-460
Chrome	4.3-180	3-33

La pollution par les ETM et les HAP est due à l'usure des pneumatiques (divers additifs du caoutchouc comme Zn, Cd,...), des garnitures de frein, de carrosserie (Fe, Cr, Ni, Mn), aux émissions de gaz d'échappement, à la combustion des carburants, aux pots catalytiques, aux fuites d'huiles et autres liquides et aux pièces métalliques (Durant, 2003).

Les flux de plomb, de zinc et de chrome provenant de la corrosion des pneumatiques sont importants. Les garnitures de freins sont à l'origine d'apport en cadmium, chrome et plomb. L'utilisation de divers fluides comme le carburant, les graisses de lubrification ou l'huile de moteur, contribue également aux émissions polluantes des véhicules (tableau 2).

Tableau 2. Teneurs en ETM de divers fluides (Shaheen, 1975 ; Rahaoui, 2012).

Type de fluide	Plomb	Zinc	Cuivre
Huile moteur ($\mu\text{g}/\text{g}$)	9	1060	3
Graisse lubrification ($\mu\text{g}/\text{g}$)	0	164	0
Antigel ($\mu\text{g}/\text{g}$)	6	14	76
Fluide pour les freins ($\mu\text{g}/\text{g}$)	7	15	5
Fluide de transmission ($\mu\text{g}/\text{g}$)	8	244	0
Essence (mg/L)	501	7.5	3
Gazole (mg/L)	9.1	9.1	6

Les émissions provenant de l'échappement des véhicules sont influencées par de nombreux facteurs tels que l'âge et l'entretien du véhicule, le mode de carburation ainsi que les variables propres à l'usage des véhicules comme la vitesse moyenne d'utilisation ou la charge (Gadras, 2000).

b. Pollution chronique liée aux infrastructures urbaines

Les infrastructures participent également à la pollution, notamment la chaussée, les barrières de sécurité (Fe, Zn), les toitures ainsi que les panneaux de signalisation. Par exemple, les glissières de sécurité larguent d'importantes quantités de zinc comme le montrent les études de Baladès et al. (1984) et de Pagotto (1999). Les glissières de sécurité au bord des routes et des autoroutes sont couramment réalisées en acier galvanisé, actuellement remplacées par des terre-pleins centraux en béton. Ces glissières sous l'action de l'air et de l'eau se corrodent au fil du temps et le ruissellement des pluies sur celles-ci entraîne des polluants métalliques tel que le Zn et le Pb. Pagotto (1999) a pu estimer le flux de polluants que génèrent ces glissières (Tableau 3).

Tableau 3. Flux des polluants issus des infrastructures urbaines estimés par (Pagotto, 1999).

Métal	Chaussées ($\mu\text{g}/\text{veh}/\text{km}$)	Glissière ($\text{mg}/\text{m}/\text{an}$)
Plomb	0,01-2,4	2.3
Zinc	0,1-4,3	1050
Cuivre	0,08-1,9	0.5
Cadmium	0.0004-0.02	0.17

1.2.2.2. Pollution accidentelle

La pollution accidentelle implique le transport de matière dangereuse. La pollution accidentelle est consécutive à un accident de circulation au cours duquel des matières dangereuses sont déversées avec des conséquences plus ou moins graves (Rahaoui, 2009). Les accidents se produisent surtout hors agglomération (72 %) et se répartissent sur les différents réseaux routiers: 35 % sur les routes départementales, 32 % sur les routes nationales, 20 % sur les autoroutes et les bretelles d'accès (Lemière et al. 2008). La nature de cette pollution est très diverse mais les hydrocarbures sont fréquemment impliqués (Durant, 2003). La fréquence d'accident entraînant un déversement sur autoroute est assez faible : un accident/an/100 km (Durant, 2003).

I.2.2.3. Pollution temporaire

La pollution temporaire est liée aux travaux de construction de la route : poussières, rejets d'huiles d'engins (Rahaoui, 2009). Lors de la construction et du terrassement, d'importants volumes de terres sont mobilisés et de grandes surfaces sont défrichées laissant momentanément la terre à nu. Ces surfaces subissent, par la pluie, des ravinements et des érosions, surtout dans les secteurs à fortes pentes (Gadras, 2000). Au niveau des ouvrages, cet entraînement de matières peut provoquer des ravinements de talus, des destructions de remblais et de déblais ainsi que le comblement des ouvrages de drainage. Les eaux de ruissellement issues de ces plates-formes sont essentiellement chargées de MES d'origine minérale (Rahaoui, 2009).

I.2.2.4. Pollution saisonnière

La pollution saisonnière est engendrée par les produits de déverglacement et fondants abrasifs utilisés dans le cadre du service hivernal. Le chlorure de sodium est le fondant le plus utilisé. Ces opérations sont nécessaires au maintien de bonnes conditions de circulation et nécessitent l'emploi de produits qui peuvent présenter des risques pour l'environnement (Gadras, 2000). Il est important de considérer la pollution hivernale car les sels peuvent apporter de petites quantités de métaux, augmenter la corrosion des surfaces métalliques (véhicules et glissières) et favoriser la mobilité des ETM dans les sols (Durant, 2003).

I.2.3. Comportement et interaction des ETM avec les constituants du sol

Les processus chimiques les plus importants affectant le devenir et la mobilité des éléments traces métalliques dans les sols, sont les transferts de la phase solide vers la phase liquide et inversement. Plusieurs mécanismes physico-chimiques interviennent au cours de ces transferts : l'échange ionique (ou adsorption non spécifique), l'adsorption spécifique (complexation de surface) sur les phases minérales, la complexation avec la matière organique et la précipitation et co-précipitation (figure 2).

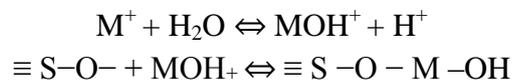
I.2.3.1. Adsorption non spécifique (physisorption)

Ce processus est appelé adsorption non spécifique, physisorption (Yong et al. 1992) ou plus communément échange ionique. C'est une réaction réversible contrôlée par la diffusion, la stoechiométrie et l'affinité de l'ion pour l'adsorbant. Les atomes du métal ne

sont pas directement en contact avec la surface des particules du sol mais sont présents au sein d'une sphère de molécules d'eau enrobant les particules du sol. L'adsorption physique se produit sans modification de la structure moléculaire et elle est réversible. On nomme ce type d'interaction «complexe de sphère externe» (Hlavackova, 2005).

I.2.3.2. Adsorption spécifique (chimisorption)

L'adsorption spécifique est une liaison chimique forte, sans molécule d'eau interposée entre les cations métalliques et un atome du substrat. On parle de formation de complexe de sphère interne (Lemière et al. 2008). En effet, la réaction d'adsorption, engendrant la formation de complexes de sphère interne peut être décrite selon l'équation suivante (Evans, 1989):



Les éléments métalliques ainsi chimisorbés seront beaucoup moins susceptibles d'être mobilisés. Le complexe de sphère interne fait intervenir des liaisons ioniques, covalentes ou une combinaison des deux (Blanchard, 2000), plus stables que la liaison électrostatique de sphère externe.

I.2.3.3. Complexation

Les complexes sont des entités chimiques qui possèdent une liaison de coordination entre un atome « donneur » (ligand avec au moins une paire d'électrons libres) et un atome ou un ion métallique « accepteur » (Stumm et Morgan, 1996).

Les ions métalliques peuvent être complexés avec la matière organique du sol par association entre les cations métalliques et les groupes fonctionnels des substances humiques. Les groupes de surface de ces substances se comportent comme des ligands organiques complexants (Evans, 1989). Une réaction de complexation se produit quand un cation métallique réagit avec un anion ayant une fonction de ligand. Les ligands sont des atomes possédant une paire d'électrons libres. Ce sont généralement des éléments non métalliques, électronégatifs donateurs d'électrons comme O, N et S (Qasim, 2015).

La complexation entre un métal et un ligand est régie par l'affinité du métal pour le ligand. Ce principe est à la base de l'extraction des éléments traces métalliques par un agent complexant. Si cet agent présente des ligands ayant une plus forte affinité pour les éléments traces métalliques que ceux de la matrice solide et s'il forme des complexes

plus stables que ceux présents dans le sol, alors les complexes associés à la phase solide du sol, seront extraits et transférés en phase liquide (Hlavackova, 2005).

I.2.3.4. Précipitation et co-précipitation

La précipitation et la co-précipitation sont des phénomènes qui jouent un rôle très important dans la rétention des ETM dans les sols (Sposito, 1989). La précipitation est définie comme le passage à l'état solide d'un des solutés d'une solution. Dans le milieu naturel, les métaux et les métalloïdes précipitent principalement sous la forme d'hydroxydes, de sulfures et de carbonates (Qasim, 2015). La précipitation est généralement favorisée par des pH élevés pour les cations métalliques, car la concentration en solution des ions d'hydroxyde ou de carbonate augmente avec le pH (Hlavackova, 2005).

La co-précipitation est définie comme la précipitation simultanée d'un élément chimique conjointement avec d'autres éléments (Zn, Pb, Cu, Ni, Cd) qui peuvent co-précipiter avec des oxydes de fer, de manganèse et des phyllosilicates (Alloway, 1995; Sposito, 1989). Le pH du sol et de la solution de sol, la température, le potentiel d'oxydo-réduction et la concentration en solutés sont les facteurs majeurs qui contrôlent la précipitation et la coprécipitation des éléments traces métalliques dans les sols (Garnier-Laplace et al. 1997 ; Qasim, 2015).

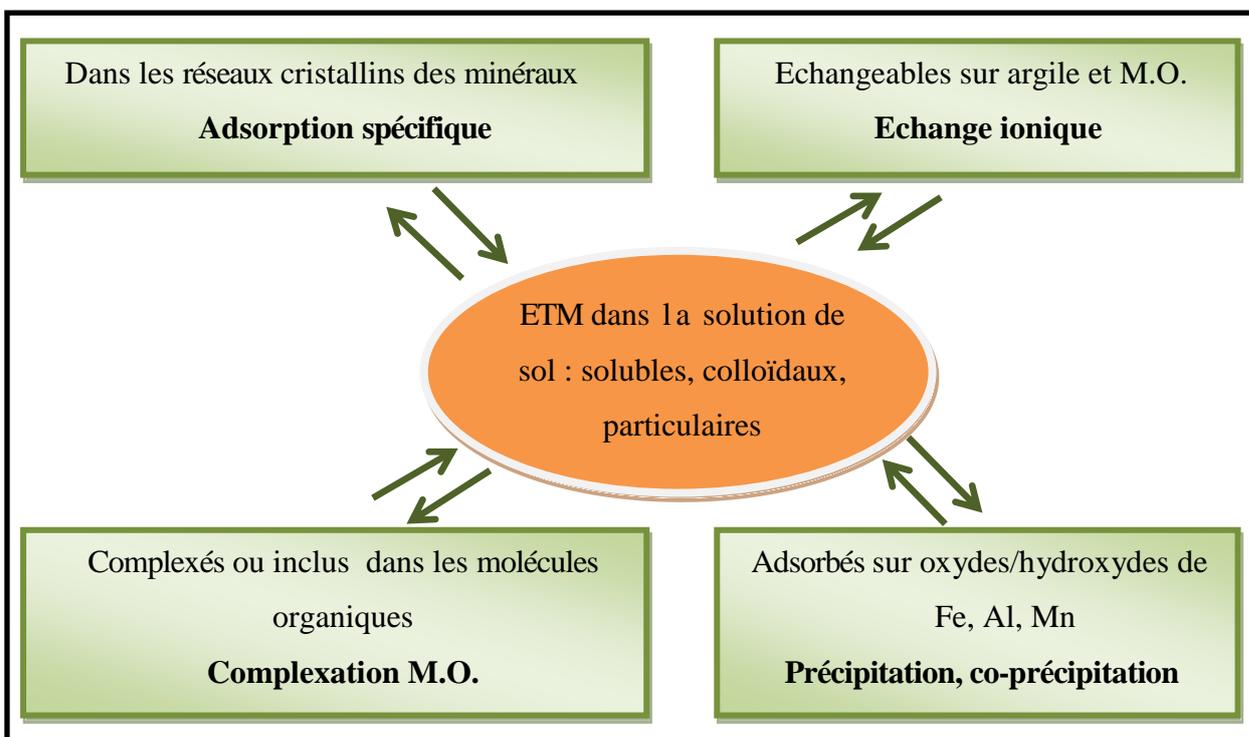


Figure 2. Différentes formes et mécanismes de fixation des éléments traces métalliques dans les sols (Gadras, 2003).

I.2.4. Influence de la physico-chimie du sol sur la spéciation des ETM

Les ETM ont tendance à passer d'une forme à l'autre et leur répartition dans les différents compartiments du sol évolue dans le temps. On appelle spéciation l'ensemble des espèces chimiques sous lesquelles les éléments traces métalliques se présentent dans le sol. Selon la spéciation, les liaisons qui se formeront entre les ETM et les autres composés seront différentes, influençant la mobilité et donc la toxicité de ceux-ci (Baba Ahmed, 2012). Quatre facteurs influencent le comportement prévisible des ETM dans les sols : l'héritage minéralogique, les processus pédologiques, la dynamique de l'élément chimique et le fonctionnement actuel des sols (Baize, 1997) (figure 3).

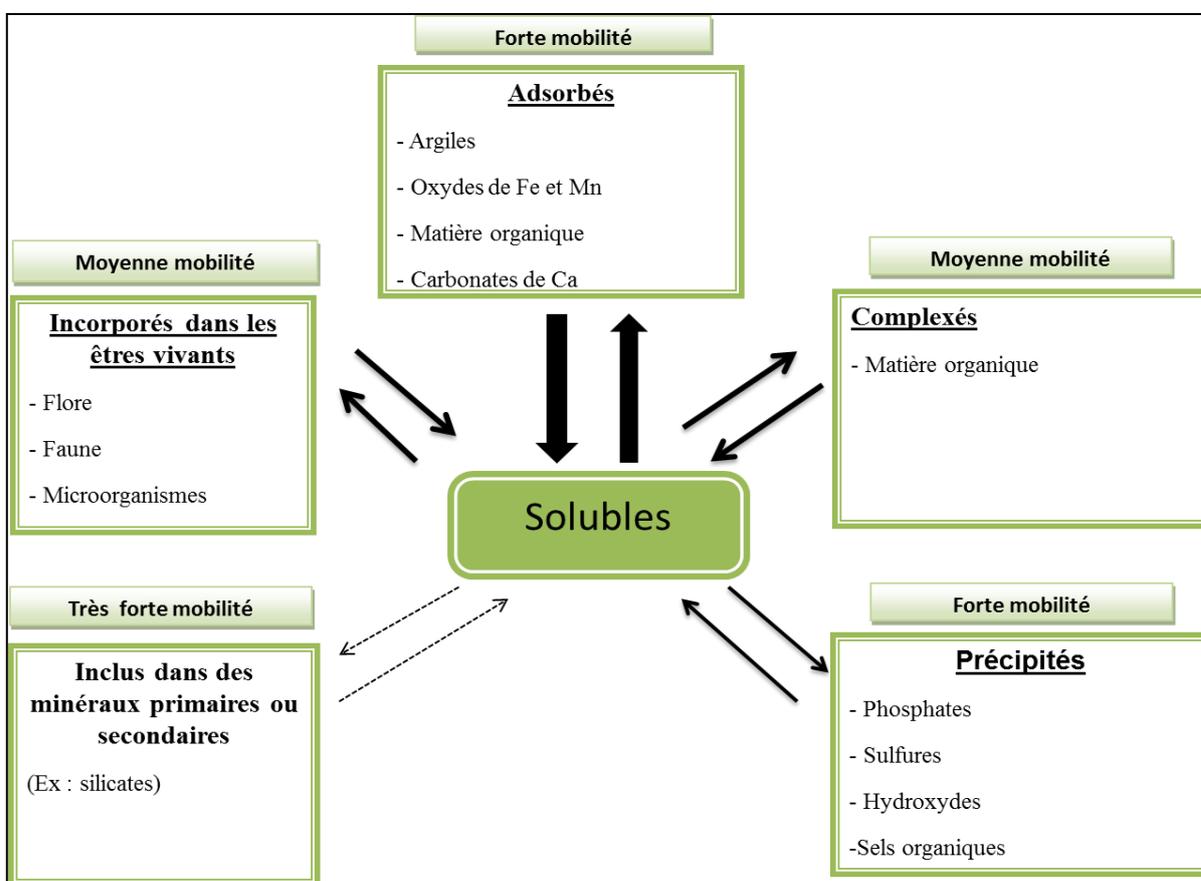


Figure 3. Localisation et spéciation des ETM dans le sol (Baize, 2000).

La mobilité d'un élément trace métallique constitue l'aptitude d'un élément à passer dans des compartiments du sol où il est de moins en moins énergétiquement retenu, avec comme compartiment ultime la phase liquide ou, dans certains cas, l'atmosphère du sol (Qasim, 2015). Sans un minimum de mobilité ou de biodisponibilité, les ETM, disséminés dans l'atmosphère puis de manière non homogène dans le sol, peuvent y rester de nombreuses

années étant donné leur persistance, c'est-à-dire leur faible capacité de dégradation par voie biologique ou chimique (Colinet, 2003).

De nombreux paramètres influencent la mobilité et la spéciation des ETM dans le sol. Les plus notoires sont le pH, le potentiel redox, la quantité et la composition de la matière organique, la capacité d'échange cationique, la température et l'activité microbiologique (Evlard, 2013).

I.2.4.1. Influence du pH

Le pH constitue un facteur dont le rôle est crucial pour la mobilité des ions métalliques, car il influence le nombre de charges négatives pouvant être mises en solution (Mc Laughlin, et al. 2000). De nombreuses études ont mis en évidence l'influence du pH sur la mobilité des ETM dans un sol (Zhao et al. 2010). En effet, les travaux de Shu et al (2001) ont mis en évidence un appauvrissement en Pb, Zn, Cu et Cd dans des horizons superficiels acides de sols miniers. Cet appauvrissement serait causé par une augmentation de la mobilité des ETM due à une acidification des résidus miniers. Ainsi, le chaulage des boues utilisées en agriculture entraîne une augmentation du pH qui permet de réduire considérablement la mobilité et la biodisponibilité des ETM contenus dans les boues (Esteban, 2009).

De plus, l'augmentation du 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). Cependant, elle entraîne également la dissolution de matières organiques et la formation consécutive de complexes organo-métalliques plus solubles. Les variations du pH ont donc des conséquences complexes et parfois contraires sur la mobilité des ETM, en particulier en présence de ligands organiques et inorganiques (Chaignon, 2001).

I.2.4.2. Influence du potentiel redox

Le potentiel redox (Eh) permet de caractériser les échanges d'électrons entre les espèces chimiques, Il est contrôlé par l'activité des électrons en solution. Ainsi, les formes oxydées prédominent pour un potentiel redox élevé, alors que les faibles valeurs favorisent l'apparition d'espèces réduites. Les valeurs les plus courantes du potentiel redox dans les sols naturels sont comprises entre -200 et 400 mV, domaine de potentiel qui recouvre des

degrés d'oxydation variés de nombreuses espèces en solution, influant ainsi directement ou indirectement la mobilité des ETM qui constituent ces espèces minérales (Esteban, 2009).

De plus, la modification du degré d'oxydation des ligands ou des éléments se liant avec le métal influence indirectement la solubilité des ETM. En conditions réductrices, les sulfates sont réduits en sulfures qui piègent volontiers les éléments tels que Fe, Zn, Pb, Cd (Deneux-Mustin et al. 2003). D'autre part, la dissolution des hydroxydes est favorisée entraînant de manière opposée la solubilisation des ETM associés (Chaignon, 2001).

Bien que l'influence des conditions oxydoréductrices du sol semble très importante au regard de la mobilité des ETM, il n'en demeure pas moins que ce facteur apparaît souvent comme secondaire par rapport au pH. En effet, pour un sol donné l'Eh varie en fonction inverse du pH, il augmente quand le pH diminue (Deneux-Mustin et al. 2003).

I.2.4.3. Influence de la matière organique

La matière organique joue un rôle dans la partition des ETM, entre la phase solide et la phase liquide du sol, par complexation des éléments métalliques (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).

Sous l'action d'agents chélatants et par leur grande affinité avec la matière organique, les ETM peuvent être complexés. Ils forment alors un complexe organométallique et sont immobilisés. Malgré l'immobilisation, il peut y avoir un phénomène de co-précipitation, c'est-à-dire la précipitation simultanée d'un agent chimique en conjonction avec la matière organique (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Les groupements phénol (-OH) ou carboxyles (-COOH) sont les plus abondants, mais des groupements moins abondants comme les groupements thiols (-SH) ou amines (-NH₂) 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.

I.2.4.4. Influence de la capacité d'échange cationique

L'effet cationique fait référence à la compétition existant entre les différentes espèces cationiques présentes dans le sol et traduit également la force ionique de ce dernier. Cette

compétition survient généralement lorsque les sites d'adsorption spécifiques deviennent saturés, à la suite de l'accroissement de la salinité du milieu, de l'acidification du milieu ou de l'apport ponctuel de contaminants. En outre, le phénomène de compétition peut également être déclenché lorsque les mécanismes d'échanges cationiques entrent en action. À titre d'exemple, il a été démontré que le cuivre peut entraîner une interférence dans les mécanismes d'adsorption à l'égard du Zn et du Cd (Hammadache et Guerrache, 2016).

Les ETM ont une grande affinité avec la fraction argileuse du sol ainsi qu'avec d'autres phases minérales comme les oxydes de fer, d'aluminium, de manganèse ou de phosphates, les carbonates, etc. La présence de ces éléments favorise l'immobilisation des ETM. En effet, ils possèdent une charge électro négative qui leur permet de contracter des liaisons réversibles avec, notamment, les cations métalliques, qui restent échangeables. La capacité d'échange ionique minérale joue un rôle plus important dans la fixation que la matière organique (Baba Ahmed, 2012).

I.2.4.5. Influence de 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, de précipitation et co-précipitation, et un impact indirect, en modifiant la teneur en eau du sol, le pH ou l'Eh (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

I.2.4.6. Influence des micro-organismes

Les microorganismes présents dans le sol se différencient par leur très grande diversité métabolique. Ils ont une action directe sur les ETM dont le métabolisme peut entraîner des changements considérables de leur solubilité par la mise en œuvre de diverses voies métaboliques qui influent sur leur spéciation, et aboutissent, soit à leur solubilisation dans la phase liquide, soit à leur précipitation (Desjardin et al. 2002). Par ailleurs, l'activité microbienne est susceptible d'induire des modifications importantes des conditions physicochimiques du sol. La modification de cet environnement et la libération de métabolites organiques ou inorganiques par ces organismes peuvent modifier la solubilité de ces éléments (Stolz et al. 2002).

I.3. Transfert des ETM dans le système sol-plante

Les plantes sont exposées de deux façons aux ETM: par les parties aériennes et par les racines. Les ETM peuvent être déposés à la surface des feuilles et des racines ou pénétrer dans la plante. Les ETM peuvent y pénétrer par les parties aériennes (feuilles, tiges et fruits), à partir de particules en suspension dans l'air, de composés gazeux ou de composés dissous dans l'eau de pluie ou d'irrigation. Ils peuvent pénétrer par les racines à partir du sol. Une fois prélevés par la plante, les ETM peuvent être piégés et ne pas circuler dans la plante, ou alors transportés du lieu de l'absorption vers d'autres organes (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

Dans les zones de forte pollution atmosphérique, comme d'une industrie de fabrication d'alliages de métaux ou à côté d'une autoroute, les retombées atmosphériques des ETM sur les parties aériennes des plantes, par les pluies ou les poussières sont importantes. Dans ce cas la contamination des feuilles, tiges et fruits est élevée. Une partie de cette contamination peut être enlevée par simple lavage à l'eau, ce qui montre qu'elle reste à la surface des parties aériennes en dépôt superficiel. Une autre partie reste piégée dans les feuilles par exemple. Il est vraisemblable qu'une troisième partie des ETM peut être transportée dans la plante, mais son importance est controversée (Baba Ahmed, 2012).

Les éléments-traces doivent être sous une forme disponible pour que les plantes puissent les prélever ou les plantes doivent présenter des mécanismes permettant de rendre les ETM disponibles (Prasad et Hagemeyer, 1999). Les interactions entre les composants du sol jouent un rôle probablement plus important que les caractéristiques chimiques propres à chaque élément dans la détermination du rôle du sol sur le prélèvement des éléments-traces par les plantes. Le prélèvement des ETM, qu'il se fasse par les racines ou par les feuilles, augmente quand la concentration du métal dans le milieu extérieur augmente. (Prasad et Hagemeyer, 1999). Ceci est dû au fait que les ETM sont fixes dans les tissus, induisant une saturation qui dépend également du taux d'évacuation du métal.

Selon Remon (2006), les plantes peuvent être classées en quatre groupes en fonction du facteur de transfert sol-végétal des éléments traces métalliques, on distingue : les excluantes, les indicatrices, les accumulatrices et les hyperaccumulatrices (Figure 4).

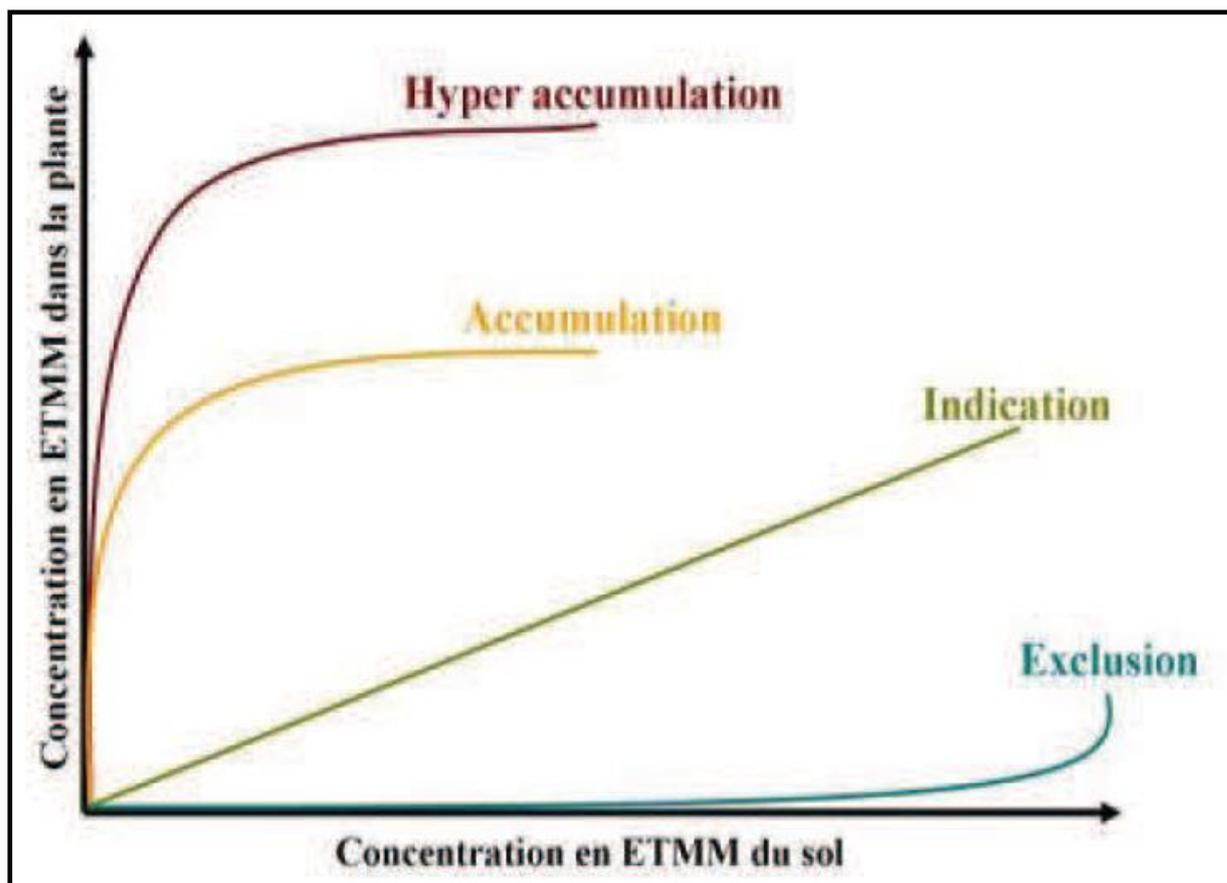


Figure 4. Les différentes stratégies de réponse des plantes face à l'accroissement de la concentration en ETM dans le sol (d'après Baker, 1981).

I.3.1. Les plantes excluantes

Elles mettent en place des mécanismes d'exclusion des ETM selon des stratégies bien distinctes. D'une part, l'exclusion est caractérisée par le phénomène d'évitement défini comme la capacité de certains organismes à empêcher l'absorption des ETM et d'autre part, la concentration des ETM dans les feuilles est maintenue à un niveau faible et constant jusqu'à ce qu'une concentration critique dans le sol soit atteinte (Saad, 2017). Au-delà de cette concentration critique, le métal est massivement transporté dans les parties aériennes de la plante et provoque des dégâts liés à sa toxicité (Austruy, 2012).

Les ETM peuvent être évacués de la vacuole vers le cytoplasme ou du cytoplasme vers l'apoplaste et à partir de là, leur relâchement est possible vers le milieu environnant. Les ETM relâchés dans la rhizosphère le sont sous forme complexée ou libre. Il peut se produire également, dans les feuilles, un relâchement des ETM de la couche cuticulaire

pendant les pluies dites acides. Ceci est dû à des phénomènes d'échange cationique entre les ions hydrogène et métalliques (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

I.3.2. Les plantes indicatrices

Elles présentent une capacité de prélèvement des ETM proportionnelle à la fraction totale en ETM dans les sols jusqu'à des teneurs toxiques (Petit, 2017). Dans ce cas, l'absorption est régulée ou se fait de manière passive. Les plantes sont dites indicatrices car les concentrations mesurées dans la plante reflètent celles observées dans le sol (Austruy, 2012).

I.3.3. Les plantes accumulatrices

Les ETM sont activement concentrés à l'intérieur des tissus de la plante. Elles sont caractérisées par une forte biomasse et un enracinement important permettant d'augmenter leur surface de contact avec le sol et leur capacité de stockage des éléments traces (Faucon, 2009). Les études réalisées sur les plantes accumulatrices suggèrent une tendance à l'accumulation des ETM en concentrations plus importantes dans les parties aériennes de la plante et préférentiellement dans les feuilles (Vanobberghen, 2010).

I.3.4. Les plantes hyperaccumulatrices

Elles possèdent deux caractéristiques essentielles. D'une part, un facteur de translocation (FT), rapport de la concentration en ETM dans les feuilles à la concentration en ETM dans les racines, qui est supérieur à 1 et d'autre part, elles concentrent les polluants métalliques à des concentrations au moins 10 fois plus importantes que les plantes accumulatrices (Zhao, 2009).

Ces espèces sont alors qualifiées de plantes hyperaccumulatrices (ex : *Alyssum bertolonii*, *Sebertia acuminata*, *Silene cobalticola*, *Thlaspi caerulescens*, *Brassica napus*, *Pteris vittata*) car certaines accumulent des quantités inhabituelles d'éléments métalliques ; 100 mg/kg de matière sèche pour le Cd, 1000 mg/kg pour le Ni, le Cu, le Co ainsi que 10 000 mg/kg pour le Zn et le Mn. Ainsi, plus de 400 espèces hyperaccumulatrices sont recensées, dont plus de 300 pour le nickel et seulement une pour le cadmium (*N. caerulescens*) (Remon, 2009).

D'une manière générale, tous les végétaux et les groupes voisins sont des accumulateurs d'ETM, qu'ils soient aquatiques (algues) ou terrestres (lichens, mousses, végétaux supérieurs...). Premier maillon des chaînes alimentaires, les végétaux sont le point de départ du transfert des ETM dans ces chaînes et peuvent ensuite se concentrer de manière parfois importante dans les niveaux trophiques supérieurs (Catinon, 2011) (Figure 5).

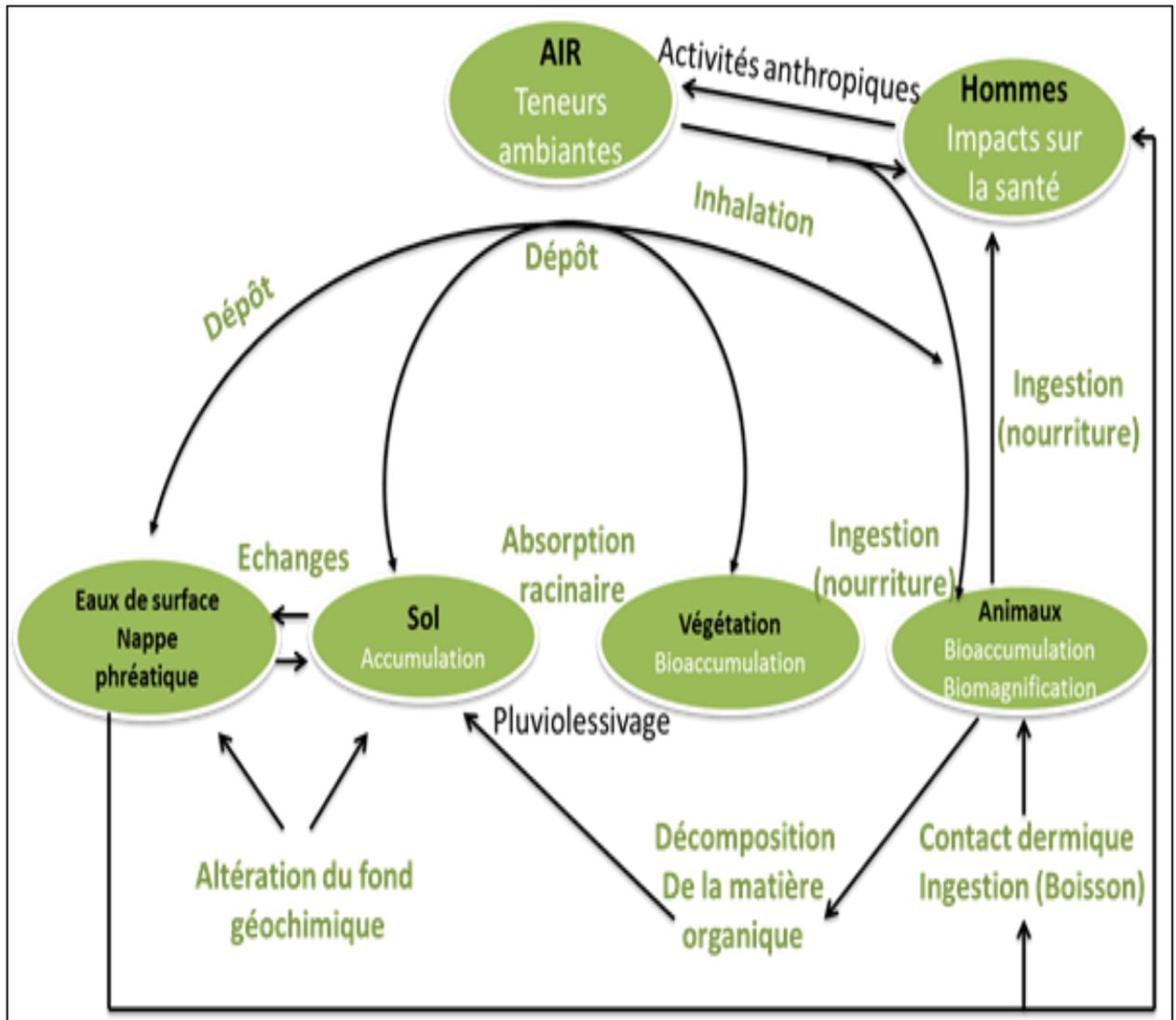


Figure 5. Transfert des ETM dans l'environnement en milieu continental (Gombert et al. 2005).

Un autre groupe vient s'ajouter à ceux déjà présentés auparavant, ce sont « **les métalphytes** » ; plantes ayant la faculté de pousser sur des sols contaminés en ETM, par leur tolérance ou leur accumulation elles sont appelées métalphytes (on parle également de populations métallicoles). Selon leur situation géographique, ces plantes peuvent être nommées (Meerts, 2010) :

- **Métalphytes absolues (eumétalphytes)** : ces plantes sont endémiques aux sols contaminés ;
- **Métalphytes locales** : ces plantes ne se rencontrent, dans un territoire donné, que sur les sites contaminés ;
- **Pseudométalphytes** : ces plantes se développent tant sur des sites contaminés que sur des sites sains.

Le flux de transfert des ETM hors du sol est faible si on le compare aux réserves potentielles (tableau 4). Les ETM sont mal absorbés par les plantes, un excès de plomb ou de cadmium enrichi peu les plantes en ces éléments, un excès de zinc enrichi les plantes très modérément (Grantz et al. 2003 ; Susarla et al. 2002 ; Catinon, 2011).

Tableau 4. Teneurs comparées des sols et des végétaux en ETM (mg/kg MS).

Métaux	Sol (fraction totale)	Végétaux (feuilles)
Fe	10 000 - 50 000	50 - 200
Mn	200 - 1 000	50 - 150
Ni	10-1000	1 - 3
Cr	5-3 000	2- 1
Zn	10-100	25- 50
Cu	8-40	5-15
Cd	0,3 - 11	>13

I.4. La phytodisponibilité et prélèvement des ETM par les plantes

La phytodisponibilité d'un ETM est la quantité d'élément qui peut être transférée dans la plante durant son développement. Elle est la résultante d'un ensemble de processus successifs: l'offre du sol, le transport vers les racines, et le prélèvement par les racines en lui-même, qui contribuent au transfert de l'élément de la phase solide du sol à la solution du sol puis aux tissus de la plante (Ademe, 2017).

I.4.1. Prélèvement des ETM par les racines

Pour entrer dans la racine, le métal peut emprunter soit la voie intracytoplasmique (symplaste), soit la voie extracytoplasmique (apoplaste) *via* des transports passifs ou actifs, spécifiques ou non. Une fois à l'intérieur de la cellule, le métal peut être rejeté (stratégie d'exclusion). Des transporteurs d'ETM sont alors impliqués pour transférer les ions métalliques du symplaste vers l'apoplaste. Si le métal reste au sein de la cellule, la plante est capable de minimiser son impact en régulant sa distribution au sein de la cellule et des organes. La plante peut ainsi empêcher le transport des ETM vers les parties aériennes et limiter l'accumulation uniquement au niveau racinaire ou, à l'inverse, optimiser son accumulation au niveau supérieur (Evlard, 2013).

Le prélèvement racinaire est fonction (Alloway, 1995) :

- ❖ De la spéciation et des concentrations en ETM dans la solution du sol ;
- ❖ Des mouvements des ETM dans le sol vers la surface racinaire ;
- ❖ Du transport des ETM de la surface des racines vers l'intérieur de la racine *via* des transporteurs (protéines) ;
- ❖ De la translocation des racines aux feuilles.

Ces mécanismes sont influencés par la présence des micro-organismes dans la rhizosphère, qui peuvent augmenter la surface racinaire d'absorption et aider à prélever les éléments nutritifs. Les micro-organismes peuvent également avoir des effets négatifs comme libération de substances toxiques et séquestration de nutriments.

Les racines possèdent une capacité d'échange cationique significative et libèrent des exsudats capables de complexer les ETM et de les mobiliser ou de les immobiliser selon leurs besoins.

Les mécanismes d'absorption des ETM par les racines peuvent être passifs (non métaboliques) ou actifs. Le prélèvement passif correspond à la diffusion des ions dans la solution du sol vers l'endoderme des racines. Le prélèvement actif, basé sur des processus métaboliques à l'intérieur des racines, requiert de l'énergie métabolique et s'oppose au gradient des concentrations. Les mécanismes de prélèvement diffèrent selon les ETM mais aussi en fonction des espèces (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Les interactions entre les ETM peuvent également influencer le prélèvement racinaire suite à des mécanismes d'antagonisme ou de synergie. On parle d'antagonisme lorsque la combinaison des effets physiologiques de deux ou plusieurs éléments est inférieure à la

somme de leurs effets indépendants et de synergie lorsque la combinaison de ces éléments est favorable (Alloway, 1995; Kabata-Pendias et Pendias, 2001; Vanobberghen, 2010).

I.4.2. Pénétration des ETM par les parties aériennes

Les éléments traces entrent dans la composition des matériaux minéraux et organo-minéraux qui composent les fines poussières présentes dans l'air et qui se déposent sur les parties aériennes des végétaux (feuilles, tiges, et fruits).

La contamination par voie aérienne est généralement faible, sauf lorsque les retombées atmosphériques sont importantes ; dans certains lieux comme les zones industrielles ou pour certains éléments comme le Pb, à cause des résidus de combustion de l'essence plombée.

Les éléments-traces essentiels, ainsi que les non-essentiels, peuvent être prélevés par les feuilles sous forme gazeuse, ils rentrent dans les feuilles à travers les stomates ; sous forme d'ions, ils rentrent surtout à travers les cuticules des feuilles (Beba Ahmed, 2012).

Les éléments-traces sous forme de poussière ou de gaz peuvent entrer directement par les stomates des feuilles. Une partie des retombées atmosphériques, solubilisée par l'eau de pluie ou d'irrigation, peut traverser la cuticule des feuilles et des fruits (Tremel-Schaub, 2010).

Cette fraction solubilisée fonctionne comme un faible échangeur de cations. Un gradient de la plus basse à la plus forte densité de charge se met en place à partir de la surface externe vers les parois des cellules, la pénétration des ions à travers la cuticule s'en trouvant favorisée le long de ce gradient (Dauguet et al. 2011). La perméabilité de la cuticule est ainsi supérieure pour les cations par rapport aux anions. Le passage des cations est inversement proportionnel à la taille du cation hydraté (Abdul et al. 2012). La perméabilité de la cuticule est plus élevée au niveau des cellules stomatiques (Ferrandon & Chamel, 1989).

Selon Alloway (1995), l'absorption foliaire s'ajoute au prélèvement racinaire et dépend de : Vanobberghen (2010)

- l'espèce à laquelle appartient la plante ;
- son état nutritionnel ;
- l'épaisseur de sa cuticule ;
- l'âge de la feuille ;
- la présence de cellule stomatique ;
- l'humidité à la surface des feuilles.

L'absorption foliaire se déroule en deux phases : la pénétration non métabolique par la cuticule et les mécanismes métaboliques qui sont responsables du transport des ions à travers la membrane plasmique et à l'intérieur du protoplaste (Mediatico, 2010).

L'absorption foliaire est plus efficace que l'absorption racinaire puisqu'il n'y a plus de concurrence avec l'adsorption du sol (Kabata-Pendias et Pendias, 2001 ; Vanobberghen, 2010). Après l'absorption racinaire et foliaire, les espaces intercellulaires et les parois cellulaires sont accessibles et les ions vont soit s'y diffuser, soit interagir avec les charges négatives des parois cellulaires qui vont limiter leur transfert. Dans le premier cas, les éléments traces métalliques poursuivent leur chemin jusqu'à la membrane plasmique où ils sont transférés de la solution externe vers le cytoplasme. Les ETM absorbés dans la cellule sont immobilisés et détoxifiés dans le cytoplasme grâce à la formation de complexes avec les molécules organiques (acides organiques, acides aminés ou phytochélatines). Les ETM sont ensuite transférés dans les vacuoles, lieux importants pour la séquestration des éléments toxiques, des cellules racinaires ou transportés vers les parties aériennes. Si les ligands chélateurs sont les éléments les plus importants pour le contrôle des transferts de cations métalliques dans les plantes, d'autres facteurs comme le pH, l'état redox, les cations en compétition, l'hydrolyse, la polymérisation et la formation de sels insolubles gouvernent également la mobilité des métaux dans les tissus de la plante (Petit, 2017).

Lorsque les concentrations en ETM sont importantes, leur accumulation et immobilisation se fait généralement dans les racines. Cependant, certaines espèces de plantes peuvent accumuler les ETM dans leurs parties supérieures (Kabata-Pendias et Pendias, 2001 ; Vanobberghen, 2010).

I.5. Bioindication et bioaccumulation des ETM par les espèces ligneuses

L'utilisation des végétaux comme bioaccumulateurs d'ETM a donné des résultats impressionnants au cours des 40 dernières années dans différentes parties du monde au vue des différents travaux réalisés (Rühling et al. 1969; Tyler, 1990; Grodzinska et al. 1990 ; Thoni et al. 1996; Gerdoll et al. 2000; Fernandez et al. 2002; Garrec, 2002; Malandrino et al. 2006), (figure 6).

Différents êtres vivants sur les troncs des arbres ont été utilisés comme bioindicateurs (De Bruin et Hackeniz, 1986 ; Walkenhorst et al. 1993 ; Bargagli, 1998 ; Asta et al. 2002 ; Garrec et Van Haluwyn, 2002, Elloumi et al. 2003). De multiples travaux ont été conduits à l'aide des lichens dans de nombreux pays comme bioindicateurs et bioaccumulateurs des

ETM (Leblanc et De Sloover, 1970 ; Trass, 1973 ; Van Haluwyn et Lerond, 1986 ; Wirth, 1988 ; Herzig et al. 1989 ; Seaward, 1989 ; Van Dobben et Ter Braak, 1998 ; Nimis, 1999 ; Freitas et al. 2001 ; Jeran et al. 2002).

Les mousses épiphytes ont été également largement utilisées dans plusieurs études relatives aux phénomènes de bioindication (Winner, 1988 ; Tyler, 1990 ; Rühling, 1994 ; Steinnes, 1995 ; Galsomies et al. 1999 ; Berg et al. 2003 ; Harmens et al. 2004 ; Gombert et al. 2005 ; Freitas et al. 2006).

De même, les arbres ont aussi été utilisés dans de nombreuses études pour détecter la pollution atmosphérique liée aux ETM (Maatoug et al. 2007 ; Louati, 2008 ; Maizi et al. 2010 ; Migeon et al. 2011 ; Lakhdari et Benabdeli, 2012 ; Astier et al. 2014 ; Ejidike and Onianwa, 2015 ; Mukherjee et al. 2016 ; Zhai et al. 2016 ; Allahabadi et al. 2017 ; Liang et al. 2017 ; Gondek et al. 2018).

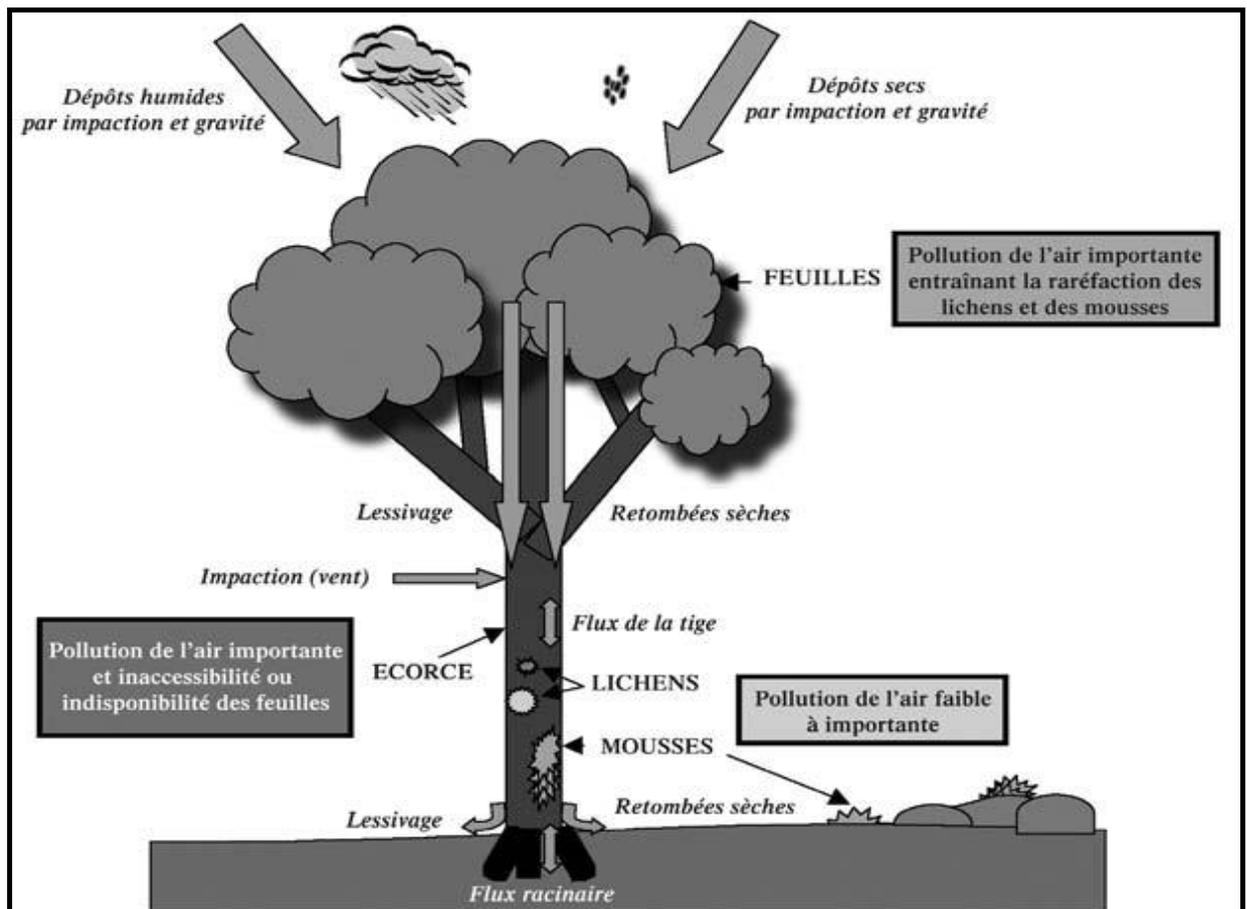


Figure 6. Présentation schématique des taxons bioaccumulateurs d'ETM et des paramètres régissant les phénomènes d'accumulation (Bargagli, 1998).

L'utilisation des arbres pour la bioindication et la phytoremédiation est un problème d'actualité surtout que ceux-ci peuvent se révéler être de bons candidats pour plusieurs raisons :

a) Le système racinaire des arbres est plus développé que celui des herbacées hyperaccumulatrices, ce qui permet d'une part une plus grande absorption des ETM localisés en profondeur et d'autre part une érosion des sols plus limitée et donc un risque de lessivage moindre des ETM vers les milieux adjacents au site contaminé (Pulford et Dickinson, 2005).

b) Les arbres possèdent une biomasse beaucoup plus importante que les herbacées hyperaccumulatrices, ce qui permettrait d'accumuler davantage d'ETM en quantité relative même si la concentration en ETM est inférieure à celle des herbacées hyperaccumulatrices (Pulford et Watson, 2003). Par exemple, pour le cas du cadmium *Thlaspi caerulescens* (une herbacée hyperaccumulatrice particulièrement performante) peut produire de 0,5 à 4 tonnes de biomasse par hectare et par an selon le type de sol (Yanai et al. 2006), alors que la biomasse annuelle moyenne de saules ou de peupliers atteint en moyenne 20 tonnes par ha (Robinson et al. 2000).

I.6. Utilisation des feuilles et des écorces d'arbres dans la bioindication

I.6.1. Utilisation des feuilles

Ce sont le plus souvent les feuilles qui sont récoltées, dans lesquelles les polluants particuliers peu solubles peuvent être recueillis par lavage ou à l'aide d'un solvant (Stenbock-Farmer, 1978), et les polluants gazeux peuvent être analysés aisément dans les feuilles broyées à partir de leurs principaux éléments minéraux. En effet, les surfaces foliaires, grâce à la présence de cires et de trichomes, retiennent fortement les particules collectées par les végétaux et se révèle une méthode simple et peu onéreuse pour avoir rapidement une très bonne estimation des niveaux relatifs de différentes pollutions atmosphériques présentes en zones urbaine et péri-urbaine. C'est une méthode avant tout complémentaire des méthodes physico-chimiques classiques de mesure de la qualité de l'air (Garrec et al. 2002, Agnan, 2013 ; Omar 2015).

I.5.1.2. Utilisation des écorces

La partie superficielle de l'écorce des arbres (rhytidome) est produite par l'activité de l'assise subéro-phellodermique qui fournit principalement du suber (ou liège). A l'origine, les premières études sur les écorces étaient liées à celle des lichens. L'acidité de l'écorce a un effet sur la présence de lichens épiphytes sur les troncs et les branches des arbres (Barkman, 1958). L'écorce a été employée comme un indicateur de la pollution de l'air, après qu'il ait été constaté une corrélation entre l'acidité de l'écorce et les concentrations atmosphériques de SO₂.

Les émissions des ETM provenant des activités industrielles ont été étudiées autour de sources d'émissions ponctuelles, ainsi que dans les zones industrielles (Catinon, 2011). Des études conduites sur les émissions de plomb provenant du trafic ont montré que la concentration en plomb dans l'écorce était corrélée avec, par exemple, la densité de la circulation (Hampp et Holl, 1974 ; Ward et al. 1974 ; Laaksovirta et al. 1976), et les concentrations atmosphériques de CO. Dans certaines études réalisées en zones urbaines, il a été trouvé que les concentrations en ETM dans l'écorce étaient plus élevées dans les zones industrielles et dans les centres-villes (Catinon, 2011). Le développement des techniques d'analyse au cours des dernières années a fait que certains éléments présents dans l'écorce à de très faibles concentrations ont également pu être étudiés, par exemple, les éléments qui sont libérés dans l'atmosphère à partir de trafic (par exemple, le plomb et le zinc sont issus des gaz d'échappement, de l'usure des garnitures de freins, des pneumatiques et de la corrosion des glissières de sécurité ; les freins constituent une source importante de cuivre) (Forget, 1994 ; Maatoug et al. 2007), ainsi que des éléments radioactifs (Bellis et al. 2001).

I.7. Effets et toxicité des ETM sur les plantes

Certains ETM sont essentiels au fonctionnement des espèces végétales, mais leur absorption en excès peut avoir des effets toxiques. C'est le cas de Cu, Fe, Mn et Zn qui sont impliqués dans les réactions d'oxydo-réduction et dans le fonctionnement de certaines enzymes.

D'autres ne jouent aucun rôle connu dans la plante, mais sont absorbés malgré tout, et peuvent engendrer une toxicité même à de faibles concentrations. C'est le cas de Cd, Pb, As, Sb, Hg qui sont des éléments dits xénobiotiques (Nagajyoti et al. 2010). La phytotoxicité se révèle généralement par une réduction de la croissance et de symptômes

foliaires comme des chloroses et des nécroses (Nagajyoti et al. 2010; Reichman, 2002). L'action des ETM au niveau physiologique touche en particulier la photosynthèse, la nutrition, la transpiration et le bilan hydrique (Austruy, 2012).

La photosynthèse est diminuée en présence d'ETM par plusieurs mécanismes. Cela peut être le fait de la réduction de la biosynthèse de chlorophylles et de la modification du rapport chlorophylles a et b (Clijsters and Assche, 1985). Les modifications de l'accumulation de chlorophylle induite par les ETM dépendent fortement du stade de croissance et de la tolérance des plantes. Ainsi, en présence d'un excès de Cu, le niveau de chlorophylles augmentera chez une espèce tolérante et diminuera chez une espèce sensible.

Certains ETM comme Pb, Cd et Zn sont des inhibiteurs du transfert d'électrons. Ils peuvent agir au niveau des photosystèmes, dès les premières étapes de la chaîne réactionnelle, en inhibant le transfert d'électrons. Ils agissent également sur les enzymes du système photosynthétique affectant les trois étapes clés du cycle de calvin (Singh, 2005).

Les plantes exposées à un excès d'ETM augmentent leur résistance stomatique et diminuent la transpiration, induisant un stress hydrique. Le Cd limite généralement la tolérance au stress hydrique des plantes causant une perte de turgescence et une diminution du potentiel hydrique foliaire (Prasad, 2004). La transpiration et la teneur relative en eau montrent également une diminution dans le cas de concentrations excessives en Pb, Cu et Zn dans les tournesols (Prasad, 2004). Les ETM influencent également la relation plante-eau en inhibant la formation de poils racinaires, réduisant la capacité des plantes à explorer le sol pour l'absorption d'eau et de nutriments. Une autre conséquence de la présence d'ETM est l'augmentation de la résistance du flux hydrique dans le système racinaire. En effet, la perméabilité des membranes est réduite par un renforcement de la subérisation et de la lignification (Menon, 2006). Concernant le transfert de l'eau vers les parties aériennes, il est limité par la réduction du nombre et du diamètre des faisceaux vasculaires (Pal et al. 2006), (Figure 7).

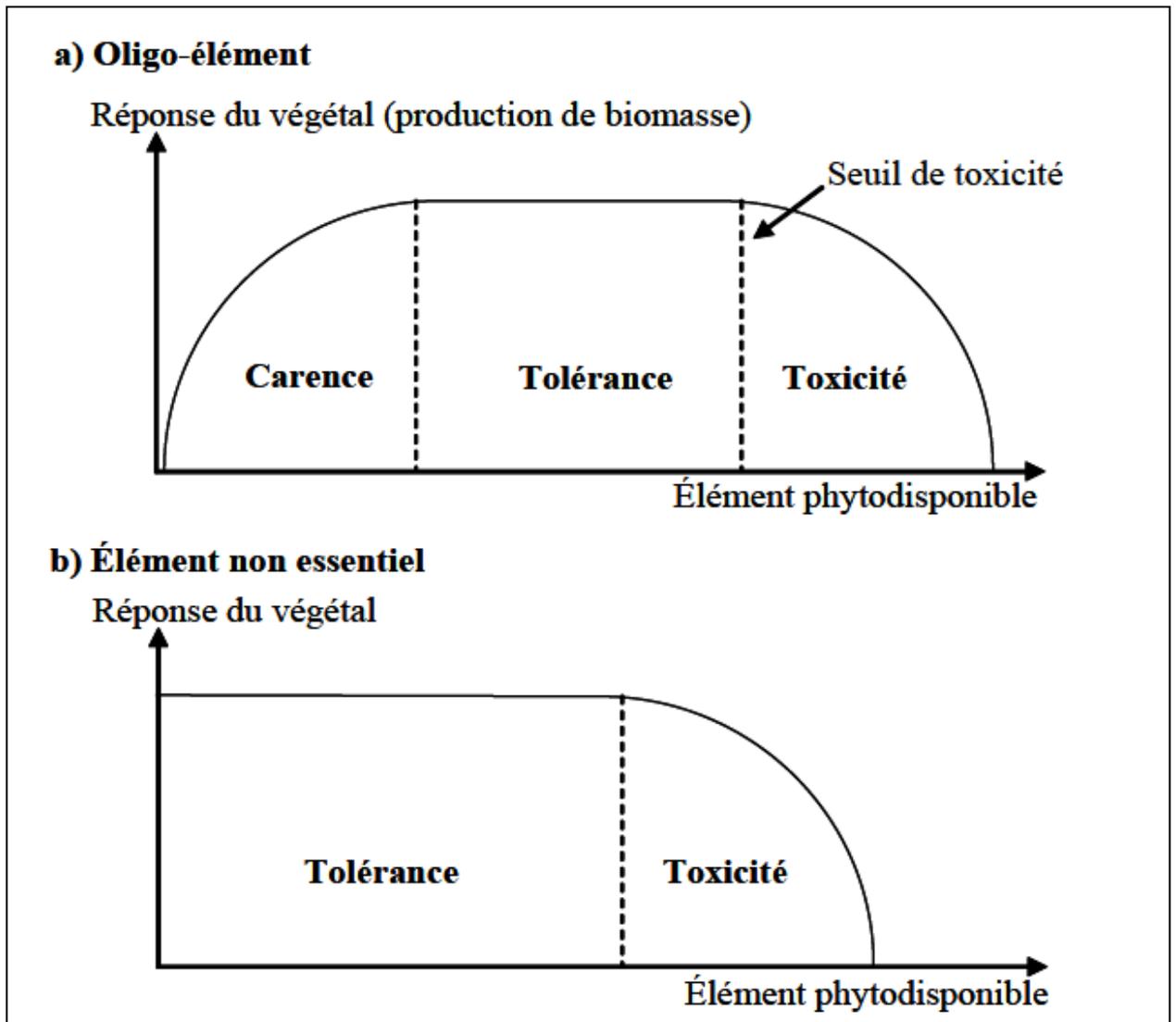


Figure 7. Courbe dose/réponse montrant l'effet des ETM essentiels et non essentiels sur la croissance des plantes (d'après Baker et Brooks, 1989).

Les plantes sont capables de tolérer les ETM et ainsi de se développer sur des sols très contaminés. Pour de nombreuses plantes, des concentrations excessives en ETM entraînent des désordres métaboliques comme le remplacement des ions essentiels par des ions non essentiels, la concurrence pour les emplacements entre les ions métalliques et les métabolites essentiels, des modifications de la perméabilité des cellules membranaires, etc (Assad, 2018).

Les effets visibles de la toxicité varient selon les espèces, mais les symptômes les plus communs sont les points chlorotiques ou bruns sur les feuilles, les racines brunes et abîmées, la nécrose et la diminution significative des rendements de récolte. D'autres effets moins visibles, comme par exemple l'inhibition racinaire, la réduction de la photosynthèse, etc. précèdent souvent ces symptômes (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Le premier effet des ETM observable chez les végétaux est une inhibition de la croissance. Celle-ci s'accompagne très souvent de nombreux autres indices de dysfonctionnement : chlorose foliaire, importantes lésions nécrotiques, jaunissement progressif, repliement ou dessèchement du feuillage. A l'heure actuelle, les bases moléculaires de ces perturbations sont encore mal connues, mais on admet généralement qu'elles résultent d'un stress oxydatif, dû à la production d'espèces réactives de l'oxygène ou « Réactive Oxygen Species » (ROS). Les ROS altèrent toute une série de substrats biologiques importants, avec comme conséquence la modification des domaines fonctionnels des biomolécules : inhibition de l'activité enzymatique, perturbation du métabolisme végétal (photosynthèse et respiration), oxydation de protéines, altération des membranes cellulaires via l'induction de phénomènes de peroxydation lipidique, apparition de cassures au sein de l'ADN, pouvant conduire à la mort cellulaire (Cheng, 2003).

Pour éviter ces inconvénients, des systèmes de stockage ou de détoxification des ETM accumulés existent chez certains végétaux. D'efficacité variée selon les espèces, il semble à l'heure actuelle que trois mécanismes, encore mal compris, soient largement prépondérants : la modification de la perméabilité membranaire, qui permet de réduire l'entrée des ETM dans la cellule, le système anti-oxydant, qui limite les dégâts des espèces réactives de l'oxygène et la chélation intracellulaire, qui empêche l'activité de l'ion métallique (Remon, 2009).

Les teneurs normales et critiques en ETM sont présentés dans les tableaux 5.

Tableau 5. Teneurs critiques en ETM (mg/kg de matière sèche) dans les plantes (Fageria et al. 2002).

ETM	Déficiences	Toxicité
Cu	3-5	20-100
Fe	50	1000
Mn	10-20	300-500
Cd	-	5
Zn	15-20	100-400
Ni	1-5	10-100
Co	0,2	15-50
Pb	-	12-300
Cr	-	3

I.8. Réponses des végétaux aux ETM**I.8.1. Translocation**

Après leur absorption, le transport des éléments dans le xylème de la plante vers les parties aériennes, appelé « translocation », peut nécessiter ou non la prise en charge des éléments par des agents complexants, tels que les acides organiques, les acides aminés et divers peptides : le fer est pris en charge par le citrate ; le zinc peut être transporté par un complexe anionique (Alloway, 1995); la majorité du cuivre et une partie du nickel sont chélatés par un acide polyaminopolycarboxylique (Pétriacq, 2012); le cadmium est transporté sous forme libre (Greger, 1999).

Chez certaines espèces la translocation d'éléments toxiques est plus importante que chez d'autres, pouvant conduire à une accumulation des métaux dans les feuilles et les autres parties aériennes, sans que l'on sache avec rigueur si elle est due à un transport plus actif ou une absence d'immobilisation dans les racines (Serra, 2015).

Le transport des éléments toxiques par le phloème est moins évident du fait que les cellules qui le constituent sont vivantes et forment un piège supplémentaire (Greger, 1999). Toutefois, chez certaines plantes, la nicotianamine, dérivée de la méthionine, pourrait être responsable du transport des ETM, Fe, Cu, Zn et Mn, dans la sève du phloème (Khemmoudj et Merabet, 2017).

I.8.2. Tolérance

Certains arbres sont également tolérants aux ETM. Ils sont capables de croître et d'achever leur cycle (c'est-à-dire fournir des graines viables) sur des sols contaminés. Ces arbres peuvent accumuler et stabiliser les ETM de manière importante grâce à leur forte biomasse et leur système racinaire profond et très développé. Leur durée de vie importante peut également être un atout (Pulford et Watson, 2003). Selon Impens et al. (1991), parmi les espèces d'arbres les plus tolérantes, certaines espèces colonisatrices appartenant aux Betulaceae (bouleau, aulne, noisetier) seraient les plus résistantes. De nombreuses études sont également réalisées sur le saule et le peuplier (Alkorta et al. 2004 ; Vanobberghen, 2010).

Pour mesurer la tolérance d'une plante, les scientifiques observent le plus souvent l'allongement racinaire des plantes cultivées dans un milieu liquide additionné ou non à un métal. Parallèlement, à l'allongement racinaire, ils observent également l'état de santé des

plantes (arrêt de la croissance, troubles de photosynthèse...) et mesurent leur biomasse (Bert et Deram, 1999). Un indice de tolérance a été développé. Il correspond au rapport de l'allongement racinaire en solution toxique sur l'allongement racinaire en solution témoin (Bert et Deram, 1999). Cet indice pose cependant quelques problèmes (Meerts, 2010) :

- c'est un ratio ;
- il varie selon la concentration en métal ;
- un génotype peut donner lieu à plusieurs indices de tolérance.

Au fur et à mesure, les scientifiques se sont tournés vers des substituts de l'indice de tolérance (Meerts, 2010) :

- la DL50 ou dose létale moyenne : dose qui entraîne la mort de 50% de la population ;
- la DL100 ou dose létale 100 : dose minimale qui entraîne la mort de 100% de la population ;
- la CE50 ou concentration efficace moyenne (indicateur de morbidité) : concentration qui inhibe un processus chez 50% de la population ;
- la CE100 ou concentration efficace 100 : concentration qui inhibe un processus chez 100% de la population.

Chapitre II

Matériel ***Et*** ***Méthodes***

« Je suis de ceux qui pensent que la science est d'une grande beauté. Un scientifique dans son laboratoire est non seulement un technicien : il est aussi un enfant placé devant des phénomènes naturels qui l'impressionnent comme des contes de fées »

Marie Curie

L'objectif de la présente étude est de mettre en évidence l'intérêt de l'utilisation des arbres et des sols des bords de routes comme indicateurs de la pollution atmosphérique métallique. Deux zones ont été choisies pour mettre en œuvre cette problématique ; elles sont localisées dans le constantinois au Nord-Est Algérien. L'une en zone urbaine à perturbation anthropique importante, et l'autre en zone témoin éloignée de toutes sources de perturbations anthropiques (figure 8).

Les données relatives à la situation géographique, le climat ainsi que le réseau routier sont décrites ci-dessous pour chacune des deux zones.

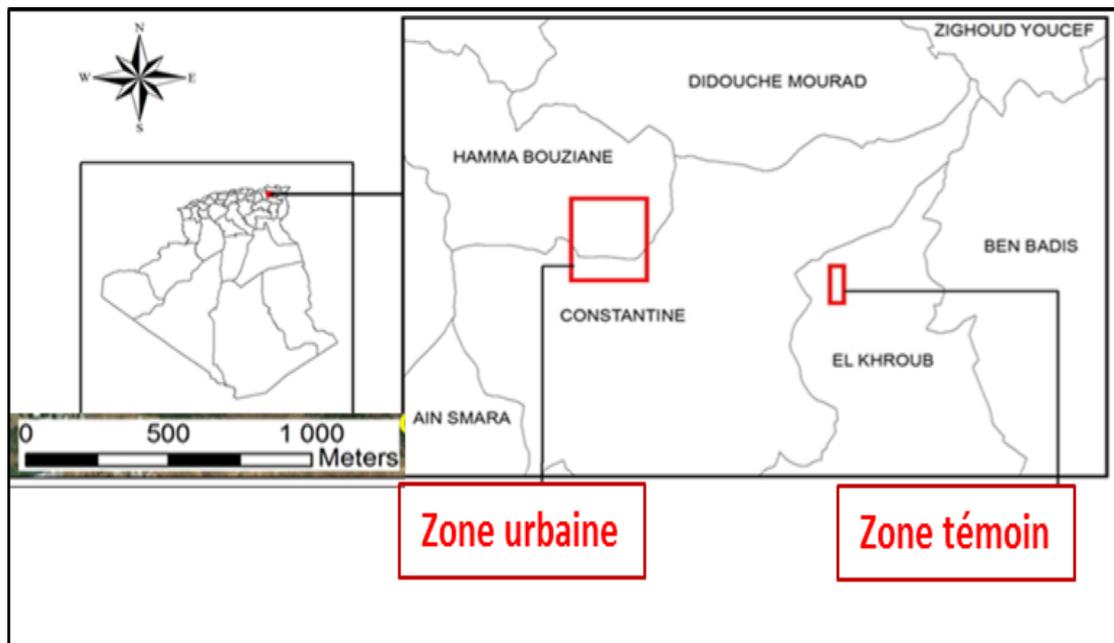


Figure 8. Localisation de la zone urbaine et de la zone témoin.

II.1. Présentation de la zone urbaine

II.1.1. Situation géographique

La zone urbaine est située le long de la route nationale RN 03 reliant le centre de la ville de Constantine à la commune d'El Hamma Bouziane, cette route est caractérisée par un trafic routier jugé intense (figure 9).

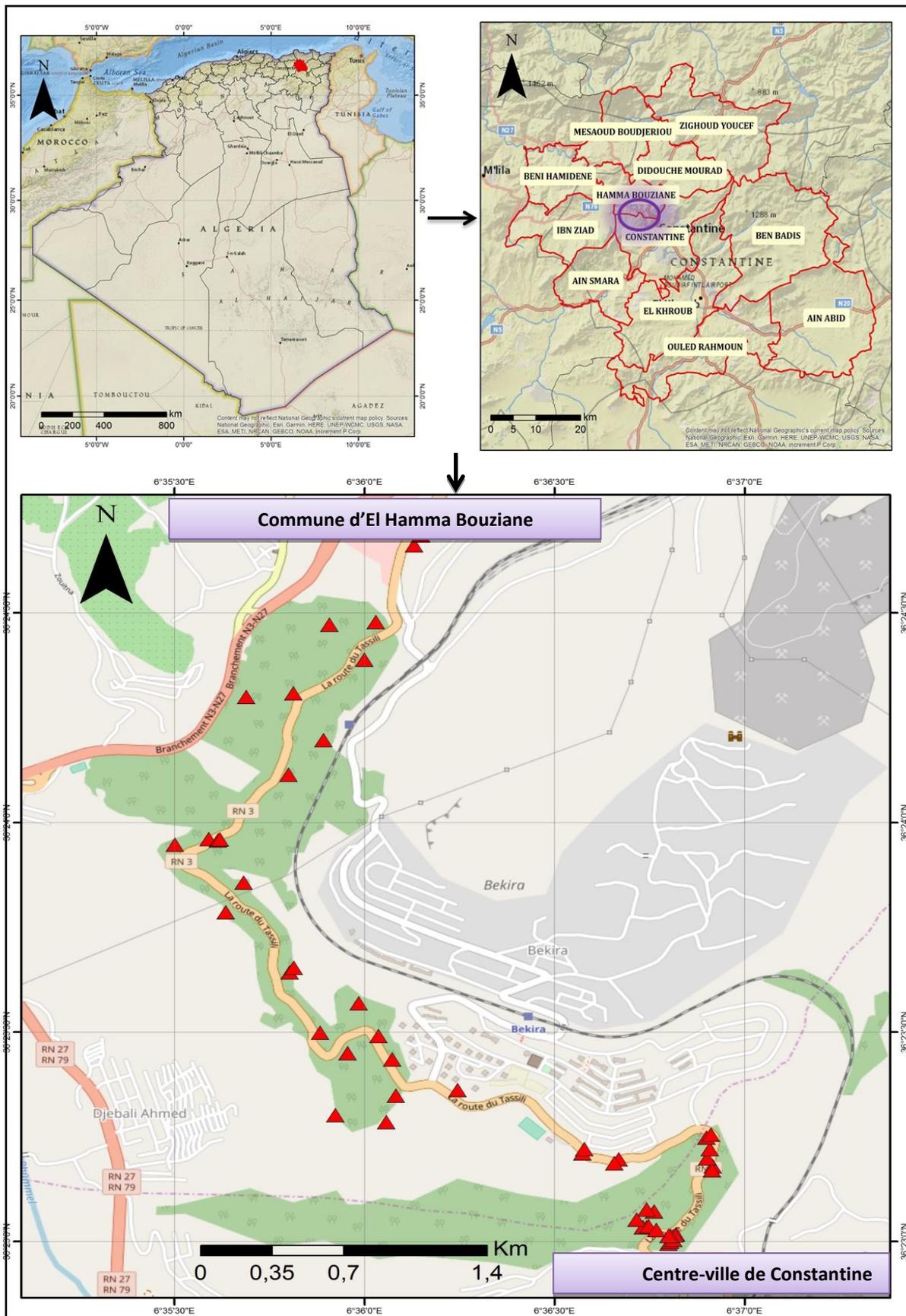


Figure 9. Localisation des points d'échantillonnage dans la zone d'étude.

II.1.2. Etude des données climatiques

L'Algérie est sous l'influence d'un climat méditerranéen. Comme l'ensemble de l'aire méditerranéenne, la région de Constantine est caractérisée par des précipitations irrégulières et soumises à l'alternance bien marquée d'une saison sèche et d'une saison de pluies.

Les données climatiques, concernant la température, les précipitations, vent et humidité ont été obtenus à partir de la station météorologique de Ain El Bey pour la période de 1996-2015, et sont récapitulées dans les tableaux 6, 7 et 8.

II.1.2.1. Précipitations

L'analyse du tableau 6, nous permet de constater que, la moyenne annuelle de la pluviométrie est de 512,1 mm. La valeur maximale est de 67,9 mm enregistrée pendant le mois de décembre, par contre le mois le plus sec est le mois de juillet avec une pluviométrie de 4,5mm.

Tableau 6. Variabilité des précipitations mensuelles de la ville de Constantine (1996- 2015).

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec
1996-2015	63.8	62.1	56	51	41.1	15.9	4.5	19.9	39.2	34.9	55.9	67.9

II.1.2.2. Température

La température représente un facteur limitant de première importance car, elle contrôle l'ensemble des phénomènes métaboliques et conditionne de ce fait la répartition de la totalité des espèces et des communautés d'êtres vivants dans la biosphère (Ramade, 1984). La température est donc l'un des éléments majeurs influençant le climat d'une région.

L'examen du tableau 7, montre que la température moyenne annuelle est de l'ordre de 16.30°C. Le maximum des températures minimales est observé au mois d'août (18.4°C) alors que les valeurs les plus faibles sont enregistrées pendant le mois de janvier (2.3°C). L'étude des moyennes des maxima montre que les plus basses d'entre elles sont de l'ordre de (12.6°C) en janvier tandis que les valeurs les plus élevées sont celles du mois d'août (34.9 °C).

Tableau 7. Les gradients mensuels des minima et des maxima de température de la ville de Constantine (1996- 2015).

	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec
T° max	12,6	12,6	16,6	20,7	25,6	31,4	35,2	34,9	29,5	25,2	17,7	13,4
T° min	2,3	2,1	4,7	7,1	10,4	14,9	18,3	18,4	15,7	12,2	6,9	3

II.1.2.3. Diagramme ombrothermique

Le diagramme ombrothermique de Gausson est utilisé dans le monde entier. Il est construit à partir des courbes des moyennes des précipitations et des températures, selon l'échelle ($P \leq 2T$).

Les courbes des valeurs mensuelles des températures et des précipitations le long d'une année permettent d'identifier la période sèche et humide ainsi que les seuils des températures et des précipitations mensuelles.

Le diagramme ombrothermique de Gausson fait apparaître deux périodes bien délimitées :

- ❖ Une période sèche qui s'étale du mois de mai jusqu'à la fin du mois d'octobre ;
- ❖ Une période humide qui s'étale sur le reste de l'année (figure 10).

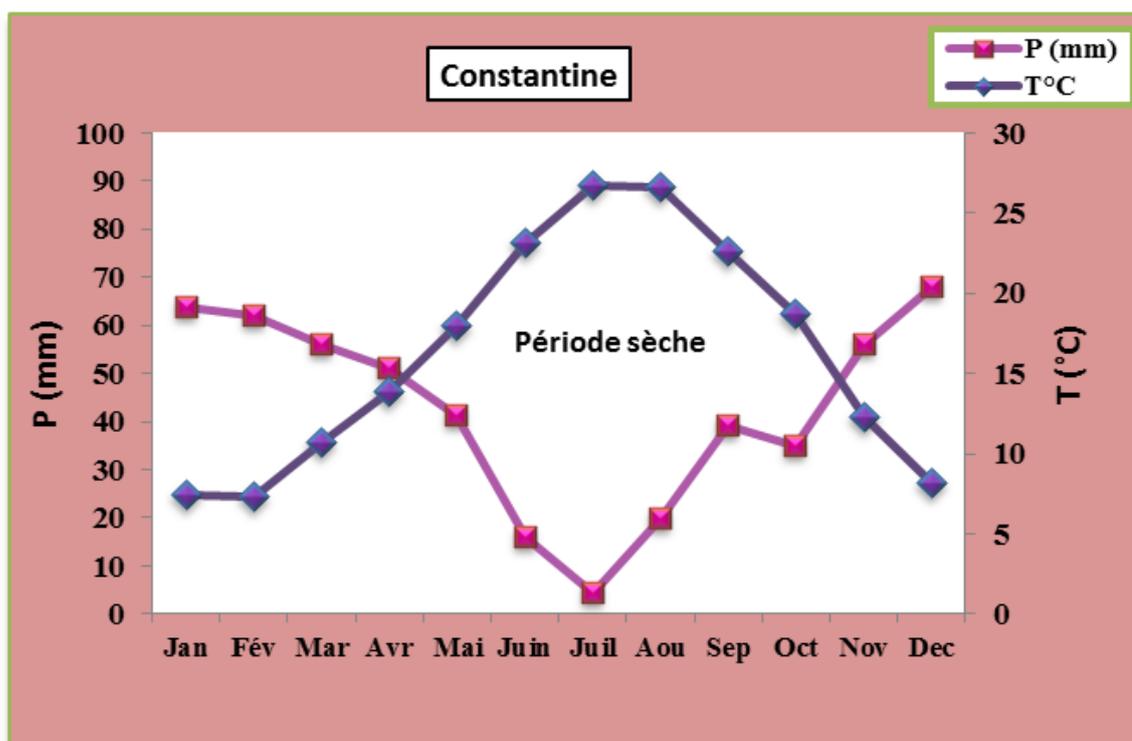


Figure 10. Diagramme ombrothermique de la station d'Ain El bey.

II.1.2.4. Climagramme d'Emberger

Les coordonnées climatiques de la région de Constantine (Station météorologique d'Ain El-Bey) sont calculées à partir des données de la même période (1996- 2015). La projection des coordonnées de cette station sur le climagramme d'Emberger (fig.11) a permis de déterminer le bioclimat à la région de Constantine. Il s'agit d'un bioclimat de type semi-aride à hiver frais.

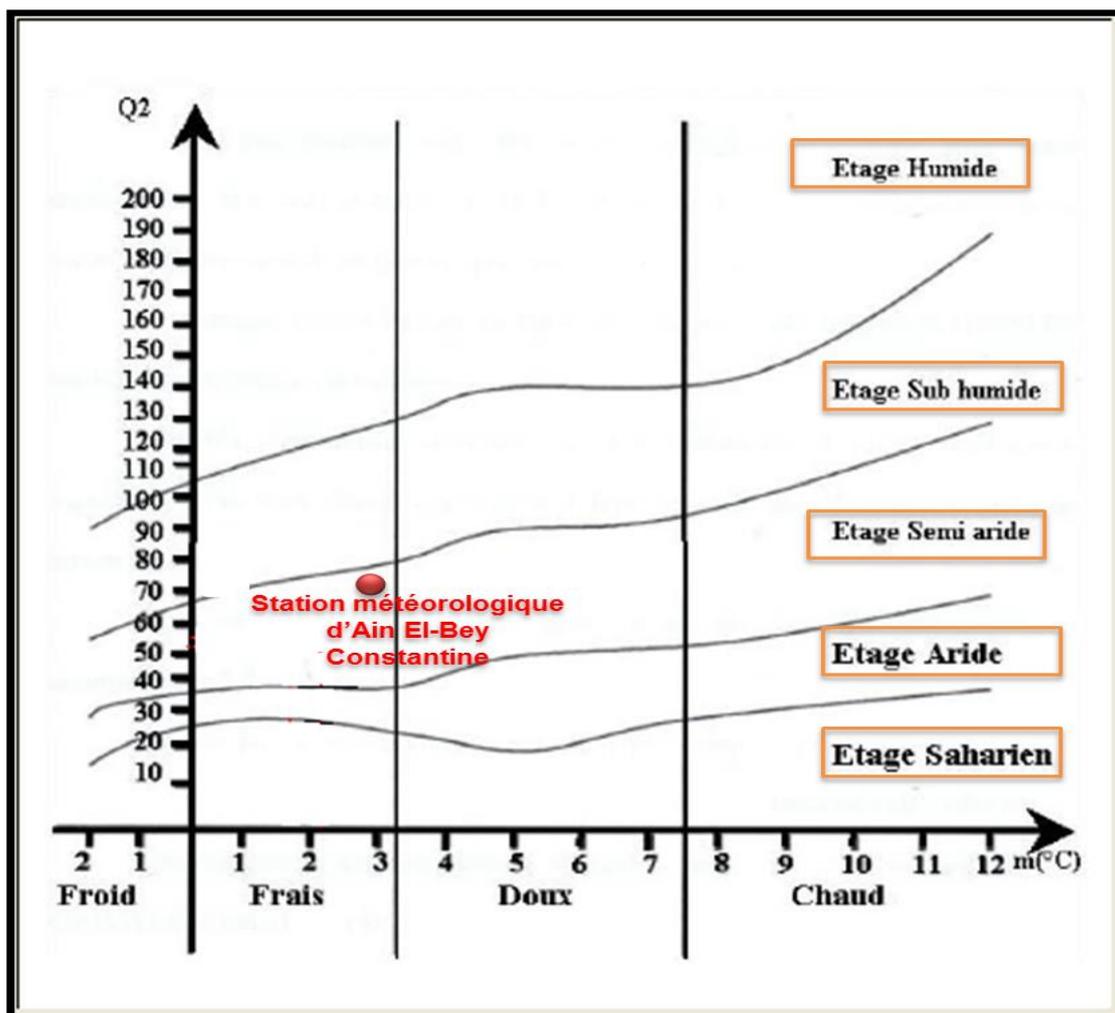


Figure 11. Bioclimat de la région de Constantine (station météorologique d'Ain El-bey) selon le climagramme d'Emberger.

II.1.2.5. Humidité atmosphérique

L'Humidité a une grande importance pour les essences ligneuses. C'est la source de toutes les précipitations, et contrôle en outre pour une large part les taux d'évaporation du sol et de la couverture végétale.

L'évolution mensuelle de l'humidité mesurée dans la station d'Ain El bey sur une période de vingt ans (1996- 2015) est représentée dans la figure 16 qui montre que l'humidité est souvent supérieure à 50 % sauf en été avec une valeur minimale de l'ordre 47,6 % au mois de juillet. La valeur maximale du mois de janvier est de 78,8 % ceci indique que l'atmosphère se trouve dans un état plus ou moins proche de la saturation.

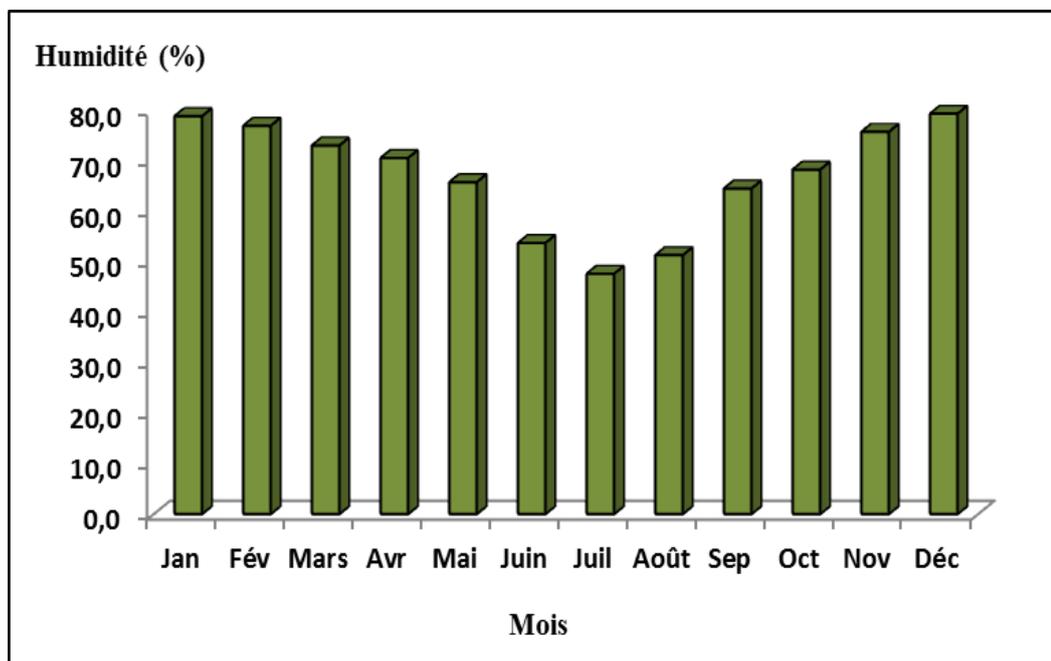


Figure 12. Moyenne mensuelle de l'humidité (station d'Ain El bey 1996- 2015).

II.1.2.6. Vents

En ce qui concerne les vents (tableau 8), ils soufflent dans une direction dominante Nord-Ouest et Nord avec des masses d'air provenant des monts de la région de Constantine. Aussi, la région est caractérisée par des vents du Sud qui soufflent surtout en été et à la fin de l'automne. Ces derniers sont souvent chargés d'une quantité appréciable de sable, de limon, et de particules qui peuvent être nuisibles pour la végétation en accentuant l'évaporation.

Tableau 8. Moyennes de vitesse de vent de Constantine durant la période 1997- 2015.

Mois	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Sep	Oct	Nov	Déc
Vent (m/s)	2,7	3,2	2,9	2,5	2,4	2,6	2,5	2,3	2,2	2,2	2,5	2,3

Sur ce total, les voitures neuves ne représentent que 5.58 % du parc. Le parc de Constantine se caractérise donc par un âge certain des véhicules qui le compose et ce sont justement ces véhicules âgés qui sont les plus polluants (ONS, 2015).

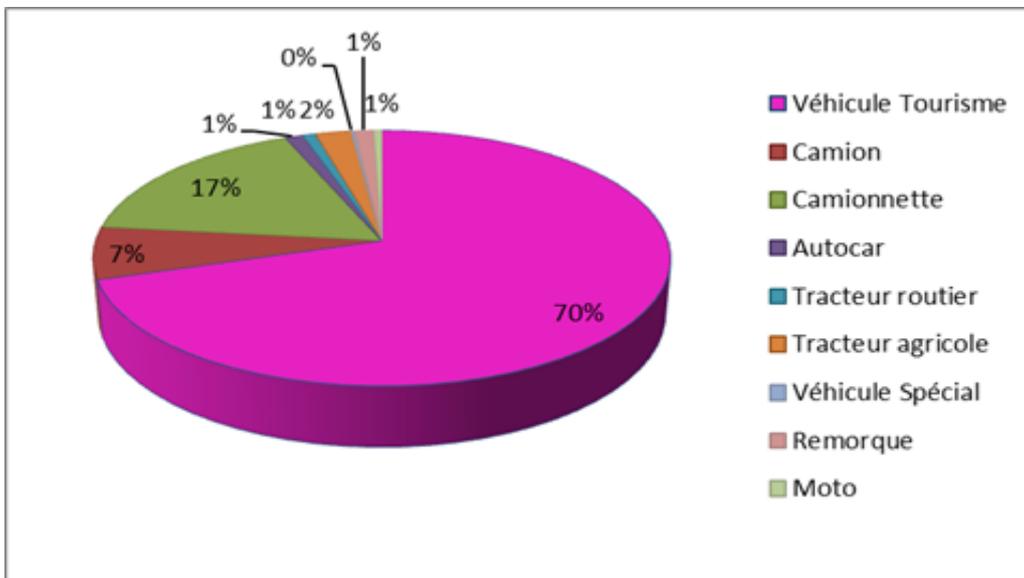


Figure 14. Composition du parc automobile de la wilaya de Constantine.

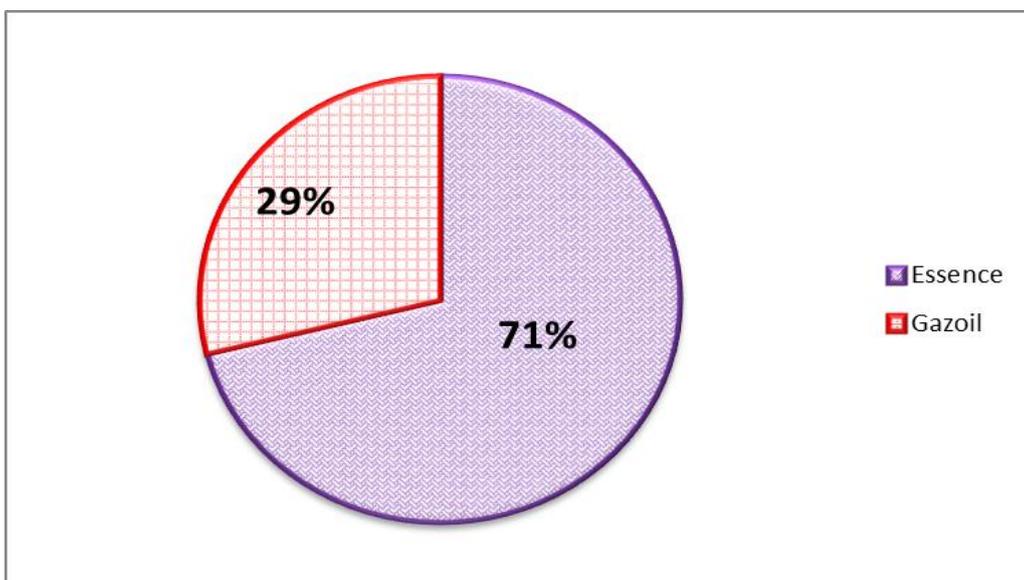


Figure 15. Sources d'énergies du parc automobile de la wilaya de Constantine.

II.2. Présentation de la zone témoin « Arboretum de Draa Naga »

II.2.1. Situation géographique

Gérée par la Conservation des Forêts de Constantine, la station forestière « Draa Naga » appartenant administrativement à la wilaya de Constantine est formée d'un arboretum de

77 parcelles (implanté entre 1954 et 1967). Plusieurs espèces sylvicoles (feuillus et résineux) de provenances diverses sont plantées. Ces espèces ont été introduites dans le but de connaître leurs potentialités, adaptations, productivités et de mettre à la disposition des forestiers une gamme d'espèces leur permettant d'orienter la reconstitution de la forêt. Il occupe une superficie totale de 30 ha, sur le territoire de la commune d'El-khroub (figure 16).

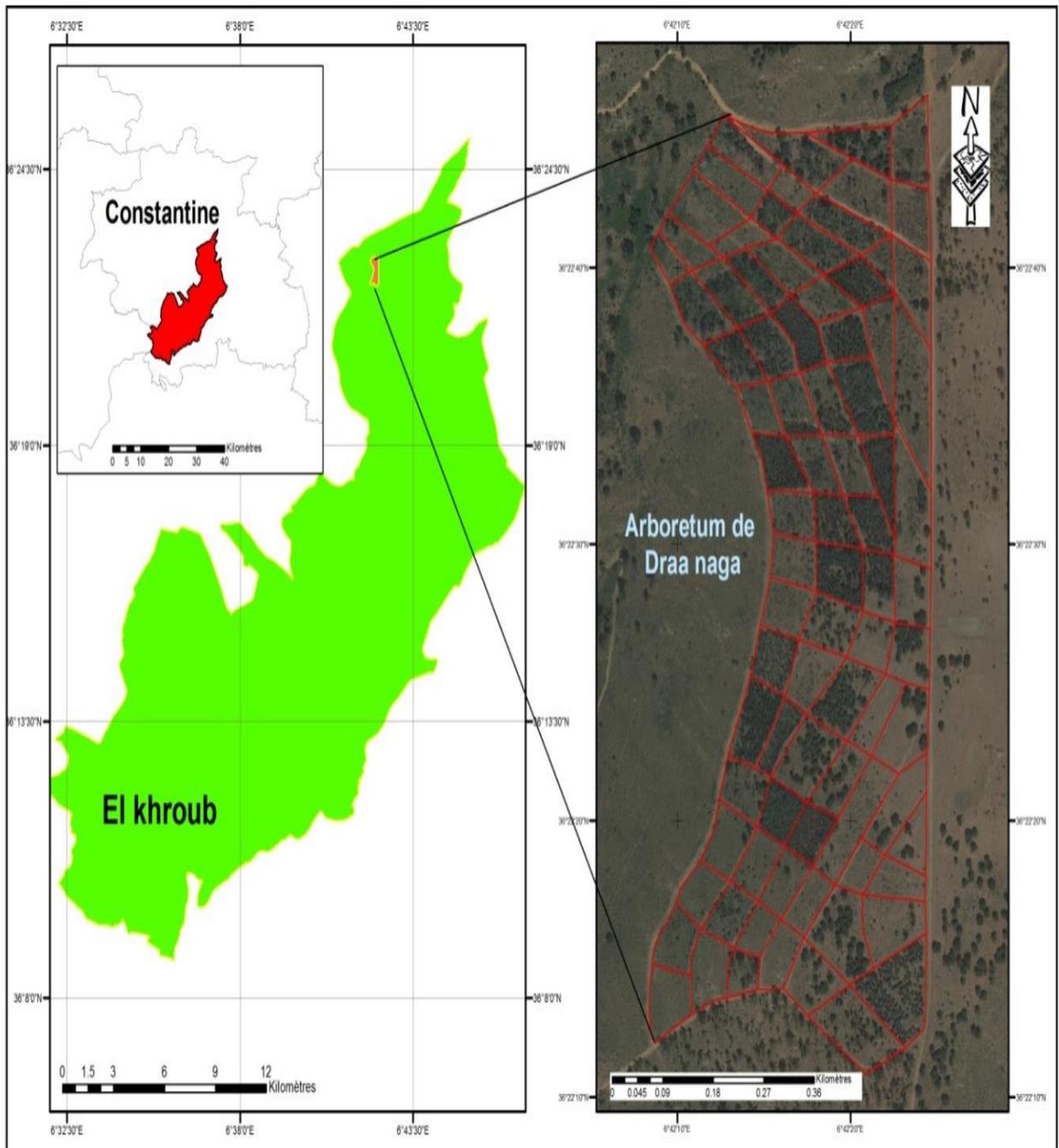


Figure 16. Situation géographique de l'arboretum de Draa Naga.

II.2.2. Caractéristiques écologiques de la zone d'étude

Les caractéristiques écologiques de l'arboretum de Draa Naga sont résumées dans le tableau 9.

Tableau 9. Caractéristiques écologiques de l'arboretum de Draa Naga (Alatou, 2015).

Situation géographique	Relief et hydrographie	Climat	Sol
<p>- Longitude X₁ : 6° 42' 5" X₂ : 6° 42' 30" - Latitude Y₁ : 36° 20' 45" Y₂ : 36° 22' 15" - Altitude : 950 m</p>	<p>- Le relief se caractérise par une faible pente (3 à 12%). - Le réseau hydrographique est constitué par quelques ravins encaissés à d'écoulement temporaire.</p>	<p>- Etages bioclimatiques : semi-aride et subhumide. - Climat : été chaud et sec, et un hiver froid et humide.</p>	<p>Le type du sol de la station forestière de Draa Naga est silico-argileux.</p>

II.2.2.1. Précipitations

La distribution des précipitations dans la forêt de Djebel Ouahch est irrégulière comme le montre le tableau 10: le maximum de pluie est atteint au mois de décembre et janvier, tandis que les mois de juillet et août ne reçoivent que de faibles quantités.

Tableau 10. Variabilité des précipitations mensuelles de la forêt de Djebel Ouahch (1996- 2015).

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec
P	76.5	74.5	67.2	61.2	49.4	19.1	05.3	23.9	47.1	41.8	67.0	81.5

II.2.2.2. Température

Du tableau 11, on remarque que la température moyenne annuelle dans la station de Djebel Ouahch est de 13.75°C. Le maximum des températures minimales est observé au mois d'août (16.4°C) alors que les valeurs les plus faibles sont enregistrées pendant le mois de février (0.1°C). L'étude des moyennes des maxima montre que les plus basses d'entre elles sont de l'ordre de (9.48°C) en janvier et février tandis que les valeurs les plus élevées sont observées au mois de juillet enregistrant 32.08°C.

Tableau 11. Les gradients mensuels des minima, des maxima et des moyennes mensuelles de la forêt de Djebel Ouahch (1996- 2015).

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec
T° max	9,48	9,48	13,48	17,58	22,48	28,28	32,08	31,78	26,38	22,08	14,58	10,28
T° min	0,3	0,1	2,7	5,1	8,4	12,9	16,3	16,4	13,7	10,2	4,9	1
T° moy	4,89	4,79	8,09	11,34	15,44	20,59	24,19	24,09	20,04	16,14	9,74	5,64

II.2.2.3. Diagramme ombrothermique

Le diagramme ombrothermique de Gausson de la station forestière de Djebel Ouahch fait apparaître deux périodes bien délimitées :

- ❖ Une période sèche, qui s'étale du mois du Mai jusqu'au début du mois d'octobre ;
- ❖ Une période humide qui s'étale sur le reste de l'année (Figure 17).

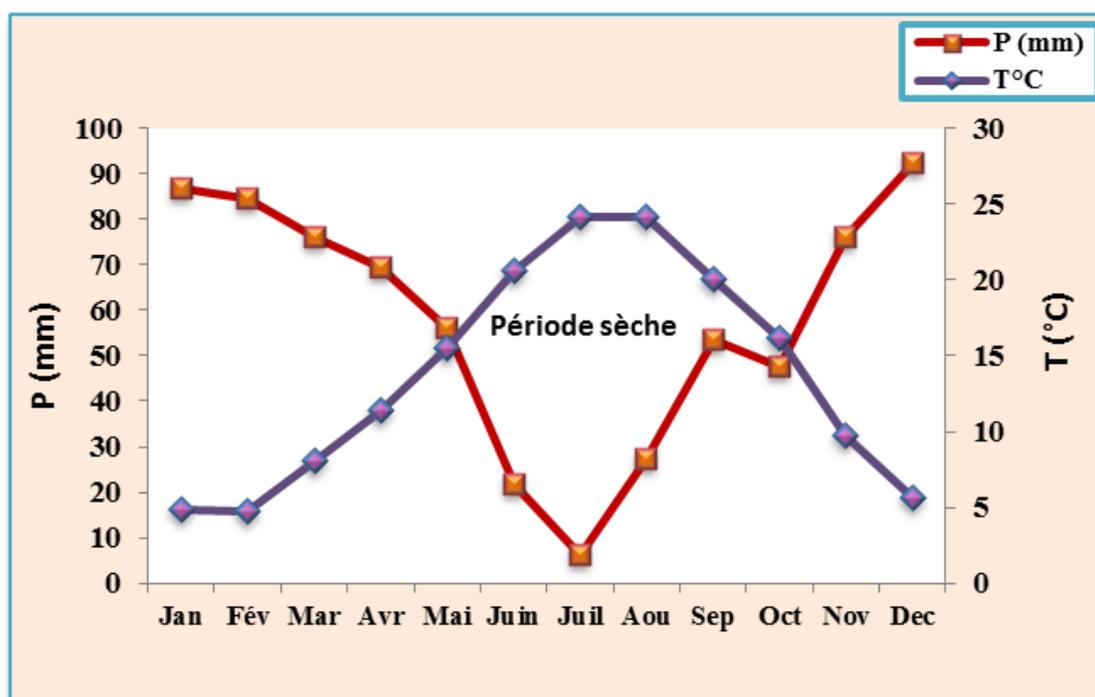


Figure 17. Diagramme ombrothermique de la forêt de Djebel Ouahch.

II.3. Prélèvement et traitement des échantillons

II.3.1. Méthode d'échantillonnage

Le plan d'échantillonnage adopté pour cette étude est de type aléatoire. Les prélèvements ont été effectués le long de la RN 03 reliant le centre-ville de Constantine à la commune de Hamma Bouziane. Pour une meilleure appréciation des relations sol-plante, nous avons adopté la démarche ponctuelle proposée par de nombreux auteurs, tels que Lee (1985) et Blakemore (2008). Cette démarche permet de conserver les liens qui existent entre les deux types de prise (sol et végétal) dans le même point de prélèvement. Elle consiste donc à prélever le sol et le végétal dans un seul point dans le but de conserver l'information des deux compartiments échangeant les ETM.

Les prélèvements ont été réalisés durant la période de février à mai 2016 et ont porté sur un ensemble de 50 points répartis de part et d'autre le long de la route nationale N°03 à une distance allant de 4 à 100 m à proximité de la route.

II.3.2. Prélèvement des sols

Dans chaque point, trois prélèvements différents ont été réalisés à l'aide d'une tarière en acier sur deux profondeurs (0-20 cm) et (20-40 cm). Un mélange des trois prélèvements (environ 1 kg) a été effectué afin d'obtenir un échantillon moyen représentatif de chaque point de prélèvement. Les sols sont mis dans des sachets en plastiques, étiquetés (date, lieu, profondeur) et transportés au laboratoire pour analyse. Le schéma suivant résume la méthode d'échantillonnage adoptée (Figure 18).

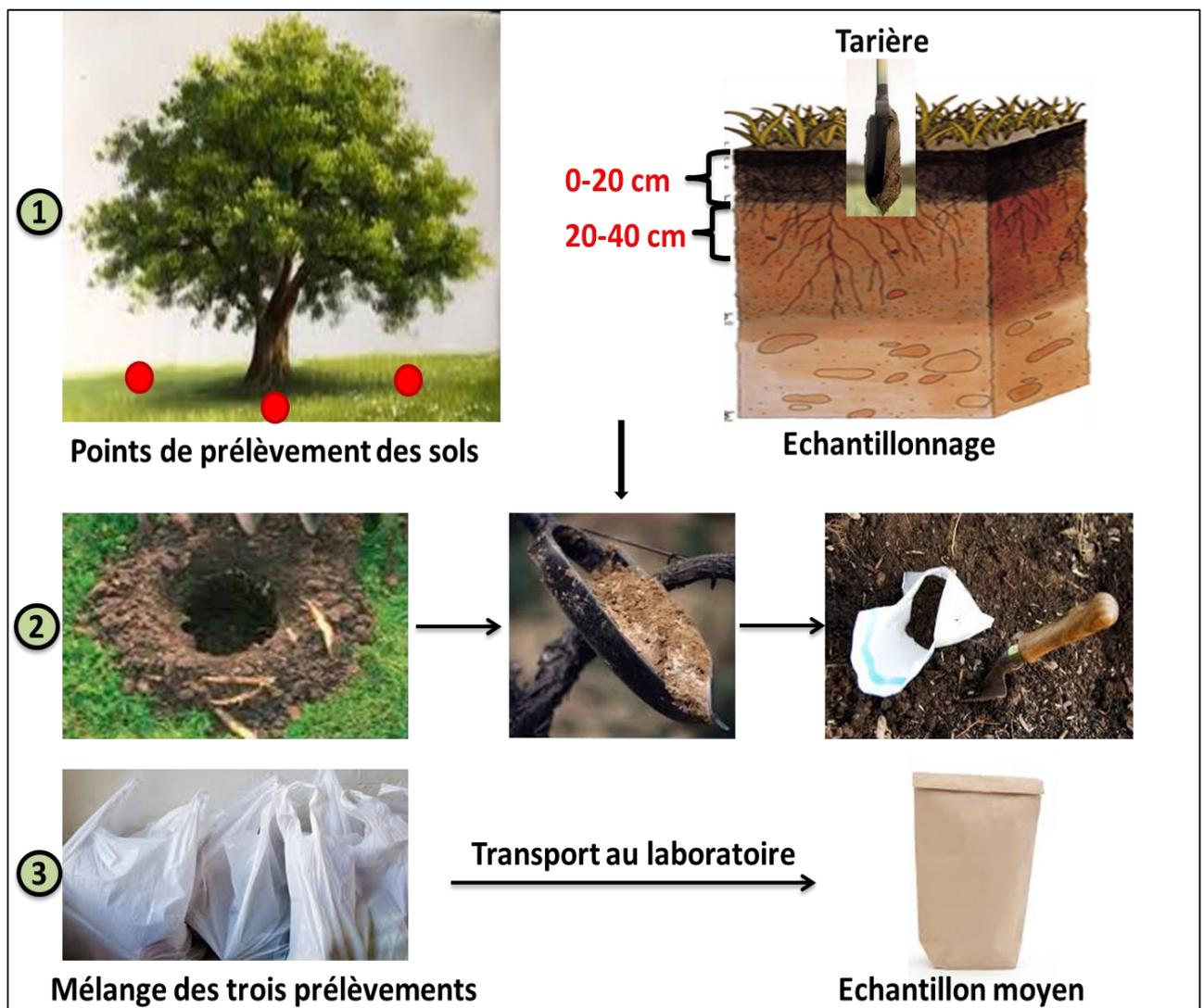


Figure 18. Méthode de prélèvement des sols.

II.3.3. Prélèvement de la végétation

Pour les échantillons de végétation (feuilles et écorce), un échantillon moyen a été prélevé au niveau de chaque pied d'arbre de façon à couvrir l'ensemble de la couronne et du fût aux mêmes points de prélèvement des sols. Les feuilles saines et adultes des arbres ont été collectées. Nous avons opté pour des feuilles adultes (feuilles de l'année) afin de déterminer une éventuelle pollution ancienne. Pour chaque espèce, l'échantillonnage a été effectué sur une hauteur de 1-3 mètres du sol pour éviter les contaminations dues aux projections venant du sol et à une distance allant de 4 à 100 m à proximité de la route. L'échantillonnage de chaque espèce a été effectué sur un ensemble de 5 pieds.

Les feuilles sont conservés dans du papier aluminium et mis dans des sacs en papier kraft, transportés au laboratoire et conservés à 4°C dans un réfrigérateur jusqu'à analyse. Les écorces sont à leur tour mises dans des sacs en papier Kraft et transportés au laboratoire en attendant leur traitement (Figure 19).

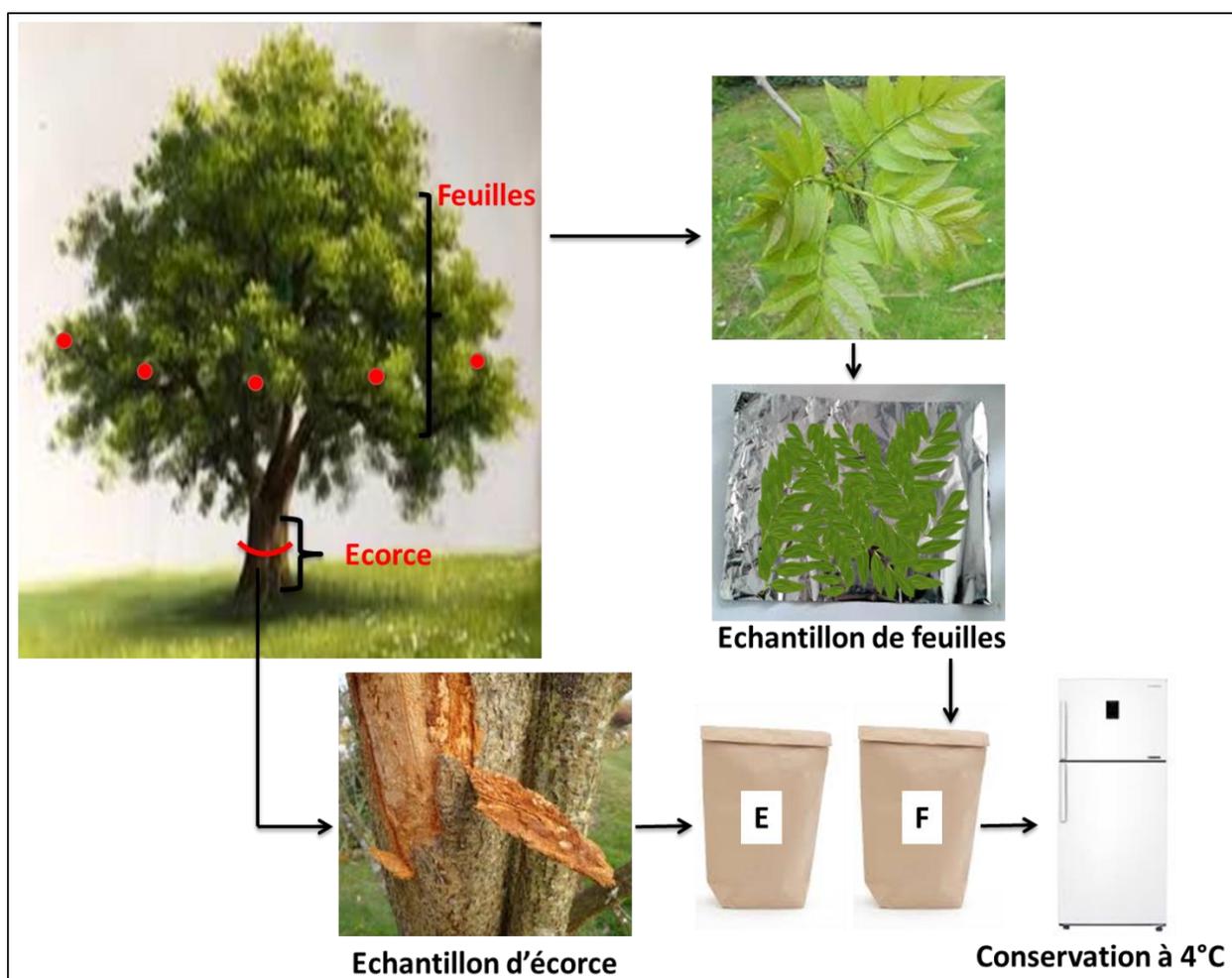


Figure 19. Méthode de prélèvement du matériel végétal.

Les espèces proviennent d'un reboisement âgé de 44 ans issu de graines récoltées en Algérie. Au total, douze espèces ont été retenues lors de cette étude : *Eucalyptus globulus* Labill. (Gommier bleu), *Eucalyptus cladocalyx* F. Muell. (Gommier à sucre), *Eucalyptus gomphocephala* DC., *Nerium oleander* L. (Laurier rose), *Fraxinus excelsior* L. (Frêne commun), *Olea europaea* L. (Olivier), *Acacia cyanophylla* Lindl. (Acacia bleu), *Acacia horrida* (L.) Willd. (Gommier du Cap), *Tamarix gallica* L. (Tamaris commun), *Pinus halepensis* Mill. (Pin d'Alep), *Cupressus sempervirens* var. *fastigiata*, *Cupressus sempervirens* var. *horizontalis* (Cyprès toujours vert).

Le choix de ces espèces peut être justifié par la simple présence et abondance de ces dernières *in situ*. Les espèces retenues présentent les caractéristiques décrites dans tableau 12. La nomenclature et la description des diverses espèces est présentée selon Tela Botanica (APG III, 2014 ; 2016 et 2018).

Tableau 12. Nomenclature et description des diverses espèces prélevées.

Gommier bleu	
<p><u>Classification :</u></p> <p>Cladus: Plantae</p> <p>Cladus : Angiospermes</p> <p>Ordre : Myrtales</p> <p>Famille : Myrtaceae</p> <p>Genre : Eucalyptus</p> <p>Nom latin : <i>Eucalyptus globulus</i> Labill</p>	
<p>Description : Cet arbre peut atteindre 30 à 40 mètres de hauteur. L'écorce du gommier bleu pèle en larges bandes. Les feuilles des arbres juvéniles apparaissent par paires sur des tiges carrées. Elles mesurent de 6 à 15 cm de long et sont couvertes d'une pruine cireuse bleu-gris, qui est à l'origine du nom de « gommier bleu ». Les feuilles des arbres matures sont alternes, étroites, en forme de faux et d'un vert foncé luisant. Elles poussent sur des tiges cylindriques et mesurent de 15 à 35 cm de long. Les boutons floraux en forme de toupie sont côtelés et recouverts d'un opercule aplati portant un bouton central. Les fleurs</p>	

couleur crème sont solitaires à l'aisselle des feuilles et produisent un abondant nectar que les abeilles transforment en un miel à saveur prononcée. Les fruits ligneux mesurent de 1,5 à 2,5 cm de diamètre ont une capsule très dure. De nombreuses petites graines s'échappent par des valves qui s'ouvrent sur le dessus du fruit.

Gommier à sucre

Classification :

Sous- genre : Plantae
Cladus : Angiospermes
Classe : Magnoliopsida
Famille : Myrtaceae
Genre : Eucalyptus
Nom latin : *Eucalyptus cladocalyx* F. Muell.



Description : L'arbre se distingue par son écorce colorée, tachetée de jaune à orange, ses feuilles fortement décolorées et ses inflorescences groupées sur des rameaux sans feuilles à l'intérieur de la couronne. La vieille écorce est lisse et grise. Les fleurs sont blanc crème en été. Les capsules sont en forme de baril à urne.

Les gommiers à sucre peuvent atteindre une hauteur de 35 mètres avec un tronc droit et des branches abruptes se produisant à mi-hauteur. Chaque branche principale se termine par sa propre petite canopée. Celles-ci sont couramment cultivées comme brise-vent de ferme et comme bois d'œuvre.

Eucalyptus gomphocephala

Classification :

Sous-genre : Plantae
Cladus : Angiospermes
Classe : Magnoliopsida
Famille : Myrtaceae
Genre : Eucalyptus
Nom latin : *Eucalyptus gomphocephala* DC.



Description : L'*Eucalyptus gomphocephala* est une plante à feuilles persistantes. Son écorce est crapulée et grise. Elle présente des feuilles simples et alternes. Elles sont

lancéolées et pétiolées avec un bord entier. D'un gris-vert, mesurant 12 centimètres de long pour 2 cm de large. Ces arbres peuvent atteindre une hauteur de 10 à 40 mètres. La floraison de *Eucalyptus gomphocephala* a lieu de janvier à avril. Les plantes présentent des fleurs de couleur blanche qui s'organisent en ombelle. Les arbres produisent des capsules de déhiscence poricide.

Laurier rose

Classification :

- Cladus :** Plantae
- Cladus :** Angiospermes
- Ordre :** Gentianales
- Famille :** Apocynaceae
- Genre :** Nerium
- Nom latin :** *Nerium oleander* L.



Description : Le laurier-rose est un arbuste d'environ 2 m de hauteur mais il peut mesurer plus de 4 m de haut si on le forme en arbre. Ses fleurs sont blanches, jaunes, orangées, rouges ou de diverses nuances de rose. Le tronc à l'écorce grise porte des branches avec des feuilles vert foncé allongées et persistantes. Les fleurs simples, doubles ou triples s'épanouissent en été, de juin à octobre. C'est un arbre ornemental très répandu dans le pourtour méditerranéen, pratique car résistant à la sécheresse et à la taille, il forme haies et taillis dans les jardins des particuliers, dans les parcs ou à proximité des édifices publics.

Frêne commun

Classification :

- Cladus :** Plantae
- Cladus :** Angiospermes
- Ordre :** Lamiales
- Famille :** Oleaceae
- Genre :** Fraxinus
- Nom latin :** *Fraxinus excelsior* L.



Description : Le frêne commun est un grand arbre, pouvant atteindre les 40m. son port est érigé à cime arrondie, clairsemée. L'écorce rugueuse, gris verdâtre ou jaunâtre, en

vieillissant se gerçure longitudinalement ou verticalement et vire au gris brun. Les rameaux sont glabres gris clair ou gris olivâtre. Son feuillage est caduc, d'apparition tardive, vert foncé, vire au jaune à l'automne. Les Feuilles sont opposées (20 -30 cm), imparipennées, composées de 9 à 15 folioles (6 - 12 cm) lancéolées, dentelées. Sa floraison est au printemps avant le feuillage (avril-mai) sur le bois de l'année en panicules latérales, dressés, apétales, juste des anthères. Les fleurs sont unisexuées ou hermaphrodites. La pollinisation se fait par le vent.

Olivier

Classification :

- Cladus :** Plantae
- Cladus :** Angiospermes
- Ordre :** Lamiales
- Famille :** Oleaceae
- Genre :** Olea
- Nom latin :** *Olea europaea* L.



Description : C'est un arbre fruitier pouvant être centenaire à l'enracinement très ramifié, au tronc tortueux, à l'écorce grise et lisse se fissurant avec l'âge, il émet des souchets (rejets basaux). Son port est érigé, cime arrondie qui en vieillissant prend une forme étalée. Le feuillage est persistant, coriace, glauque, vert grisâtre sur le dessus au revers pubescent d'un gris-argenté. Les petites feuilles sont simples, opposées, ovales-lancéolées à nervure saillante et courtement pétiolées. La floraison est très courte (une semaine) à la fin du printemps (mai-juin), parfumée, nectarifère. La pollinisation est effectuée par le vent (anémophile). Les fruits sont des drupes charnues oléagineuses ovoïdes d'un vert plus ou moins prumineux virant durant l'hiver au noir violacé avec un noyau dur fusiforme contenant une graine.

Acacia bleu

Classification :

- Cladus :** Plantae
- Cladus :** Angiospermes
- Ordre :** Fabales
- Famille :** Fabaceae
- Genre :** Acacia
- Nom latin:** *Acacia cyanophylla* Lindl.



Description : C'est un arbuste à croissance rapide, atteignant 6 m de haut. Il s'agit d'un arbrisseau à croissance rapide, Les feuilles polymorphes sont de couleur bleue glauque. Son écorce est lisse d'une couleur grise. Les fleurs, jaune d'or, sont groupées en tête globuleuse d'environ 1 cm de diamètre. Cette espèce conserve ses feuilles durant une année et demie. Cette espèce s'adapte à la majorité des sols, mais elle préfère les sols sableux. Elle supporte le calcaire et une légère salure. C'est une espèce qui participe à l'amélioration du sol où elle est plantée, pour sa faculté de fixer l'azote atmosphérique.

Gommier du Cap

Classification :

Sous- genre : Plantae
Classe : Magnoliopsida
Famille : Fabaceae
Genre : Acacia
Nom latin: *Acacia horrida* (L.) Willd.



Description : C'est un arbuste ou arbre atteignant 4 à 6 m de haut quand son développement est laissé libre. Le port dépend des conditions de vie et d'exploitation par l'homme de ce végétal. Il est très communément doté d'épines stipulaires de 9.5 cm de longueur sur les tiges et les rameaux. Les feuilles sont bipennées, de couleur vert pâle, glauques, composées, alternes, avec de nombreux folioles. Son écorce est grise avec des fissures. Les glomérules de fleurs jaunes groupées en courtes grappes donnent ensuite des gousses aplaties et oblongues, contenant des graines de couleur noire.

Tamaris commun

Classification :

Cladus : Plantae
Cladus : Angiospermes
Ordre : Caryophyllales
Famille : Tamaricaceae
Genre : Tamarix
Nom latin : *Tamarix gallica* L.



Description : C'est un arbuste ou arbre, fortement rameux. Il mesure de 1 à 8 m de haut. Son écorce est d'un brun foncé ou pourpre foncé. Son port est étalé, les rameaux grêles, effilés et rougeâtres. Ses feuilles sont caduques, squamiformes, ovales-lancéolées, longues de 1-3 mm, pointues, imbriquées, vertes ou parfois gris-vert. Ses fleurs sont petites (2-3 mm de diamètre) mellifère, réunies en grappes serrées formant de grandes panicules terminales, 5 sépales verts, corolle formée de 5 pétales roses ou plus rarement blancs, longs de 1,5 à 2mm, 5 étamines saillantes à anthères apiculées. Ses fruits sont sous forme de capsule trigone, progressivement rétrécie de la base au sommet. Les graines sont munies d'une touffe de poils.

Pin d'Alep

Classification :

Cladus : Plantae
Cladus : Gymnospermes
Ordre : Pinales
Famille : Pinaceae
Genre : Pinus
Nom latin : *Pinus halepensis* Mill.



Description : C'est un arbre conifère monoïque, xérophile au tronc large bien souvent noueux et tordu, à l'écorce lisse d'un gris cendré qui en vieillissant se fissure et s'écaille virant à l'ocre rouge. Son port est conique chez les jeunes sujets puis arrondi à l'aspect assez clairsemé car les faisceaux sont situés à l'extrémité des rameaux. Le feuillage est persistant, aromatique d'un vert vif. Les feuilles sont longues (5-10cm) fines et molles aiguilles pointues, réunies en faisceaux de deux. La floraison se fait au printemps (avril-mai), les cônes mâles sont jaunes teintés de rouge gorgés de pollen, oblongs, peu serrés ; les fleurs femelles sont pédonculées rose-violacé. Les fruits sont formés tous les deux ans, longs cônes coniques-ovoïdes de 6 à 12cm de couleur ocre clair cendré, contenant des graines ailées comestibles.

Cyprès toujours vert

Classification :

Cladus : Plantae
Cladus : Gymnospermes
Ordre : Pinales
Famille : Cupressaceae
Genre : Cupressus
Variété : Fastigiata



Nom latin : *Cupressus sempervirens* var. *fastigiata*.

Description : C'est un arbre conifère à grande longévité, monoïque et thermophile, au tronc rectiligne à l'écorce grise brunâtre fibreuse et striée verticalement, les rameaux écaillés sont bruns. Son port est élancé, conique, en étroite colonne compact et dense. Le feuillage est persistant, aromatique, vert foncé. Sur de courtes ramures, petites feuilles glanduleuses (glandes résinifères), squamiformes, imbriquées sur au moins 4 rangs à la pointe émoussée. Les chatons mâles oblongs sont de couleur ocre jaune à brun clair chargés en pollen pouvant être allergisant (en février-mars), les femelles globuleuses vertes réunis en bouquet à l'extrémité des jeunes pousses. Fruits sont des strobiles globulaires, vertes (3,5 à 4cm) et brillantes légèrement mucronées à 6-14 écailles ligneuses polygonales d'un brun clair à brun foncé à maturité (tous les deux ans), contenant de nombreuses petites graines ailées.

Cyprès toujours vert

Classification :

Cladus : Plantae
Cladus : Gymnospermes
Ordre : Pinales
Famille : Cupressaceae
Genre : Cupressus
Variété : Horizontalis



Nom latin : *Cupressus sempervirens* var. *horizontalis*.

Description : Le *Cupressus sempervirens* var. *Horizontalis* est un conifère de Provence étalé, idéal pour haies brise vent épaisses et dense. Il est couramment utilisé pour faire des haies taillées. En effet, il est plus ventru et moins élancé que son cousin le *Cupressus sempervirens fastigiata*. Ce cyprès s'adapte parfaitement aux terrains secs et calcaires. C'est une variété au port plus étalé et donc plus adaptée à la réalisation de haies, il peut atteindre une hauteur de 8 mètres en haie libre. Le *Cupressus sempervirens horizontalis* supporte très bien la taille. Ces branches sont étalées, son écorce est d'une couleur gris-rouge, les feuilles vertes sont en écailles. Les fruits sont des cônes de 3-5 cm.

II.4. Caractérisation physicochimique des sols

La préparation des sols à l'analyse physicochimique nécessite un prétraitement. Ainsi, une fois ramenés au laboratoire, les grosses mottes de sol sont brisées manuellement, les débris végétaux et les petites pierres sont retirés. Les sols sont mis à sécher à l'air ambiant à l'abri de la poussière. Après séchage les agrégats sont réduits à l'aide d'un mortier en porcelaine. Les sols sont tamisés à travers un tamis à mailles de 2 mm afin d'éliminer les gros éléments et les débris végétaux et obtenir ainsi une fraction homogène et fine pour les différentes analyses. Au final, les sols ont été conservés dans des sacs en papier Kraft à température ambiante jusqu'à analyse.

Dans le cadre de cette étude, les analyses physicochimiques les plus courantes ont été réalisées selon des protocoles normalisés. Les différents paramètres pris en considération dans cette étude sont décrits ci-dessous.

II.4.1. Le pH

La détermination du pH des sols a été effectuée selon la norme NFX31-103 (AFNOR, 1998). Cette méthode consiste en la mise en suspension de l'échantillon de sol (10g) dans l'eau distillée selon un rapport pondéro volumique de 1/2,5. Le pH est mesuré à l'aide d'un pH-mètre et exprimé en unité pH.

II.4.2. Le calcaire total (CT)

La quantification des taux en calcaire total a été réalisée selon la méthode du calcimètre de Bernard (ISO10693, 1995). La teneur en calcaire total est exprimée en pourcentage.

II.4.3. La conductivité électrique (CE)

La CE a été déterminée selon la méthode (ISO11265, 1994). Elle permet d'estimer le taux de salinité d'une solution. La CE a été mesurée dans une solution sol/eau (rapport pondéro-volumique : 1/5) à l'aide d'un conductimètre en plongeant l'électrode dans le surnageant. Les résultats sont exprimés en $\mu\text{s}/\text{cm}$.

II.4.4. La Matière organique (MO)

La détermination de la matière organique a été effectuée selon la méthode de Walkley et Black (Duchaufour, 1991). Cette méthode consiste en une oxydation du carbone par le bichromate de potassium en milieu fortement acide (H_2SO_4). Le taux de MO est obtenu en multipliant le taux du carbone organique par le coefficient 1,724. Les résultats sont exprimés en % de carbone organique.

II.4.5. L'Azote total (N)

La détermination de l'azote total a été effectuée selon la méthode Kjeldahl selon la norme (ISO11261, 1995). L'azote du sol est minéralisé sous forme de NH_4^+ en utilisant de l'acide sulfurique concentré (H_2SO_4). Le NH_4^+ est transformé en NH_3 en présence de soude (NaOH) en excès. Le NH_3 est ensuite déplacé par distillation et piégé dans une solution d'acide borique (H_3BO_3) où il est titré à l'aide de H_2SO_4 1N, en présence d'un indicateur coloré (vert de bromocrésol et rouge de méthyle). Les résultats sont exprimés en %.

II.4.6. Rapport (C/N)

Le rapport C/N est calculé à partir des taux de carbone organique et d'azote, les valeurs du rapport C/N renseignent sur l'état biologique du sol, en évaluant l'évolution de la MO. En effet, lorsque la MO est décomposée, il y a perte de carbone sous forme de CO_2 et l'azote se combine à l'humus. Ainsi, le rapport C/N diminue. Par contre, si le rapport est trop élevé, il doit y avoir un ralentissement de la décomposition de la MO (Duchaufour, 1991).

II.4.7. Analyse granulométrique

La détermination de la texture des sols prélevés a été effectuée selon la norme NF P 94-057 (AFNOR, 1996). Le principe de la méthode consiste en une analyse granulométrique par tamisage humide suivie d'une analyse granulométrique par sédimentométrie.

❖ Analyse granulométrique par tamisage humide

Elle consiste à séparer les différentes fractions et à les évaluer en pourcentage pondéraux pour l'ensemble de l'échantillon. Chaque matériau est d'abord séché à l'air ambiant, puis étuvé à 105°C pendant 24 h. Par la suite, 500 g de matériau sont pesés, trempés dans l'eau pendant 24 h, puis passés à travers une colonne de tamis : 2, 1.25, 0.8, 0.5, 0.25 et 0.08 mm. Après plusieurs lavages, les tamis contenant les résidus sont séchés à l'étuve pendant 24 h à 105°C. Les différentes fractions sont déterminées par pesée. Enfin, la proportion de particules inférieures à 0.08 mm est retenue pour effectuer l'analyse granulométrique par sédimentométrie.

❖ Analyse granulométrique par sédimentométrie

Cette analyse permet de déterminer le pourcentage de particules argileuses dans un matériau. Dans l'étude des sols, on désigne par argile la fraction de matériau comprenant des éléments de diamètres inférieurs à 2 μ m, et séparés au cours de l'analyse mécanique. Pour cela, 40 g de matériau sec sont pesés et introduits dans une éprouvette A. Par la suite, 30 cm³ de solution d'hexamétaphosphate de sodium à 5% et 200 cm³ d'eau déminéralisée sont ajoutés, le tout est agité manuellement. Après un repos de 24 h, une deuxième agitation d'une durée de 10 mn est effectuée, et le volume de la solution de l'éprouvette A est complété à 1000 cm³ avec l'eau déminéralisée. De la même manière, on prépare une autre solution dans une éprouvette B contenant 30 cm³ de la solution d'hexamétaphosphate de sodium à 5%, complétée à 1000 cm³ avec l'eau déminéralisée. Les éprouvettes A et B sont placées dans un bain d'eau froide afin d'uniformiser la température. Le densimètre est d'abord introduit dans l'éprouvette B et on agite vigoureusement la solution de l'éprouvette A. Après avoir effectué la lecture de B, le densimètre est enlevé et introduit d'une manière délicate dans l'éprouvette A de façon à éviter la remise en suspension des différentes particules. La lecture est à nouveau effectuée et elle concerne le contenu de l'éprouvette A. A chaque lecture du densimètre, la température est notée dans le bain d'eau froide. Neuf lectures sont enregistrées aux temps suivants (0.5, 1, 2, 5, 10, 20, 40, 80 min et 24 h). Ces deux étapes complémentaires (tamisage et sédimentation) permettent de classer les particules en fonction de leur taille. Enfin, la projection des résultats obtenus sur le triangle textural américain permet la détermination de la texture globale des sols étudiés (Figure 20).

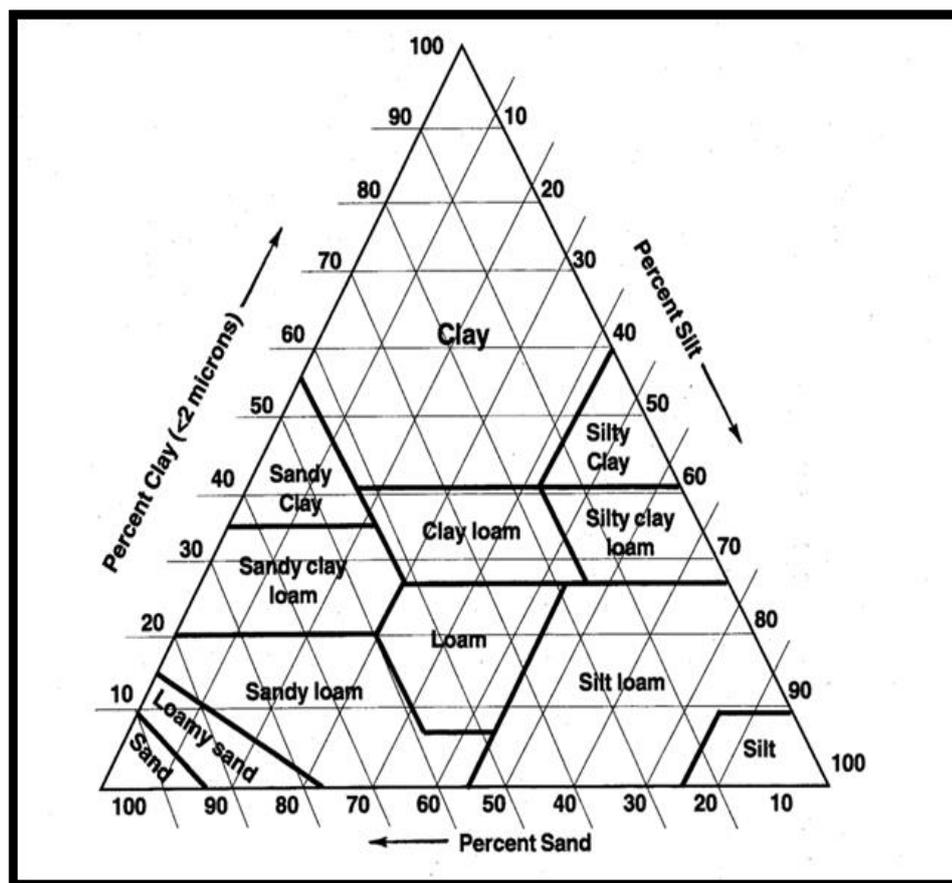


Figure 20. Triangle textural américain, système USDA (SSDS, 1993).

II.5. Détermination des teneurs en ETM dans les sols

II.5.1. Méthode d'extraction des ETM

Différentes techniques sont utilisées pour déterminer les teneurs des ETM. Ainsi, les extractions chimiques permettent de spécifier des fractions, en fonction du réactif utilisé et de la procédure d'extraction. En cas d'extraction séquentielles, cinq fractions sont généralement retenues: la fraction échangeable, la fraction liée aux carbonates, la fraction liée aux oxydes et hydroxydes de Fer, la fraction liée à la MO et la fraction résiduelle (Tessier et al. 1979; Sposito et al. 1982; Emmerich et al. 1982 ; Ure et al. 1995 ; Lebourg et al. 1998). Dans le cadre de cette étude, l'extraction séquentielle a été réalisée selon la méthode décrite par Tessier et al. (1979).

La prise d'essai est de 1g de sol sur laquelle l'extraction des ETM associés aux cinq fractions est réalisée par des attaques successives de réactifs chimiques appropriés et de

plus en plus agressifs. Le déroulement du processus d'extraction séquentielle se fait comme suit :

❖ Fraction échangeable

Cette fraction représente la fraction la plus disponible et la plus mobile. Elle regroupe les ETM adsorbés non spécifiquement sur les particules et facilement remobilisables par échange d'ions avec des cations tels que Ca^{2+} , Mg^{2+} ou NH_4^+ , le contre ion étant généralement Cl^- , CH_3COO^- et NO_3^- (Gleyzes et al. 2002).

Selon le protocole de Tessier et al. (1979), les réactifs utilisés pour déterminer la fraction échangeable sont les chlorures de magnésium ou de calcium (Tessier, 1979). Cependant Shuman (1985) a proposé de remplacer les chlorures par les nitrates qui n'ont pas de pouvoir complexant avec les ETM (Hlavackova, 2005).

Dans notre cas, nous avons utilisé une solution de chlorures de magnésium (1M) à pH 7. Ainsi 8 mL de la solution d'extraction sont ajoutés à 1g de sol, le mélange est agité pendant 1h à 20°C, centrifugé puis filtré.

❖ Fraction liée aux carbonates

Cette fraction est essentiellement composée de constituants carbonatés, elle est sensible à une faible diminution du pH. Le mécanisme utilisé pour évaluer la quantité des ETM associés à cette fraction est la dissolution du matériau solide par des acides faibles à un pH voisin de 5. Elle regroupe les ETM précipités ou coprecipités avec les carbonates naturels qui se dissolvent avec une diminution du pH (Tessier et al. 1979). Cette fraction est réalisée avec le résidu obtenu de la première fraction (fraction échangeable). L'utilisation d'acide faible est efficace pour dissoudre la calcite sans mobiliser les autres fractions métalliques. Les réactifs les plus largement utilisés sont l'acide acétique ou les acétates à un pH acide (pH = 5), car la solution acide permet de dissoudre les carbonates et le pouvoir complexant de l'acétate empêche la réadsorption ou la reprécipitation des ions libérés (Tessier et al. 1979).

Ainsi, au résidu issu de la fraction précédente, nous avons rajouté 8 mL d'une solution de NaOAc (1 M) à pH 5.0 (ajusté avec de l'acide acétique), le tout est agité pendant 5h à température ambiante, centrifugé, puis filtré.

❖ Fraction liée aux oxydes de fer et manganèse

Cette fraction représente la quantité du métal principalement liée aux oxydes de fer, d'aluminium et de manganèse, faiblement cristallisés ou amorphes. Le principe des

protocoles expérimentaux est la réduction des oxydes qui a pour but la libération des ETM liés. En pratique, tous les protocoles utilisent le réactif proposé par Tessier et al. (1979), le chlorhydrate d'hydroxyle amine dans l'acide acétique à pH = 2 à 96°C pendant 6h. Cette méthode ne fait pas de différence entre les trois oxydes (Hlavackova, 2005).

Pour l'extraction de cette fraction, 20 mL d'une solution de NH₂OH-HCl à 25% HOAc (v/v) sont ajoutés au résidu de la fraction précédente. Le tout est placé dans un bain marie à 96±3°C pendant 6h avec agitation manuelle occasionnelle, centrifugé puis filtré.

❖ **Fraction liée à la matière organique**

Les ETM extraits dans cette fraction sont liés à la matière organique. La liaison principale est la complexation. Cette fraction est obtenue par action d'eau oxygénée acidifiée sur l'échantillon, suivie d'une extraction à l'acétate d'ammonium pour maintenir en solution les ETM solubilisés.

Ainsi 3 ml de HNO₃ (0.02 M) et 5 ml de H₂O₂ à 30 % (ajusté à pH 2 avec HNO₃) sont ajoutés au résidu de la fraction précédente, le tout est placé dans un bain marie à 85°C pendant 2 h avec agitation manuelle occasionnelle. Ensuite, 3 ml de H₂O₂ à 30% (ajusté à pH 2 avec du H₂SO₄) sont à nouveau ajoutés au mélange. Le tout est placé une deuxième fois au bain marie à 65°C pendant 3 h. Après refroidissement, 5 ml de NH₄OAc (3.2 M) à 20 % HNO₃ (v/v) sont ajoutés au mélange, le tout est agité pendant 30 mn, centrifugé puis filtré.

Il est à noter qu'à la fin de l'extraction de chaque fraction, la récupération du surnageant du sol a été faite par centrifugation (15 min). Les surnageants sont par la suite acidifiés avec de 2 ml de HNO₃, filtrés et dilués avec de l'eau pure dans des fioles de 20 ml. Le tout est conservé dans des flacons en polyéthylène (préalablement nettoyés à l'acide nitrique 5%) à 4°C jusqu'à analyse.

Notons aussi que, le résidu obtenu à la fin de chaque fraction est rincé avec 20 ml d'eau pure et centrifugé pendant 15 min. Le surnageant est éliminé et le résidu de sol est alors prêt pour l'extraction des ETM liés à la fraction suivante.

❖ **Fraction résiduelle**

Cette fraction est essentiellement constituée de minéraux primaires et secondaires, ce sont des minéraux silicatés dont la structure cristalline peut contenir des ETM. Pour déterminer la quantité fixée dans cette fraction, la digestion par des acides forts est alors réalisée

(Tessier et al. 1979). Cette dernière fraction est réalisée avec le résidu de la prise d'essai de 1g de sol ayant subi le traitement des 4 premières fractions. L'extraction est réalisée en présence d'un mélange d'acides purs. La démarche est inspirée de la norme (ISO 11466, 1995). Le résidu issu des étapes précédentes est placé dans des bombes en téflon en présence de 7,5 ml d'acide chlorhydrique (37 %) et 2,5 ml d'acide nitrique concentré (65 %). Les ajouts d'acide sont réalisés sous hotte. Les bombes doivent être fermées hermétiquement et placées à l'intérieur de la cavité du four microondes type Berghof-Speedwave R-2 (Figure 21). La digestion a été effectuée en deux étapes selon un programme de température, puissance et temps bien définis (tableau 13). Après refroidissement, les liquides obtenus sont filtrés sur papier filtre sans cendres (Whatman, 540, Réf. 1540-090) dans des fioles jaugées de 20 ml et complétés avec de l'eau pure jusqu'au trait de jauge (Figure 21).

Tableau 13. Etapes de digestion au four micro-ondes.

Etape	Temps (Mn)	Température (°C)	Puissance (%)
1	20	100	80
2	20	175	20



Figure 21. Bombes en téflon, four microonde et processus de filtration des échantillons et conservation des échantillons.

II.5.2. Contrôle de la répétabilité et la reproductibilité de la méthode d'extraction des ETM dans le sol

Afin de vérifier la répétabilité, l'efficacité et la précision de la méthode d'extraction, des blancs et un échantillon de référence certifié ont été utilisés.

En ce qui concerne les blancs, ils ont été préparés dans les mêmes conditions que les échantillons de sols et ont subi les mêmes traitements afin de pouvoir détecter une éventuelle contamination dû au matériel ou aux réactifs.

L'échantillon de référence certifié utilisé est « BCR-CRM 141R ». Cet échantillon a subi aussi les mêmes traitements que ceux réalisés sur les échantillons de sols. Les résultats sont très satisfaisants ; en effet, les % de récupération sont relativement importants (tableau 14).

Tableau 14. Résultats d'analyse des ETM du sol référence (n = 6).

	Valeur certifiée ($\mu\text{g/g}$)	Valeur observée ($\mu\text{g/g}$)	Récupération (%)
Cd	14.0 \pm 0.4	14.18 \pm 0.03	101.29
Cu	46.9 \pm 1.8	47.6 \pm 0.69	101.49
Mn	653 \pm 16	665.87 \pm 1.40	101.97
Pb	51.3 \pm 2.0	52.55 \pm 0.94	102.44
Zn	270.0 \pm 8	269.94 \pm 0.54	99.98

II.6. Détermination des marqueurs biochimiques chez les espèces ligneuses

Les végétaux sont exposés en continu à de multiples stress qui peuvent être soit d'origine biotique comme les infections par les virus, les bactéries et les champignons, soit abiotiques comme les variations extrêmes de température, de sécheresse et d'inondations. Outre ces stress d'origine naturelle, les plantes subissent d'innombrables agressions d'origine anthropique provenant en partie de la pollution de l'atmosphère (Elloumi et al. 2003). Dans notre étude, nous nous sommes intéressés principalement à trois marqueurs biochimiques révélateurs de stress : la chlorophylle, les sucres solubles et la proline.

II.6.1. La chlorophylle

La chlorophylle est extraite selon la méthode de Mac Kiney (1941) et Arnon (1949) qui consiste en une macération des feuilles dans un mélange d'acétone et d'éthanol (75% et

25%). La densité optique est mesurée au spectrophotomètre aux longueurs d'ondes 663 nm et 645 nm respectivement pour les chlorophylles (a) et (b).

Les résultats sont exprimés en mg/g MF. Les concentrations en chlorophylles (a) et (b) sont déterminées à l'aide des équations suivantes :

$$\text{❖ Chl. (a) mg/g MF} = [12.7\text{DO (663)} - 2.69\text{DO (645)}] 0.1$$

$$\text{❖ Chl. (b) mg/g MF} = [22.9\text{DO (645)} - 4.69\text{DO (663)}] 0.1$$

$$\text{❖ Chl. totale (mg/g)} = \text{Ch. (a)} + \text{Ch. (b)}$$

II.6.2. Les sucres solubles

Les sucres solubles totaux sont dosés par la méthode de Dubois et al. (1956). La présence des sucres solubles est observée par l'obtention d'une couleur jaune-orange après ajout du phénol et de l'acide sulfurique au mélange de l'éthanol à 80 % et d'eau distillée. Le calcul de la concentration se fait à partir d'une courbe d'étalonnage réalisée avec une série de quantités connues de glucose à partir d'une solution mère et des solutions filles (100 - 80- 60- 40- 20 ppm). La lecture de la densité optique est effectuée sur une longueur d'onde de 490 nm.

II.6.3. La proline

La méthode suivie pour le dosage de la proline est celle de Trolls et Lindsley (1955), simplifiée et mise au point par Rasio et al. (1987). Cette méthode est basée sur la formation d'un chromogène rose-rouge entre la proline et la ninhydrine en milieu acide et chaud et extrait par le toluène.

La lecture de la densité optique est effectuée sur une longueur d'onde de 528 nm. Le calcul de la concentration se fait à partir d'une courbe d'étalonnage réalisée à partir de quantités connues en proline dans une solution mère à 100 ppm et une série de solutions filles (80- 60- 40- 20 ppm) mélangés au mélange (acide acétique, eau distillée, acide ortho phosphorique et ninhydrine).

La mesure des différents marqueurs (chlorophylle, sucres solubles et proline) a été effectuée en utilisant un spectrophotomètre de type Perkin Elmer/UV/VIS Spectrometer Lambda 25 (Figure 22).



Figure 22. Spectrophotomètre utilisé pour la mesure des différents marqueurs biochimiques.

II.7. Détermination des teneurs en ETM dans les feuilles et écorces

II.7.1. Extraction des ETM au niveau des feuilles

L'extraction des ETM a été effectuée sur les feuilles lavées (FL) et non lavées (FNL) des 12 espèces étudiées selon la méthode décrite par Benton (2001) en utilisant 1 g de feuilles séchées à 85°C et broyées. La technique consiste en une calcination sèche dans un four à moufle à 450°C par paliers successifs pendant 16 heures (Figure 23), suivie d'une récupération des cendres blanches à l'eau régale diluée au 1/3 sur bain de sable. On procède par la suite à une filtration sur du papier filtre Watman 540 sans cendres, puis une dilution dans des fioles de 20 ml préalablement traitées à l'acide nitrique (5%).



Figure 23. Four à Moufle utilisé pour la calcination.

II.7.2. Extraction des ETM au niveau des écorces

L'extraction des ETM a été effectuée au niveau de l'écorce des 12 espèces étudiées selon la méthode décrite par Benton (2001). Nous avons poursuivi la même extraction que celle réalisée pour les feuilles, sauf qu'après calcination, nous n'avons pas obtenu de cendres blanches comme la méthode l'exige. Une deuxième technique est alors décrite par Benton (2001), qui consiste d'abord en l'ajout d'acide nitrique sur un bain de sable (figure 24), suivie d'une calcination sèche dans un four à moufle à 450°C par paliers successifs pendant 16 heures. Des cendres blanches ont ainsi été obtenues. Ces dernières ont été récupérées avec de l'eau régale diluée au 1/3 sur bain de sable. A près refroidissement le tout est filtré du papier filtre Watman 540 sans cendres, puis dilué dans des fioles de 20 ml en utilisant de l'eau pure.



Figure 24. Bain de sable utilisé pour l'extraction.

II.7.3. Contrôle de la répétabilité et la reproductibilité de la méthode d'extraction des ETM dans la végétation

Afin de vérifier la répétabilité et la reproductibilité de la méthode d'extraction des ETM pour le compartiment végétation, deux blancs et un échantillon de référence certifié ont été utilisés.

Les blancs ont été préparés dans les mêmes conditions que les échantillons de végétation et ont subi les mêmes traitements afin de pouvoir détecter une éventuelle contamination due au matériel et/ou réactifs.

L'échantillon de référence certifié BCR-62 d'*Olea europaea*, a subi aussi les mêmes traitements que ceux réalisés sur les échantillons de végétation. Le tableau 15 présente les

résultats obtenus lors du contrôle de la reproductibilité de la méthode d'extraction. Les résultats sont très satisfaisants ; en effet, les % de récupération sont importants.

Tableau 15. Résultats d'analyse des ETM de l'échantillon référence de la végétation (n = 6).

	Valeur certifiée ($\mu\text{g/g}$)	Valeur observée ($\mu\text{g/g}$)	Récupération (%)
Cd	0.10 ± 0.20	0.10 ± 0.01	100
Cu	46.6 ± 1.8	45.81 ± 0.32	98.30
Mn	57.0 ± 2.4	59.65 ± 1.78	104.65
Pb	25.0 ± 1.5	24.17 ± 1.17	96.68
Zn	16.0 ± 0.7	15.31 ± 0.34	95.69

Tous les échantillons sont conservés à 4°C dans des flacons en polyéthylène préalablement traités à l'acide nitrique (5%) jusqu'à analyse (Figure 25).



Figure 25. Conservation des extraits pour le dosage.

II.8. Dosage des ETM dans le sol, les feuilles et les écorces

Le dosage a concerné cinq ETM (Cd, Cu, Mn, Pb et Zn) dans les sols, les feuilles et les écorces des arbres.

- Le dosage dans les extraits de sol a été effectué par Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES) Perkin Elmer 8000 Optima (Figure 26).

- Le dosage dans les extraits de feuilles et d'écorces a été effectué par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique à Flamme de type PERKIN-ELMER. A Analyst 100 (Figure 27).

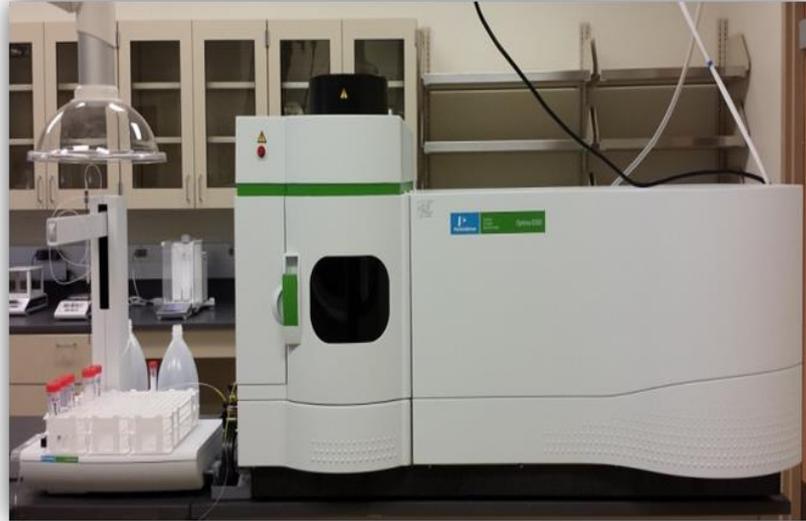


Figure 26. ICP-OES PERKIN-ELMER 8000 Optima utilisée pour le dosage des ETM de sol.



Figure 27. Spectrophotométrie d'Absorption Atomique à Flamme de type PERKIN-ELMER. A Analyst 100 utilisée pour le dosage des ETM de végétation.

II.9. Ecotoxicité du plomb chez les espèces ligneuses : test d'inhibition de la germination

Dans le cadre de cette étude, le test d'écotoxicité retenu est le test d'inhibition de la germination. Il a pour objectif de déterminer la capacité d'une substance soluble ou d'un échantillon de l'environnement liquide ou solide à inhiber la germination de semences dans des conditions expérimentales bien définies. La germination se définit comme "l'apparition, puis le développement à partir de l'embryon de la semence, des organes essentiels qui prouvent leur aptitude à produire une plante normale en pleine terre et dans des conditions normales".

En l'absence de norme spécifique aux tests de toxicité de substances chimiques sur les espèces ligneuses, Nous nous sommes inspirés de la norme (AFNOR X31-201, 1982) et des recommandations du Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAE, 2003) pour réaliser les tests prévus dans le cadre de cette étude.

Le test a été réalisé sur les graines de 4 espèces ligneuses (*Cupressus sempervirens*, *Eucalyptus cladocalyx* F. Muell., *Fraxinus excelsior* L., et *Pinus halepensis* Mill.). Le choix des espèces est justifié par la disponibilité des semences ; ces dernières ont été fournies par la conservation des forêts de la wilaya de Constantine. Au totale, 2000 graines ont été utilisées pour les tests.

Le toxique pris en considération est le plomb compte tenu de ses concentrations relativement importantes notamment en milieu routier (la pollution en domaine routier constitue le cœur de notre travail). Plusieurs concentrations en plomb ont été testées sous forme de nitrates de plomb.

Par ailleurs, deux tests ont été réalisés dans des boîtes de pétri, l'un sur papier filtre et l'autre sur de la tourbe

II.9.1. Stérilisation du matériel

Tout le matériel, la verrerie (pipettes, béchers, fioles, poires...) et l'eau pure, utilisés pour les tests ont été stérilisés dans un autoclave pendant 20 minutes à 120°C selon les prescriptions de la norme. Le papier filtre et les pinces sont stérilisés dans une étuve à 220°C.

La tourbe est mise dans des sacs spéciaux bien fermés dans un autoclave destructeur pendant 20 min. Après 24 heures, un deuxième passage dans l'autoclave est effectué pendant 20 min afin d'éliminer les spores (Krzyzanowski et Neumaier, 1995).

Une fois tout le matériel nécessaire au lancement du test stérilisé, il est mis immédiatement sous une hotte à flux laminaire afin d'éviter d'éventuelles contaminations (Figure 28).

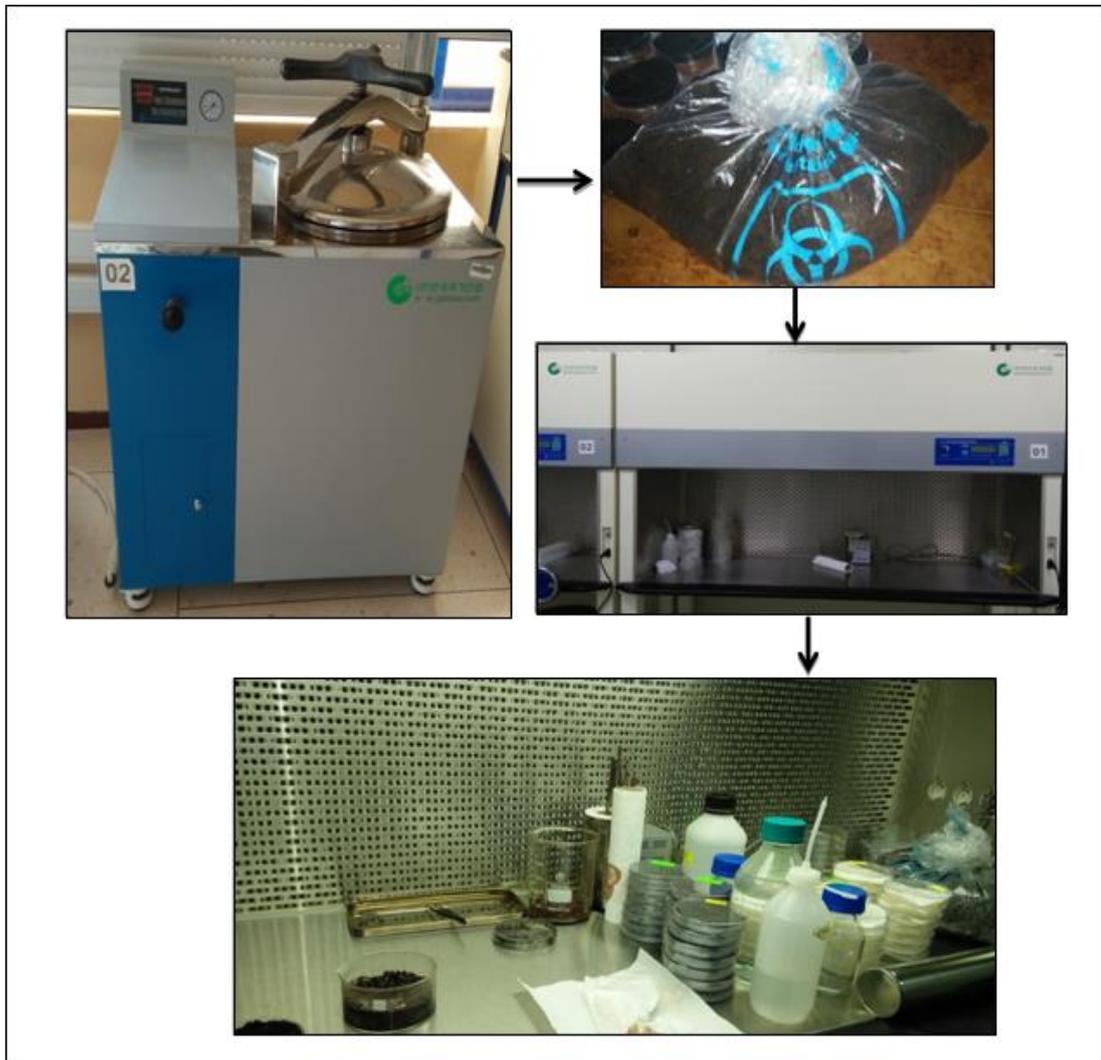


Figure 28. Préparation et stérilisation du matériel au test.

II.9.2. Stérilisation des graines

Les tests ont été effectués sur les graines des 4 espèces ligneuses précitées (figure 29). Préalablement aux essais, les graines doivent être stérilisées sous une hotte à flux laminaire. Compte tenu de la sensibilité des tests et du risque de contamination, la stérilisation des graines est une exigence fondamentale pour les tests d'écotoxicité sur végétaux supérieures en conditions contrôlées. Ainsi, et afin de s'assurer de l'efficacité de

la méthode de désinfection, plusieurs techniques ont été utilisées en testant différents désinfectants:

- ✚ Une solution de domestos-eau (50%) pendant 30 mn ;
- ✚ Une solution d'eau oxygénée (H₂O₂) à 30% pendant 20 minutes ;
- ✚ Une solution d'hypochlorite de sodium à 50% pendant 3 à 5 mn.

Pour le test final, nous avons retenu la solution d'eau oxygénée (H₂O₂) à 30% pendant 20 minutes car toutes les autres méthodes ont abouti au même résultat ; contamination des boîtes.

Après stérilisation, les graines sont lavées à l'eau distillée stérile 3 fois.



Cupressus sempervirens L.



Fraxinus excelsior L.



Pinus halepensis Mill.



Eucalyptus cladocalyx F. Muell

Figure 29. Les graines d'arbres utilisées pour le test.

II.9.3. Préparation des solutions

Les solutions sont préparées sous une hotte à flux laminaire. Une solution mère (1g/L) est préparée à partir des nitrates de plomb suivie d'une série de dilutions ; les concentrations testées sont : 10, 20, 40, 60, 80, et 100 µg/L (Figure 30). Etant donné que c'est un test

préliminaire, les concentrations ont été choisies en se basant sur des études similaires déjà réalisées sur d'autres espèces ligneuses, mais aussi en s'inspirant des recommandations des normes internationales relatives aux tests d'écotoxicité notamment la norme (AFNOR X31-201, 1982). En effet, lors des tests préliminaires, le meilleur moyen quant aux choix des concentrations serait d'utiliser une échelle logarithmique couvrant une large gamme de concentrations notamment celles permettant des effets d'environ 100% et 0%. Le plan expérimental retenu pour cet essai est illustré par la figure 31.

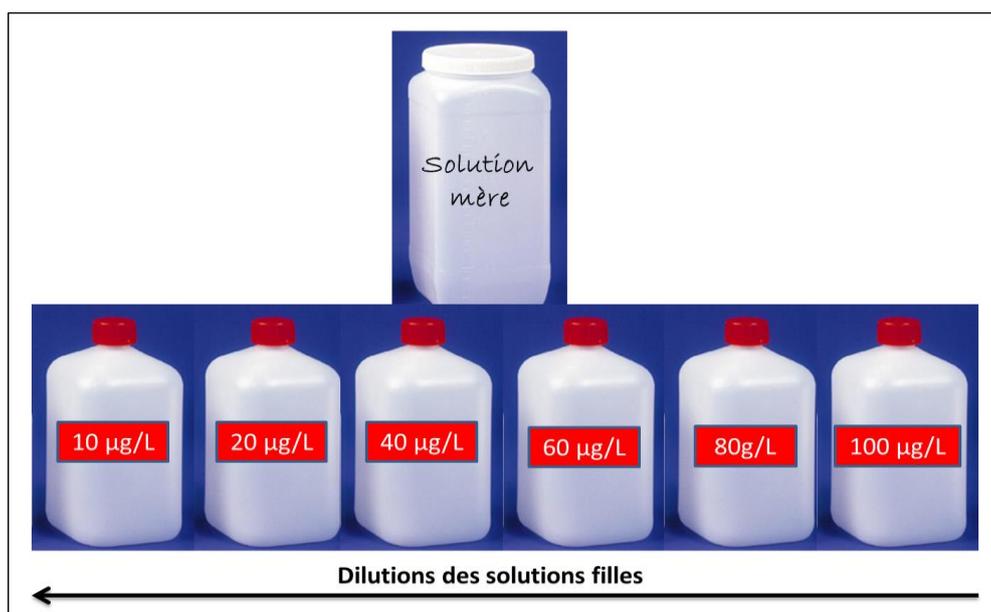


Figure 30. Préparation des solutions utilisées lors du test.

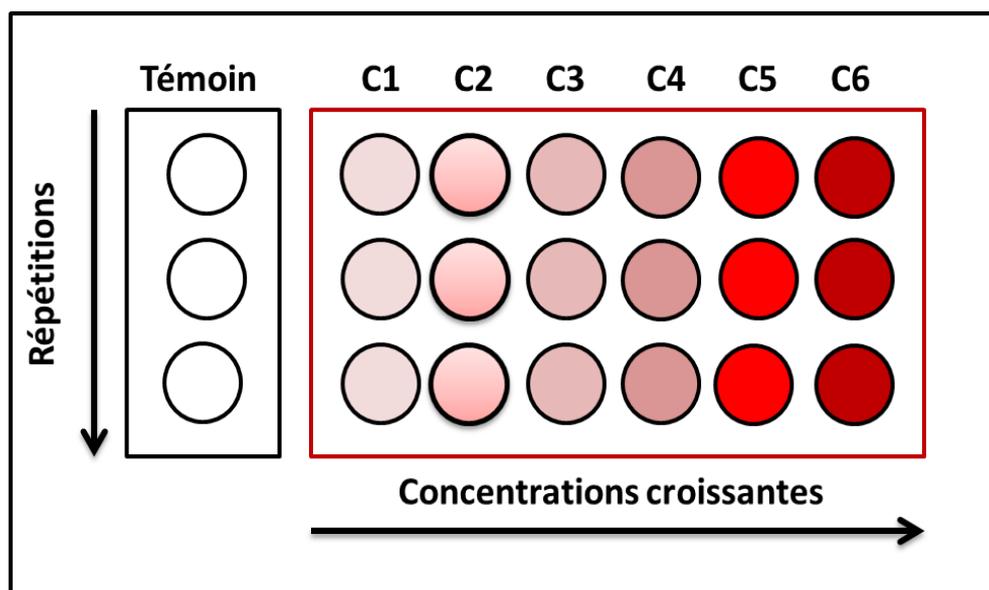


Figure 31. Plan expérimental du test de germination réalisé sur boîtes de pétri.

II.9.4. Déroulement du test

Il s'agit d'un test d'inhibition de la germination des semences mises en contact avec des substrats contaminés avec des concentrations croissantes en plomb.

Ainsi dans chaque boîte de pétri stérile, 10 graines de chaque espèce sont mises à germer sur 3 disques de papier filtre ou 50 g de tourbe humidifiée avec 10 ml d'eau pure stérilisée pour les témoins, ou 10 ml de la solution à tester pour les différentes concentrations (six concentrations ont été testées dans notre cas). Il est à noter que la surface de la tourbe doit être lisse afin de permettre un développement normal et une observation facile des graines germées à travers les boîtes. Chaque lot (couple espèce/concentration) est répété 3 fois. Les répétitions (30 graines) sont réparties dans 3 boîtes de germination différentes (Figure 32). Les boîtes sont par la suite scellées avec du film plastique et incubées dans une chambre de culture à 21°C avec un éclairage de 1000 Lux et une photopériode de 16/8 (16 heures de lumière et 8 heures d'obscurité) (Figure 33).

La durée d'incubation et donc de dénombrement des graines germées est fixée généralement à 7 jours, sous réserve que le témoin présente une germination correcte. Selon les recommandations de la norme AFNOR X31-201 (1982), cette durée peut être prolongée en fonction des espèces (faculté germinative) et surtout en fonction du taux de germination chez les témoins. Ainsi, Fatarna et al. (2017) ont retenu une durée de 14 jours pour *Atriplex halimus*, et Moussavou Moudouma et al. (2012) ont retenu 30 jours pour le Mélèze.

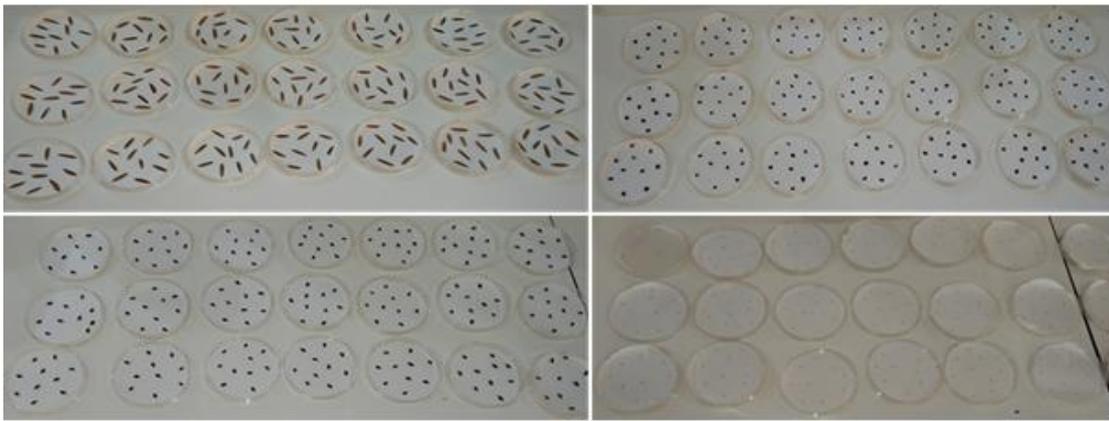
La durée retenue dans le cadre de cette étude est de 4 semaines. Ce choix est justifié principalement par les taux de germination obtenus chez les témoins.

Par rapport aux observations et mesures, le nombre de graines germées est enregistré chaque jour pendant toute la durée du test. De plus, tous les effets phytotoxiques observés (anormalités, déformations...) sont également notés.

II.9.5. Critères de validité du test

Les résultats du test d'écotoxicité sont considérés comme valables si :

- Le taux de germination chez les témoins est $\geq 90\%$ à la fin du test,
- La faculté germinative observée pour l'essai témoin est au moins égale à la valeur commerciale en vigueur pour l'espèce considérée à la fin du test,
- Absence de contamination (bactéries, champignons) pour l'ensemble des concentrations testées tout au long du test.



Test de germination sur papier filtre



Test de germination sur tourbe

Figure 32. Préparation des boîtes de pétri avec substrat et graines.



Figure 33. Mise en culture des boîtes et début du test.

II.10. Traitement des résultats et étude statistique

Le traitement des résultats de la caractérisation physico-chimique et des teneurs en ETM pseudo-totales et séquentielles dans les sols sont reproduits par leurs éléments statistiques pour l'ensemble de la zone d'étude, comme suit :

Dans un premier temps, les indicateurs statistiques suivants ont été déterminés :

- Le minimum (0 % des mesures sont inférieures à cette valeur),
- Le premier décile (10 % des mesures sont inférieures à cette valeur),
- Le premier quartile (25 % des mesures sont inférieures à cette valeur),
- La médiane (50 % des mesures sont inférieures à cette valeur),
- La moyenne,
- Le troisième quartile (75 % des mesures sont inférieures à cette valeur),
- Le neuvième décile (90 % des mesures sont inférieures à cette valeur),
- Le maximum (100 % des mesures sont inférieures à cette valeur).

Par ailleurs, pour l'interprétation des résultats, nous avons opté pour la médiane car c'est un indicateur statistique insensible à l'existence d'un certain nombre de valeurs anomaliques très élevées soit naturelles soit correspondant à des erreurs lors de la manipulation.

En ce qui concerne les résultats de végétation relatifs aux marqueurs biochimiques et teneurs en ETM dans les différents organes, nous avons calculé les paramètres statistiques suivants :

- Minimum,
- Moyenne,
- Écart type,
- Maximum.

De plus, différents graphiques (histogrammes) sont réalisés pour la représentation des résultats (sol et végétation) permettant de mieux visualiser les mesures effectuées et donc de les commenter aisément.

Dans le but de détecter les différences entre les différentes situations étudiées, l'analyse de la variance (*Anova*) à un facteur (effet station, effet espèce et effet organe) a été effectuée pour chaque paramètre étudié. Cette analyse permettra de mettre en évidence l'effet du trafic routier et des infrastructures routières, d'une part sur les propriétés physicochimiques, et les teneurs métalliques dans les sols, et d'autre part sur les marqueurs de stress et les teneurs métalliques chez les différentes espèces ligneuses. Si le résultat du

test est significatif, il existe une différence réelle, l'analyse est suivie d'un test posthoc, celui de Newman-Keuls (SNKt) (Zar, 1999), qui permet de réunir les moyennes en groupes homogènes. Aussi, afin de mieux déceler l'impact du trafic routier et des infrastructures routières sur les sols et les arbres, nous avons fait appel au test de *Student* pour la comparaison des moyennes des différents paramètres étudiés dans la zone urbaine et la zone témoin. Pour les différents tests, les seuils de signification utilisés sont :

- $p > 0,05$: non significatif,
- $p < 0,05$: significatif,
- $p < 0,01$: très significatif,
- $p < 0,001$: hautement significatif,

De plus, des corrélations ont été réalisées afin de tisser les liens qui peuvent exister entre les différents paramètres étudiés. Ces différentes analyses ont été, par la suite, complétées et confirmées par des analyses multi-variées (ACP). Ces méthodes semblent respecter le mieux la démarche écologique. L'Analyse en Composante Principale (ACP) est une technique mathématique qui permet de détecter les dépendances statistiques entre un grand nombre de variables quantitatives. Elle sert essentiellement à réduire un système complexe de corrélations en un plus petit nombre, c'est-à-dire de « résumer » les grandes masses de données sous la forme de vecteurs représentatifs (vecteurs propres) montrant la dispersion des individus que l'on peut lier aux influences susceptibles d'expliquer la variabilité du champ étudié. A chaque champ spatial, est associée une chronique temporelle (composante principale) qui reproduit le résumé des variables obtenues par combinaison linéaire et explique un certain pourcentage par rapport à la variance totale.

Pour l'ensemble des analyses statistiques effectuées, nous avons utilisé le logiciel Statistica 7.0.

En ce qui concerne le test d'écotoxicité réalisé (test de germination), le calcul de la CE50 est réalisé avec le programme Regtox 7.0.5 (macro pour Microsoft Excel macro mise à disposition par Éric Vindimian, INERIS, France. email : Eric.VINDIMIAN@wanadoo.fr). Cet outil de régression est basé sur le modèle de Hill (1910), initialement établi pour modéliser la liaison de l'oxygène sur l'hémoglobine, mais qui est aussi approprié pour d'autres mécanismes comme des réactions enzymatiques, des relations concentration-réponse en toxicologie et écotoxicologie (Vindimian, 2005). Ce modèle convient à un large nombre de cas où la mesure d'un effet biologique est exprimée en fonction d'une concentration. Deux paramètres, le nombre de Hill et la CE50 sont les caractéristiques de

la relation concentration-réponse. Les CE50 est calculée à partir d'au moins trois concentrations ou temps (Sahli, 2012).

Préalablement au calcul de la CE50, des courbes sont aussi réalisées. Ces dernières concernent la variation du pourcentage de germination et d'inhibition chez les espèces étudiées en fonction des concentrations croissantes des nitrates de plomb dans la solution d'arrosage.

Pour tracer les courbes dose-réponse, nous avons utilisé MLA Quest Graph™ EC50 Calculator." *AAT Bioquest, Inc* (<https://www.aatbio.com/tools/ec50-calculator>).

Chapitre III

Résultats ***Et*** ***Discussion***

***« La vérité scientifique sera toujours plus belle que les créations de notre imagination et
que les illusions de notre ignorance ».***

Claude Bernard

III.1. Caractérisation physico-chimique des sols

La caractérisation physicochimique des sols prélevés sur deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) en bordures de route dans la zone urbaine (ZU) et la zone témoin (ZT) a porté sur les paramètres suivants : Potentiel hydrique (pH), conductivité électrique (CE), calcaire total (CT), matière organique (MO), azote total (N), rapport (C/N) et granulométrie (argile-A, limon-L et sable-S). Les données statistiques des paramètres définissant la physico-chimie des sols sont récapitulées dans le tableau 16. Les indicateurs statistiques déterminés sont : le minimum, le premier décile, le premier quartile, la moyenne, la médiane, le troisième quartile, le neuvième décile, le maximum et l'écart-type.

III.1.1. Le potentiel hydrogène (pH)

L'examen du tableau 16 montre que les pH des sols varient entre les deux profils et les deux zones (ZU et ZT). Les conclusions relatives à la nature des sols d'un point de vue pH sont tirées à partir de la grille d'évaluation des valeurs du pH (tableau 17). En zone urbaine (ZU), pour le profil de surface (0-20 cm), nous avons enregistré un maximum de 9.18 et un minimum de 7.22. Les fluctuations d'un point à l'autre pour ce profil sont remarquables. La médiane est de 7.79. Le sol peut ainsi être considéré comme légèrement alcalin. Cependant, l'analyse de la variance à un facteur a révélé un effet station non significatif. Pour le même profil en zone témoin (ZT), nous avons enregistré les valeurs extrêmes suivantes 4.75 et 5.64. La médiane est de 5.10. Le sol est ainsi considéré comme acide. En ce qui concerne le profil (20-40 cm), de légères augmentations sont enregistrées par rapport au premier profil. Pour la (ZU) nous avons enregistré un maximum et un minimum de (9.39 et 7.40) respectivement. La médiane est de 7.95 décrivant ainsi un sol alcalin. Le test d'*anova* a révélé un effet station non significatif. Pour la zone témoin (ZT) nous avons enregistré un pH médian de l'ordre de 5.26 traduisant un sol acide. Le maximum enregistré est de 5.72 et le minimum de 5.19.

Tableau 17. Grille d'évaluation des valeurs du pH du sol
(SSDS: Soil Survey Division Staff, 1993).

pH	Classes
Fortement acide	< 5
Acide	5 – 6
Légèrement acide	6 – 6.6
Neutre	6.6 – 7.4
Légèrement alcalin	7.4 – 7.8
Alcalin	>7.8

Tableau 16. Données statistiques des paramètres physico-chimiques des sols.

Paramètre	pH		CE (us/cm)		CT (%)		MO (%)		N (%)		C/N (%)		Granulométrie					
	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT	A (%)		L (%)		S (%)	
0-20 cm																		
Par. stat	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT
Minimum	7.22	4.75	51.30	38.10	4.24	1.98	1.20	2.45	0.02	0.34	1.78	4.18	3	25	15	25	30	25
1^{er} décile	7.44	4.82	76.30	38.56	13.22	2.02	2.43	2.60	0.08	0.36	5.48	4.19	8.8	25.6	16.8	32.2	56	38.2
1^{er} quartile	7.57	4.93	103.6	39.25	15.51	2.08	2.74	2.82	0.12	0.39	7.94	4.20	10	26.5	18	32.5	62	38.5
Moyenne	7.99	5.16	221.36	40.43	19.5	2.11	3.83	3.50	0.24	0.48	13.91	4.21	13.53	27.33	21.6	33.00	61.93	39.67
Médiane	7.79	5.10	133.2	40.40	19.07	2.18	3.78	3.19	0.18	0.44	11.74	4.21	13	28	21.5	33	65	39
3ème quartile	8.34	5.37	177.03	41.60	28.75	2.18	4.96	4.02	0.30	0.56	16.96	4.22	15.75	28.5	24	33.5	65	40.5
9ème décile	8.87	5.53	546.94	42.32	33.36	2.19	5.48	4.52	0.40	0.63	20.13	4.22	20	28.8	27.2	33.8	67	41.4
Maximum	9.18	5.64	1230.92	42.80	41.43	2.18	6.61	4.85	1.24	0.67	62.97	4.23	20	29	30	29	75	29
Ecart type	0.55	0.45	252,94	2.35	8.92	0.12	1.33	1.23	0.21	0.17	11.09	0.02	4.51	1.70	4.12	0.82	9.62	1.70
20-40 cm																		
	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT
Minimum	7.40	5.19	78.70	39.40	6.09	2.39	0.40	2.28	0.007	0.31	1.61	4.21	8	25	12	25	55	25
1^{er} décile	7.54	5.20	116.73	40.16	14.40	2.43	0.86	2.36	0.02	0.32	6.53	4.21	10	28.2	17	34	58.9	34.2
1^{er} quartile	7.69	5.23	129.58	41.30	16.07	2.49	1.24	2.48	0.05	0.34	9.39	4.21	13	28.5	18	34	60	34.5
Moyenne	8.15	5.39	277.80	42.83	23.16	2.65	2.61	2.74	0.10	0.38	25.16	4.22	15.5	29.33	21.78	35	62.93	35.67
Médiane	7.95	5.26	173.5	43.2	20.20	2.59	2.34	2.68	0.10	0.37	15.49	4.22	15	29	21	34	62	35
3ème quartile	8.59	5.49	195.85	44.55	29.05	2.78	3.53	2.97	0.12	0.41	24.78	4.23	18	30	24.25	35.5	66.25	36.5
9ème décile	9.00	5.63	599.87	45.36	34.35	2.90	5.02	3.14	0.25	0.43	53.68	4.23	20	30.6	30	36.4	68	37.4
Maximum	9.39	5.72	2080.89	45.90	54.20	2.98	5.87	3.25	0.40	0.45	184.52	4.23	23	29	34	29	75	29
Ecart type	0.58	0.29	351,56	3.27	9.49	0.30	1.48	0.49	0.08	0.07	31.04	0.01	3.91	1.25	5.45	1.41	4.25	1.70

III.1.2. La conductivité électrique (CE)

L'examen du tableau 16 montre que la CE des sols varie non seulement d'un profil à l'autre mais aussi d'une zone à l'autre. Les conclusions sont tirées à partir de la grille d'appréciation de la salinité des sols en fonction de la CE (tableau 18). Pour le profil (0-20 cm) en zone urbaine (ZU), les variations de la CE sont très remarquables d'une station à l'autre, nous avons enregistré un maximum de 1230.92 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) et un minimum de 51.30 ($\mu\text{S}/\text{cm}$). La médiane est de 133.2; ce qui décrit un sol non salin. Le test d'*anova* a révélé un effet station significatif ($F = 2.17$; $p < 0.05$). Pour la zone témoin (ZT), la CE varie entre un maximum de 42.80 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et un minimum de 38.10 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La médiane est de 5.10 traduisant ainsi un sol non salin.

En ce qui concerne le deuxième profil (20-40 cm), les variations de la CE sont plus importantes, la CE a tendance à augmenter en profondeur. Pour la (ZU), nous avons enregistré un maximum de 2080.89 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et un et un minimum de 78.70 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La médiane est de 173.5 décrivant un sol non salin. Le test d'*anova* a révélé un effet station hautement significatif ($F = 5.66$; $p < 0.001$). Pour la zone témoin (ZT), nous avons enregistré une CE médiane de l'ordre de 43.2 traduisant un sol non salin. Le maximum enregistré est de 45.90 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et le minimum de 39.40 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Le test *t* de Student a révélé une différence très significative entre les deux profils ($p < 0.01$).

Tableau 18. Grille d'appréciation de la salinité des sols en fonction de la CE (SSDS, 1993).

CE ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$)	Classe
0 – 2	Non salin
2 – 4	Salinité très faible
4 – 8	Salinité faible
8 –16	Salinité modérée
≥ 16	Salinité élevée

III.1.3. Le calcaire total (CT)

Les conclusions concernant les taux en calcaire total dans les sols sont tirées à partir de la grille d'appréciation de celui-ci décrits dans le tableau 19.

En zone urbaine (ZU), pour le profil de surface (0-20 cm), nous avons enregistré un maximum de 41.43 % et un minimum de 4.24 %. La médiane est de 19.07 % ce qui décrit

un sol modérément calcaire. L'*anova* n'a pas révélé d'effet station significatif pour ce profil. Le CT de la zone témoin (ZT) varie entre un maximum de 2.18 % et un minimum 1.98 %, avec une médiane de l'ordre de 2.18. Le sol est ainsi considéré comme peu calcaire.

En ce qui concerne le deuxième profil (20-40 cm), nous avons enregistré des valeurs extrêmes de l'ordre de (54.20 % et 6.09 %) en zone urbaine (ZU) avec une médiane est de 20.20 décrivant un sol modérément calcaire. Cependant, le test d'*anova* n'a pas révélé d'effet station significatif. Pour la zone témoin (ZT) nous avons enregistré un taux médian en calcaire total de l'ordre de 2.59 ce qui décrit un sol peu calcaire. Le maximum enregistré est de 2.98 contre de l'ordre de minimum de 2.39.

Le test *t* de Student a révélé une différence non significative entre les deux profils.

Tableau 19. Grille d'appréciation du calcaire total du sol
(proposées par GEPPA in Baize, 1988).

Calcaire total (%)	Classe
< 1%	Non calcaire
1 – 5%	Peu calcaire
5 – 25%	Modérément calcaire
25 – 50%	Fortement calcaire
50 – 80%	Très fortement calcaire
> 80%	Excessivement calcaire

III.1.4. La matière organique (MO)

Les résultats relatifs aux taux de la matière et carbone organiques sont présentés dans le tableau 16, et les conclusions concernant ce même paramètre sont tirées à partir de la grille d'appréciation représentée dans le tableau 20.

En zone urbaine (ZU), pour le profil de surface (0-20 cm), nous avons enregistré un maximum de 6.61 % et un minimum de 1.20 % de MO. La médiane est de 3.78 % ce qui décrit un taux très élevée en matière organique dans le sol. Le test d'*anova* a révélé un effet station très significatif ($F = 3.24$; $p < 0.01$). Les taux de la matière organique dans les sols prélevés en zone témoin (ZT) varient entre un maximum et un minimum de (4.85 % et 2.45 %) respectivement. La médiane est de 3.19 % ce qui décrit un sol très riche en matière organique.

En ce qui concerne le deuxième profil (20-40 cm), les variations de la matière organique ont tendance à diminuer en profondeur. Pour la zone urbaine (ZU) nous avons enregistré un maximum de 5.87 % et un minimum de 0.40 %, avec une médiane de l'ordre de 2.34 % décrivant ainsi un sol dont le taux en matière organique est jugé élevé. Cependant, le test d'*anova* n'a pas révélé d'effet station significatif. Pour la zone témoin (ZT) nous avons enregistré un taux en matière organique médian de l'ordre de 2.68 % ; ce taux considéré comme élevé. Le maximum enregistré est de 3.25 et le minimum est de 2.28.

Le test *t* de Student a révélé une différence hautement significative entre les deux profils ($p < 0.001$).

Tableau 20. Grille d'appréciation du taux en matière organique dans sol
(Hazelton et Murphy, 2007).

MO (%)	Classe
< 0.4	Extrêmement faible
0.4 – 0.6	Très faible
0.6 – 1	Faible
1 – 1.8	Modéré
1.8 – 3	Elevé
> 3	Très élevée

III.1.5. Azote total (N)

L'examen du tableau 16 montre que les taux d'azote dans les sols étudiés varient entre les deux profils et entre les deux zones (ZU et ZT). Les conclusions relatives à ce paramètre sont décrites dans le tableau 21.

Pour le profil (0-20 cm) en zone urbaine (ZU), les taux en azote total (N) fluctuent considérablement d'une station à l'autre. Nous avons enregistré un maximum de 1.24 % et un minimum de 0.02 %. La médiane est de l'ordre de 0.18 % ; ce qui décrit un sol moyennement riche en azote (tableau 23). Le test d'*anova* a révélé un effet station hautement significatif ($F = 3.24$; $p < 0.001$). Le taux d'azote enregistré en zone témoin (ZT) varie entre un maximum de 0.67 % et un minimum de 0.34 %. La médiane est de 0.44 % ; le sol est considéré ainsi comme très riche en azote.

En ce qui concerne le deuxième profil (20-40 cm), globalement les variations des taux en azote total tendent à diminuer. Pour la zone urbaine (ZU) nous avons enregistré un maximum et un minimum de (0.40 % et 0.007 %) respectivement. La médiane est de 0.10 % décrivant un sol moyennement riche en azote. Le test d'*anova* n'a pas révélé d'effet

station significatif. Pour la zone témoin (ZT), nous avons enregistré une médiane de l'ordre de 0.37 % traduisant un sol très riche en azote. Le maximum enregistré est de 0.45 % et le minimum est de 0.31 %.

Le test *t* de Student a révélé une différence hautement significative entre les deux profils ($p < 0.001$).

Tableau 21. Grille d'appréciation de la teneur en azote (SSDS, 1993).

Azote total (%)	Classe
< 0.1	Faiblement riche en azote
0.1 – 0.2	Moyennement riche en azote
0.2 – 0.3	Riche en azote
> 0.3	Très riche en azote

III.1.6. Rapport C/N

Les conclusions concernant le rapport C/N dans les sols sont tirées à partir de la grille d'appréciation de celui-ci illustré par le tableau 22.

En zone urbaine (ZU), pour le premier profil (0-20 cm), nous avons enregistré un maximum de 62.97 et un minimum de 1.78. Globalement, la variation du rapport C/N dans ce profil est assez remarquable. La médiane est de 11.74, ce rapport est considéré comme légèrement élevé ce qui signifie que la décomposition de la matière organique est lente. Le test d'*anova* a révélé un effet station significatif ($F = 3.09$; $p < 0.05$). Le rapport C/N de la zone témoin (ZT) varie entre un maximum 4.23 et un minimum de 4.18. La médiane est de 4.21; ce rapport est très faible ce qui décrit un sol dont la décomposition de la matière organique est rapide.

En ce qui concerne le deuxième profil (20-40 cm), les variations du rapport C/N ont tendance à augmenter en profondeur. Pour la zone urbaine (ZU) nous avons enregistré un maximum et un minimum de (184.52 et 1.61) respectivement. La médiane est de 15.49, ce taux très élevé traduit une décomposition de la matière organique relativement lente. Cependant, le test d'*anova* n'a pas révélé d'effet station. Pour la zone témoin (ZT) nous avons enregistré un rapport C/N médian de l'ordre de 4.22, ce taux est très faible et la décomposition de la matière organique est rapide. Le maximum enregistré est de 4.23 et le minimum de 4.21.

Le test *t* de Student a révélé une différence significative entre les deux profils ($p < 0.05$).

Tableau 22. Grille d'appréciation du rapport C/N

(Laboratoire de Conseils et d'Analyse-LCA, 2008).

Classe	C/N (%)	Evolution de la MO
Très faible	< 6	Décomposition rapide de la MO
Faible	6 -9	
Normal	9 – 11	Bonne décomposition de la MO
Légèrement élevé	11- 12	Décomposition lente de la MO
Elevé	12 – 14	
Très élevé	> 14	

III.1.7. Granulométrie

La texture d'un sol correspond à la composition granulométrique de ses particules (argile, limon et sable). Ces proportions peuvent être regroupés en 4 grandes catégories de texture (argileuse, limoneuse, sableuse et équilibrée), qui peuvent être reportées sur un triangle textural qui permet de déterminer la texture et la catégorie du sol en question.

La fraction argileuse (A) correspond aux particules dont les dimensions sont inférieures à 2 μm (tableau 23). A partir de l'examen du tableau 16, en zone urbaine (ZU) le taux d'argile varie entre un maximum et minimum de (20.0 % et 3.0 %) respectivement pour le profil (0-20 cm) et de (23.0 % et 8.0 %) pour le profil (20-40 cm). La médiane enregistrée est de 13.0 % pour le profil (0-20 cm) et de 15.0 % pour (20-40 cm). Le test d'*anova* n'a pas révélé d'effet station significatif pour les deux profils. En zone témoin (ZT), le taux d'argile varie entre un maximum de 29.0 %, un minimum de 25.0 % et une médiane de l'ordre de 28.0 % dans le profil (0-20 cm). Pour le profil (20-40 cm), le maximum et le minimum sont de l'ordre de (29.0 % et 25.0 %) respectivement. Ce taux a tendance à augmenter en profondeur, nous avons enregistré une médiane de 29.0 %.

Le *t* de student a révélé une variation significative entre les deux profils ($p < 0.05$).

La fraction limoneuse (L), correspond aux particules dont les dimensions sont comprises entre 2 et 50 μm (tableau 23). En zone urbaine (ZU), elle varie entre un maximum de 30.0 % et un minimum de 15.0 % dans le profil (0-20 cm) et de 34.0 % et 12.0 % respectivement dans le profil (20-40 cm). La médiane enregistrée dans les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) est de l'ordre de 21.5 % et 21.0 % respectivement (Tableau 16). Cependant, cette variation s'est révélée non significative d'un point de prélèvement à l'autre pour le profil (0-20 cm) et significative ($F = 2.75$; $P < 0.05$) pour le profil (20-40 cm). En zone témoin (ZT), le pourcentage de limon varie entre 29.0 % et 25.0 % pour les

deux profils. La médiane varie entre 33.0 % et 34.0 % respectivement pour les profils 1 et 2 respectivement (tableau 17).

Le test *t* de student a révélé une variation non significative entre les deux profils.

Pour la fraction sableuse (S), elle correspond aux particules dont les dimensions sont comprises entre 50 μm et 2 mm (tableau 23). Pour la zone urbaine (ZU), elle varie de 30.0 % et 75,0 % dans le profil (0-20 cm), et entre 55.0 % et 75.0 % dans le profil (20-40 cm). La médiane est de l'ordre de 65.0 % pour le profil (0-20 cm) et de 62.0 % pour le profil (20-40 cm) (tableau 16). Néanmoins, le test *anova* n'a pas révélé d'effet station significatif. Pour la zone témoin (ZT) les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) présentent respectivement les résultats suivants : le maximum enregistré est de (29.0 % *versus* 29.0 %), le minimum est de (25.0 % *versus* 25.0 %) et la médiane est de (39.0 % *versus* 35.0 %). Cette fraction est donc la fraction la plus importante dans les sols étudiés, comparativement aux deux précédentes.

Le test *t* de student a révélé une variation non significative entre les deux profils.

La projection des résultats des 3 fractions granulométriques sur le triangle textural américain montre que les sols étudiés présentent une texture équilibrée. D'après la figure 1, tous les sols font partis de la classe limono-sableuse.

Tableau 23. Grille d'appréciation des unités granulométriques du sol
(Duchaufour, 1991).

Classer granulométrique	Dimension (μm)
Argile	< 2
Limon fin	2 – 20
Limon grossier	20 - 50
Sable fin	50 - 200
Sable grossier	200 - 2000

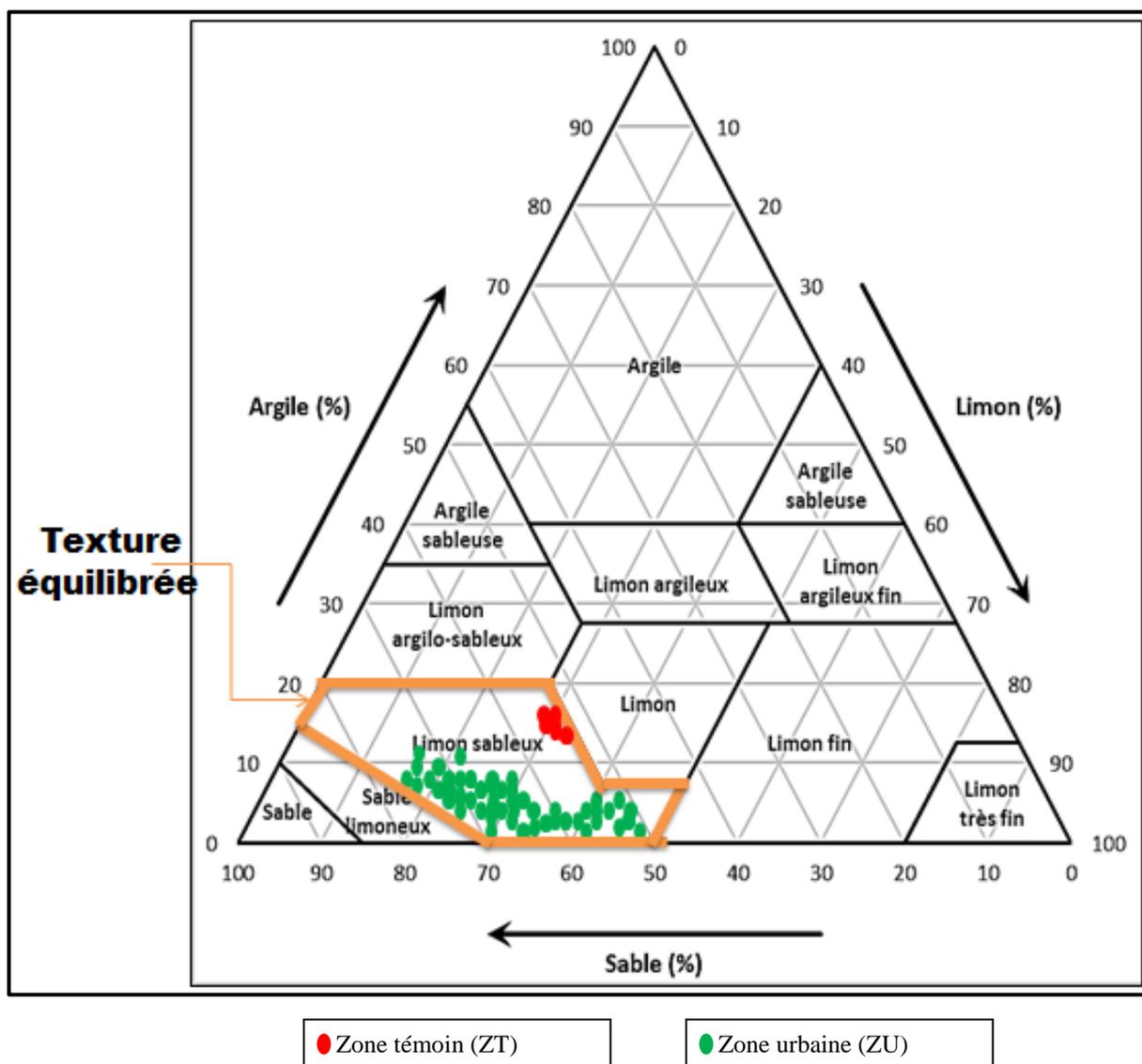


Figure 34. Classification des sols étudiés selon triangle textural Américain système USDA (SSDS, 1993).

III.2. Teneurs des ETM dans les sols

Pour les résultats relatifs aux teneurs en éléments traces métalliques dans le sol, chaque ensemble de données pour chaque élément est étudié de manière détaillée. Dans un premier temps une vue d'ensemble sur les teneurs pseudo-totales en ETM dans la zone urbaine et la zone témoin ainsi qu'une comparaison entre les deux profils (0-20 cm) et (20-40 cm), est donnée. Dans un deuxième temps, une approche encore plus détaillée va nous permettre de mieux comprendre l'accumulation des ETM dans le sol *via* l'analyse des résultats relatifs aux teneurs séquentielles par zone et par profil pour chaque élément étudié.

III.2.1. Teneurs pseudo-totales en ETM dans les sols

Les teneurs pseudo-totales en éléments traces métalliques (ETM) des sols étudiés sont récapitulées dans le tableau 24. Les paramètres statistiques indiqués sont : le minimum, le premier décile, le premier quartile, la moyenne, la médiane, le troisième quartile, le neuvième décile, le maximum et l'écart-type.

Tableau 24. Données statistiques des teneurs pseudo-totales en ETM dans les sols ($\mu\text{g/g}$).

0-20 cm										
ETM	Cd _T		Cu _T		Mn _T		Pb _T		Zn _T	
	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT	ZU	ZT
Minimum	0.17	0.14	8.88	6.94	92.42	59.91	22.88	22.66	49.31	39.78
1 ^{er} décile	0.24	0.14	10.20	7.15	101.99	61.12	33.47	22.68	54,49	39,95
1 ^{er} quartile	0.32	0.14	11.17	7.46	112.07	62.94	42.90	22.71	56,61	41,22
Moyenne	0.78	0.15	13.71	7.73	123.80	67.31	83.85	22.90	62.44	41.75
Médiane	0.50	0.14	13.43	7.98	120.00	65.98	66.12	22.75	61,96	40,66
3 ^{ème} quartile	0.91	0.15	14.69	8.12	136.22	71.01	123.46	23.01	67,10	42,73
9 ^{ème} décile	1.32	0.15	20.67	8.20	150.66	74.03	164.10	23.17	69,77	43,98
Maximum	5.64	0.16	23.26	8.25	160.68	76.04	222.63	23.28	92.79	44.80
Ecart type	0.93	0.01	3.73	0.69	18.68	8.15	53.97	0.33	7.78	2.68
20-40 cm										
Minimum	0.05	0.08	3.61	1.76	74.79	44.69	10.27	10.38	15.44	14.39
1 ^{er} décile	0.11	0.08	4.38	1.86	78.85	44.74	15.40	10.88	21.85	14.77
1 ^{er} quartile	0.17	0.09	5.25	2.01	83.48	44.83	18.76	11.63	24.54	15.34
Moyenne	0.43	0.10	6.43	2.52	93.54	46.65	42.37	12.48	27.54	15.72
Médiane	0.25	0.09	5.60	2.26	89.60	44.96	31.8	12.87	26.18	16.29
3 ^{ème} quartile	0.60	0.10	6.98	2.89	100.96	47.63	57.84	13.53	30.01	16.38
9 ^{ème} décile	0.76	0.11	8.10	3.27	114.00	49.23	85.29	13.92	32.34	16.43
Maximum	2.82	0.11	18.48	3.53	131.06	50.29	136.77	14.18	43.38	16.47
Ecart type	0.50	0.01	2.49	0.91	14.50	3.16	30.58	1.93	5.55	1.15

En absence d'informations sur le fond géochimique en Algérie et faute de normes algériennes pour l'évaluation du niveau de contamination métallique des sols, les teneurs en ETM déterminées dans cette étude ont été comparées avec les données existantes dans la littérature et comparées à ceux rapportés par différents auteurs dans le monde (Tableau 25). Cette comparaison nous permet d'avoir une idée générale sur les teneurs en ETM dans les sols de la zone urbaine et la zone témoin par rapport aux teneurs enregistrées par différents auteurs dans le monde. Etant donné que l'objectif de notre étude est de mettre en évidence l'impact du trafic routier sur les sols des bords de routes et leurs utilisations comme indicateurs de la pollution atmosphérique métallique, les résultats obtenus en zone

témoin ont été considérés comme des valeurs de référence, et ont servi à l'interprétation de ceux obtenus en zone urbaine.

Tableau 25. Synthèse des backgrounds et teneurs en ETM ($\mu\text{g/g}$) dans les sols dans le monde.

Références	Background ETM				
	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn
Giuffré et al. (1997)	0.5	100.00	-	16.00	50.00
Baize (2000)	0.70	35.00	-	60.00	150.00
Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQCs) (2007)	1.40	63.00	-	70.00	200.00
Kabata-Pendias (2011)	0.41	38.90	-	27.00	70.00
Khan et al. (2013)	0.56	5.26	117.6	12.30	13.83
Normes Chinoises de Qualité de l'Environnement pour les Sols (NCQES) (2016)	0.11	26.00	615	26.00	80.00
Zhongmin et al. (2018)	0.33	26.99	569.10	27.90	87.91

Globalement, les résultats des concentrations pseudo-totales obtenus révèlent la présence du Cd, Cu, Mn, Pb et Zn dans tous les échantillons de sols prélevés au niveau des deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) sur les 50 stations étudiées (figure 35). En effet, les concentrations de l'ensemble des cinq ETM étudiés révèlent des teneurs plus importantes en zone urbaine (ZU) où l'impact du trafic routier se fait nettement ressentir *via* les concentrations relativement importantes en ETM notamment celles du plomb et du cadmium qui sont les plus rejetés par le parc automobile et les infrastructures routières ; ces deux éléments sont les plus redoutables pour la santé environnementale. L'ordre d'abondance des éléments est le suivant :

$$\mathbf{Mn > Pb > Zn > Cu > Cd}$$

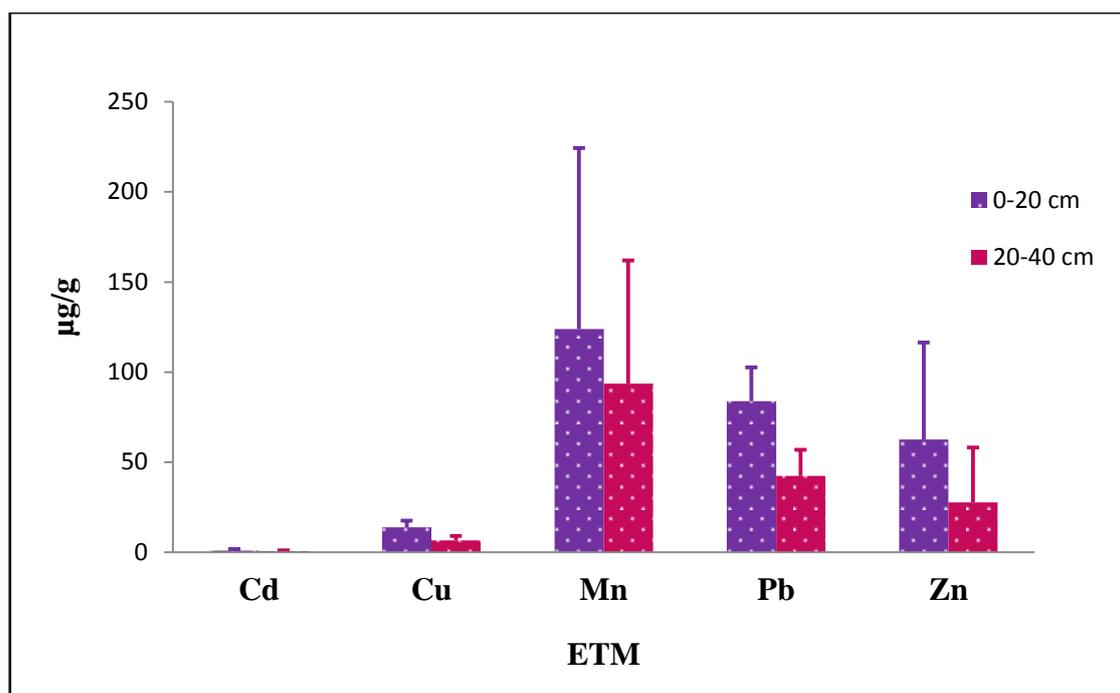


Figure 35. Teneurs pseudo-totales moyennes des ETM dans les sols étudiés.

III.2.1.1. Cadmium (Cd_T)

L'examen du tableau 24 et de la figure 36 montre que les teneurs en cadmium (Cd_T) dans les sols varient entre les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) et entre les deux zones (ZU et ZT).

➤ Pour le profil de surface (0-20 cm) :

En zones urbaine (ZU) et témoin (ZT), nous avons enregistré un minimum de ($0.17 \mu\text{g/g}$ versus $0.14 \mu\text{g/g}$) et un maximum de ($5.64 \mu\text{g/g}$ versus $0.16 \mu\text{g/g}$). La médiane est de ($0.50 \mu\text{g/g}$ versus $0.14 \mu\text{g/g}$). Les fluctuations des teneurs en Cd_T dans la zone urbaine de ce profil restent assez remarquables. Néanmoins, le test d'*anova* a révélé un effet station non significatif pour cette zone.

Par ailleurs, il apparaît que les teneurs enregistrées en zone urbaine (ZU) sont plus élevées que celles de la zone témoin (ZT) et de la norme donnée par Kabata-Pendias (2011) qui est de l'ordre de $0.41 \mu\text{g/g}$, des normes chinoises de qualité de l'environnement pour les sols (NCQES) ($0.11 \mu\text{g/g}$) ainsi que les résultats obtenus par Zhongmin et al. (2018) ($0.33 \mu\text{g/g}$). Les teneurs en Cd_T enregistrées au niveau des sols de la zone témoin sont inférieures aux limites des teneurs dans les sols non-pollués établies par Kabata-Pendias (1992) qui sont de l'ordre de $0.78 \mu\text{g/g}$. Les fluctuations entre les deux zones (ZU versus ZT) sont confirmées par le test *t* de Student qui a révélé une différence hautement significative ($p < 0.001$).

➤ En ce qui concerne le deuxième profil (20-40 cm) :

En zone urbaine (ZU) et en zone témoin (ZT), nous avons enregistré un minimum de (0.05 $\mu\text{g/g}$ versus 0.08 $\mu\text{g/g}$) et un maximum de (2.82 $\mu\text{g/g}$ versus 0.11 $\mu\text{g/g}$). La médiane est de (0.25 $\mu\text{g/g}$ versus 0.09 $\mu\text{g/g}$). L'*anova* n'a pas révélé d'effet station significatif pour la zone urbaine.

Les concentrations en Cd_T en zone urbaine (ZU) restent toujours plus élevées que celles enregistrées en zone témoin (ZT), le test *t* de Student montre une différence hautement significative entre les deux zones ($p < 0.001$).

Par ailleurs, il ressort que les teneurs en Cd_T dans ce profil sont nettement plus faibles comparé à celles enregistrées dans le premier profil (0-20 cm) où la contamination se fait nettement ressentir *via* des concentrations plus élevées enregistrées au niveau de celui-ci. Ceci est confirmé par le test *t* de Student qui a révélé une différence hautement significative entre les deux profils ($p < 0.001$) pour la zone urbaine (ZU).

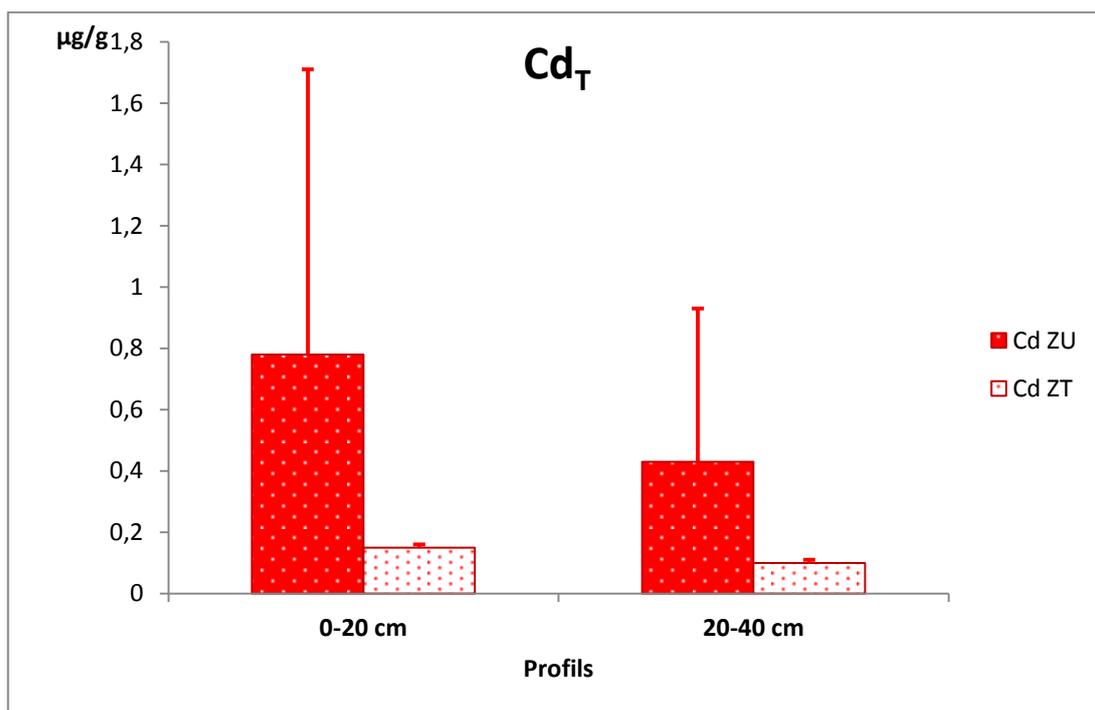


Figure 36. Teneurs pseudo-totales moyennes en cadmium (Cd_T) dans les sols étudiés.

III.2.1.2. Cuivre (Cu_T)

Comme pour le cadmium, l'examen du tableau 24 et de la figure 37 montre que les teneurs en cuivre (Cu_T) dans les sols varient entre les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) et entre les deux zones (ZU et ZT).

➤ Pour le profil de surface (0-20 cm) :

Nous avons enregistré un minimum de (8.88 $\mu\text{g/g}$ versus 6.94 $\mu\text{g/g}$) et un maximum de (23.26 $\mu\text{g/g}$ versus 8.25 $\mu\text{g/g}$) pour les zones urbaine et témoin respectivement. La médiane est de (13.43 $\mu\text{g/g}$ versus 7.98 $\mu\text{g/g}$) respectivement. Les fluctuations du Cu_T dans ce profil restent assez remarquables surtout en zone urbaine. Ceci est confirmé par l'*anova* qui a révélé un effet station très significatif ($F = 5.20$; $p < 0.01$) pour cette zone (ZU). Il apparait aussi que les teneurs enregistrées en zone urbaine (ZU) sont largement plus élevées comparer à celles de la zone témoin (ZT) et aux résultats obtenus par Khan et al. (2013) qui sont de l'ordre de 5.26 $\mu\text{g/g}$. Par ailleurs, les teneurs enregistrées sont inférieures aux normes données par Giuffré et al. (1997), Baize (2000), CEQCs (2007), Kabata-Pendias (2011), NCQES (2016), Zhongmin et al. (2018) et Proshad et al. (2019) qui sont de l'ordre de 100, 35, 63, 38.90, 26, 26.99 et 24.69 $\mu\text{g/g}$ respectivement. Les teneurs en Cu_T enregistrées au niveau des sols de la zone témoin sont inférieurs aux limites des teneurs dans les sols non-pollués établies par Kabata-Pendias (1992) qui sont de l'ordre de 24.00 $\mu\text{g/g}$. La variation entre les deux zones est confirmée par le test *t* de Student qui a révélé une différence hautement significative ($p < 0.001$).

➤ En ce qui concerne le deuxième profil (20-40 cm) :

Les teneurs en Cu_T ont tendance à diminuer en profondeur. En effet, nous avons enregistré un minimum de (3.61 $\mu\text{g/g}$ versus 1.76 $\mu\text{g/g}$) et un maximum de (18.48 $\mu\text{g/g}$ versus 3.53 $\mu\text{g/g}$) pour la zone urbaine (ZU) et la zone témoin (ZT) respectivement. Les variations des teneurs en Cu_T de ce profil sont remarquables pour la zone urbaine. La médiane est de l'ordre de (5.60 $\mu\text{g/g}$ versus 2.26 $\mu\text{g/g}$). Cependant, le test d'*anova* n'a pas révélé d'effet station significatif en zone urbaine.

En outre, les concentrations en Cu_T en zone urbaine (ZU) restent toujours plus élevées que celles enregistrées en zone témoin (ZT), le test *t* de Student montre une différence hautement significative entre les deux zones ($p < 0.001$). Il ressort que les teneurs en Cu_T dans ce profil sont nettement plus faibles comparé à celles enregistrées dans le premier profil (0-20 cm) où la contamination est plus importante. Ceci est confirmé par le test *t* de Student qui a révélé une différence hautement significative entre les deux profils ($p < 0.001$) pour la zone urbaine (ZU) et ($p < 0.01$) pour la zone témoin (ZT).

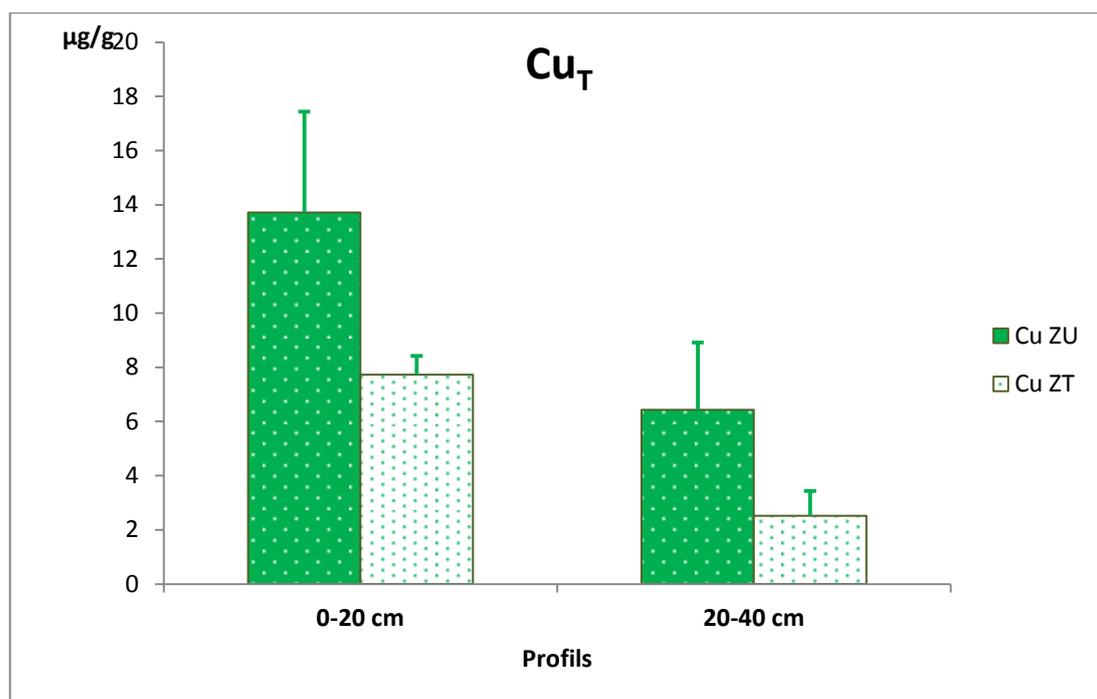


Figure 37. Teneurs pseudo-totales moyennes en cuivre (Cu_T) dans les sols étudiés.

III.2.1.3. Manganèse (Mn_T)

L'examen du tableau 24 et de la figure 38 montre que les teneurs en manganèse (Mn_T) dans les sols varient entre les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) et les deux zones (ZU et ZT).

➤ Pour le profil de surface (0-20 cm) :

En zone urbaine (ZU) et en zone témoin (ZT), nous avons enregistré un minimum de (92.42 $\mu\text{g/g}$ versus 59.91 $\mu\text{g/g}$) et un maximum de (160.68 $\mu\text{g/g}$ versus 76.04 $\mu\text{g/g}$) respectivement. La médiane est de (120.00 $\mu\text{g/g}$ versus 65.98 $\mu\text{g/g}$). Les fluctuations des teneurs en Mn_T de ce profil restent assez remarquables surtout en zone urbaine. Le test d'anova a révélé un effet station très significatif ($F = 4.45$; $p < 0.01$). Aussi, il apparaît que les teneurs enregistrées en zone urbaine (ZU) sont largement plus élevées comparées à celles de la zone témoin (ZT). Cette variation est approuvée par le test t de Student qui a révélé une différence hautement significative entre les deux zones ($p < 0.001$). Nos résultats sont inférieurs à ceux établis par NCQES (2016) et Zhongmin et al. (2018), qui sont de l'ordre de 615.00 $\mu\text{g/g}$ et 569.10 $\mu\text{g/g}$ respectivement, et plus élevés que ceux enregistrés par Khan et al. (2013) (117.60 $\mu\text{g/g}$).

➤ En ce qui concerne le deuxième profil (20-40 cm) :

En zone urbaine (ZU) et en zone témoin (ZT), nous avons enregistré un minimum de ($74.79 \mu\text{g/g}$ versus $44.69 \mu\text{g/g}$) et un maximum de ($131.06 \mu\text{g/g}$ versus $50.29 \mu\text{g/g}$). Les variations des teneurs en Mn_T dans ce profil sont assez remarquables surtout en zone urbaine. La médiane est de ($89.60 \mu\text{g/g}$ versus $44.96 \mu\text{g/g}$). Cependant, le test d'anova a révélé un effet station non significatif. Les concentrations en Mn_T en zone urbaine (ZU) restent toujours plus élevées que celles enregistrées en zone témoin (ZT) ; le test t de Student montre une différence hautement significative entre les deux zones ($p < 0.001$).

Par ailleurs, il ressort que les teneurs en Mn_T dans ce profil sont nettement plus faibles comparées à celles enregistrées dans le premier profil (0-20 cm). Ceci est confirmé par le test t de Student qui a révélé une différence très hautement significative entre les deux profils ($p < 0.001$) pour la zone urbaine (ZU).

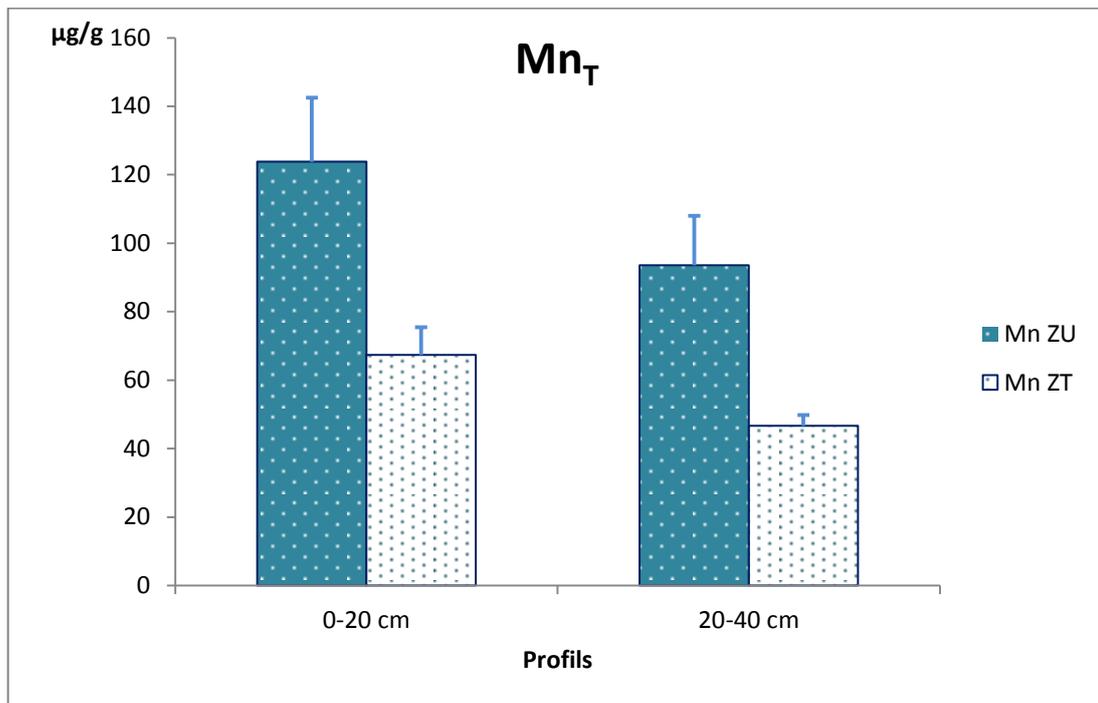


Figure 38. Teneurs pseudo-totales moyennes en manganèse (Mn_T) dans les sols étudiés.

III.2.1.4. Plomb (Pb_T)

L'examen du tableau 24 et la figure 39, montre que les teneurs en plomb (Pb_T) dans les sols varient entre les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) et entre les deux zones (ZU et ZT).

➤ Pour le profil de surface (0-20 cm) :

En zone urbaine (ZU) et en zone témoin (ZT), nous avons enregistré un minimum de (22.88 $\mu\text{g/g}$ versus 22.66 $\mu\text{g/g}$) et un maximum de (222.63 $\mu\text{g/g}$ versus 23.28 $\mu\text{g/g}$). Les variations des teneurs en Pb_T dans ce profil sont très remarquables pour la zone urbaine. La médiane est de (66.12 $\mu\text{g/g}$ versus 22.75 $\mu\text{g/g}$). Le test d'*anova* a révélé un effet station significatif ($F = 3.23$; $p < 0.05$) pour cette zone. Ainsi, il ressort que les teneurs enregistrées en zone urbaine (ZU) sont beaucoup plus élevées comparées à celles de la zone témoin (ZT) et largement supérieures aux normes et aux résultats obtenus par Giuffré et al. (1997), Baize (2000), Kabata-Pendias (2011), Khan et al. (2013), NCQES (2016), Zhongmin et al. (2018) et Proshad et al. (2019) qui sont de l'ordre de 16, 60, 27, 12.30, 26, 27.90 et 19.9 $\mu\text{g/g}$ respectivement. Les teneurs en Pb_T enregistrées au niveau des sols de la zone témoin sont inférieurs aux limites des teneurs dans les sols non-pollués établies par Kabata-Pendias (1992) qui sont de l'ordre de 44 $\mu\text{g/g}$. Cela signifie que les résultats obtenus peuvent être considérées comme très proches ou encore servir de *Background* pour la caractérisation des sols de la région de Constantine. Cette variation entre les deux zones est confirmée par le test *t* de Student qui a révélé une différence hautement significative entre les deux zones ($p < 0.001$).

➤ En ce qui concerne le deuxième profil (20-40 cm) :

Les teneurs en Pb_T ont tendance à diminuer en profondeur. En effet, en zone urbaine (ZU) et en zone témoin (ZT), nous avons enregistré un minimum de (10.27 $\mu\text{g/g}$ versus 10.38 $\mu\text{g/g}$) et un maximum de (136.77 $\mu\text{g/g}$ versus 14.18 $\mu\text{g/g}$). Les variations des teneurs en Pb_T dans ce profil sont très remarquables pour la zone urbaine. La médiane est de (31.82 $\mu\text{g/g}$ versus 12.87 $\mu\text{g/g}$). Le test d'*anova* a révélé un effet station très significatif ($F = 3.96$; $p < 0.01$) pour cette zone. Les concentrations en Pb_T en zone urbaine (ZU) restent toujours plus élevées que celles enregistrées en zone témoin (ZT), le test *t* de Student montre une différence hautement significative entre les deux zones ($p < 0.001$). Il ressort que les teneurs en Pb_T dans ce profil sont nettement plus faibles comparées à celles enregistrées dans le premier profil (0-20 cm) où la contamination se fait nettement ressentir *via* des concentrations plus élevés. Ceci est confirmé par le test *t* de Student qui a révélé une différence hautement significative entre les deux profils ($p < 0.001$) pour la zone urbaine (ZU).

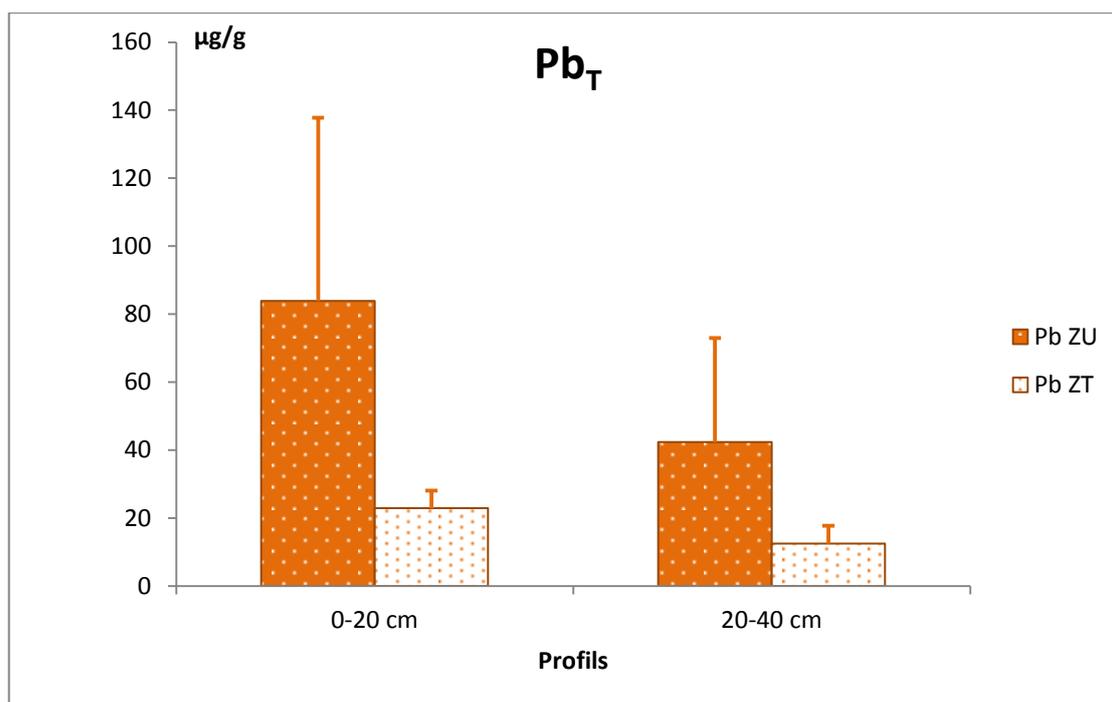


Figure 39. Teneurs pseudo-totales moyennes en plomb (Pb_T) dans les sols étudiés.

III.2.1.5. Zinc (Zn_T)

L'examen du tableau 24 et de la figure 40 montre que les teneurs en zinc (Zn_T) dans les sols varient entre les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) et entre les deux zones (ZU et ZT).

➤ Pour le profil de surface (0-20 cm) :

En zone urbaine (ZU) et en zone témoin (ZT), nous avons enregistré un minimum de ($49.31 \mu\text{g/g}$ versus $39.78 \mu\text{g/g}$) et un maximum de ($92.79 \mu\text{g/g}$ versus $44.80 \mu\text{g/g}$). Les variations des concentrations en Zn_T dans ce profil sont très remarquables pour la zone urbaine. La médiane est de ($61.96 \mu\text{g/g}$ versus $40.66 \mu\text{g/g}$). Le test d'anova a révélé un effet station hautement significatif ($F = 9.54$; $p < 0.001$) pour la zone urbaine. Il ressort aussi que les teneurs enregistrées en zone urbaine (ZU) sont beaucoup plus élevées comparées à celles de la zone témoin (ZT) et aux résultats obtenus par Giuffré et al. (1997) et Khan et al. (2016) qui sont de l'ordre de $50.00 \mu\text{g/g}$ et $13.83 \mu\text{g/g}$ respectivement. Les teneurs en Zn_T enregistrées au niveau des sols de la zone témoin sont inférieures aux limites des teneurs dans les sols non-pollués établies par Kabata-Pendias (1992) qui sont de l'ordre de $100.00 \mu\text{g/g}$. Ces résultats, enregistrés en zone témoin (Arboretum Draa Naga) s'ajoutent à ceux des autres ETM présentés plus haut qui de façon général peuvent être pris

comme référence dans notre étude mais aussi peuvent servir de *Background* pour la caractérisation des sols dans le Constantinois. Cette variation entre les zones est confirmée par le test *t* de Student qui a révélé une différence hautement significative ($p < 0.001$).

➤ En ce qui concerne le deuxième profil (20-40 cm) :

Les teneurs en Zn_T ont tendance à diminuer en profondeur. En effet, en zone urbaine (ZU) et en zone témoin (ZT), nous avons enregistré un minimum de ($15.44 \mu\text{g/g}$ versus $14.39 \mu\text{g/g}$) et un maximum de ($43.38 \mu\text{g/g}$ versus $16.47 \mu\text{g/g}$). La médiane est de ($26.18 \mu\text{g/g}$ versus $16.29 \mu\text{g/g}$). Les variations des teneurs en Zn_T dans ce profil sont remarquables ; l'*anova* a révélé un effet station significatif ($F = 3.40$; $p < 0.05$) pour la zone urbaine. Les concentrations en Zn_T en zone urbaine (ZU) restent toujours plus élevées que celles enregistrées en zone témoin (ZT), le test *t* de Student montre une différence hautement significative entre les deux zones ($p < 0.001$). Il ressort que les teneurs en Zn_T dans ce profil sont nettement plus faibles comparées à celles enregistrées dans le premier profil (0-20 cm) où la contamination se fait nettement ressentir *via* des concentrations nettement plus importantes. Ceci est confirmé par le test *t* de Student qui a révélé une différence hautement significative entre les deux profils ($p < 0.001$) pour la zone urbaine (ZU).

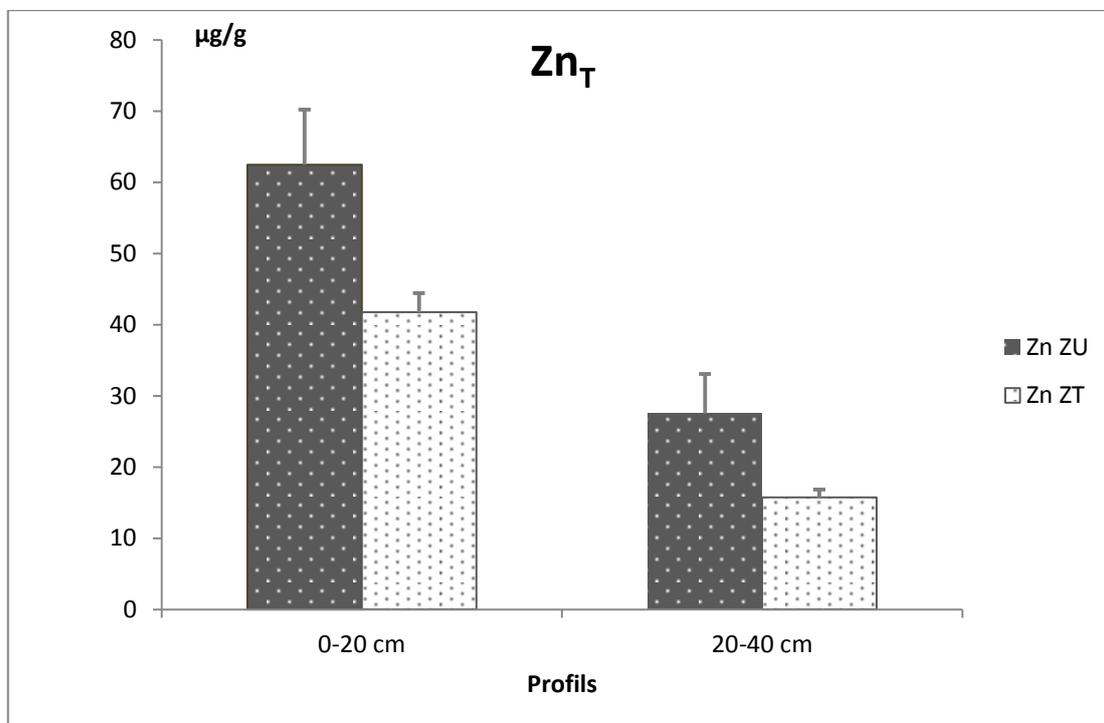


Figure 40. Teneurs pseudo-totales moyennes en zinc (Zn_T) dans les sols étudiés.

D'après les différents résultats des teneurs en ETM, les sols se sont avérés être de bons indicateurs de la pollution atmosphérique métallique en domaine routier. En effet, les

teneurs en ETM et plus précisément ceux du Cd, Cu, Pb et Zn enregistrées en zone urbaine sont très élevés par rapport à celles de la zone témoin (Draa Naga) ; l'intensité du trafic routier en zone urbaine est jugée dense en comparaison avec la zone témoin éloignée de toutes perturbations anthropiques.

La majeure partie des ETM en milieu urbain et surtout en domaine routier est issue de l'automobile. Ainsi, le carburant est la principale source de plomb, cela s'explique par l'ajout de dérivés alkylés du plomb comme antidétonant dans les carburants des véhicules (Alloway, 1995 ; Wawer et al. 2015). Après la combustion du carburant, le Pb est relargué dans l'atmosphère sous différentes formes tels que les sulfates ou carbonates insolubles, oxydes peu solubles ou halogénures très solubles (Falahi-Ardakani, 1984 ; Gochfeld, 2003 ; Haferburg et Kothe 2012). Les flux de plomb et de zinc provenant de la corrosion des pneumatiques sont importants. Les garnitures de freins sont à l'origine d'apport en cadmium, chrome et plomb. L'utilisation de divers fluides comme le carburant, les graisses de lubrification ou l'huile de moteur, contribue également aux émissions polluantes des véhicules (Gadras, 2000 ; Bucko et al. 2010 ; Zereini et al. 2012).

Le zinc est très présent dans les huiles de moteur et les lubrifiants, dans lesquels il est ajouté comme antioxydant (Falahi-Ardakani, 1984) mais aussi dans le fluide de transmission. Cependant, le cuivre est contenu dans l'antigel avec une quantité notable et faiblement rencontré dans les fluides.

Par ailleurs, les garnitures de freins actuellement utilisées sont constituées de métaux qui se dégradent lors de décélérations ou de frictions internes à l'origine d'une production de chaleur et d'usure. Les principaux ETM présents dans la structure des garnitures de freins sont le cuivre, le zinc et le plomb, mais ces teneurs sont variables suivant la marque de plaquettes de frein utilisée (Pagotto, 1999). Les alliages à base de fer constituent une proportion élevée de matières premières utilisées pour la construction des véhicules. Des alliages non ferreux sont également employés. Afin de limiter les phénomènes de corrosion certains produits sont utilisés (peinture ou enduit). Ces produits peuvent également être à l'origine d'une pollution métallique. Par exemple les peintures contiennent de nombreux pigments riches en certains ETM tels que le plomb et le cadmium. Par ailleurs, l'usure des pneumatiques dépend de nombreux paramètres comme le type de routes utilisées, le type de véhicules (usure plus grande pour un poids lourd qu'un véhicule léger), l'état de la chaussée, les conditions de conduite (accélération, décélération, charge du véhicule, pression de gonflage des pneus...). Les émissions d'échappement sont influencées par de

nombreux facteurs, regroupant des variables propres au véhicule comme le mode de carburation, l'âge du véhicule, son entretien, ainsi que des variables propres à l'usage du véhicule comme la charge ou la vitesse moyenne d'utilisation (Pagotto, 1999). Le cadmium provient des impuretés contenues dans les additifs à base de zinc et entre dans la composition des huiles et des pneus (de 0,20 ppm à 0,26 ppm), dans les lubrifiants des moteurs à essence (de 0,07 ppm à 0,10 ppm), dans ceux des moteurs diesel (de 20 ppm à 90 ppm), (Gadras, 2000).

En addition, les infrastructures participent également à la pollution, notamment les barrières de sécurité, les toitures ainsi que les panneaux de signalisation. De plus, les glissières de sécurité relarguent d'importantes quantités de Zn comme (Baladès et al. 1985 ; Pagotto, 1999). Les glissières de sécurité au bord des routes et des autoroutes sont couramment réalisées en acier galvanisé (remplacées par moment par du béton). Ces glissières sous l'action de l'air et de l'eau se corrodent au fil du temps et le ruissellement des pluies sur celles-ci entraîne des polluants métalliques tels que le Zn (Gaber, 1993).

Le plomb et le zinc sont les principaux éléments relargués au cours de la corrosion des infrastructures routières. D'après (Chocat, 1997), les peintures de marquage au sol sont également une source potentielle d'éléments traces métalliques et particulièrement de plomb.

De plus, le vent constitue un facteur important de transport et de dispersion des ETM ; sa direction détermine l'axe de transport maximum. Par ailleurs, les précipitations réduisent les distances de transport et favorisent la déposition sur ou à proximité de la route. D'autres facteurs peuvent également influencer le transport et la dispersion des ETM tels que les caractéristiques de la chaussée ; par exemple une chaussée poreuse, arrive à piéger plus d'ETM. Aussi, la présence du couvert végétal fait qu'une partie des ETM soit intercepter et déposer sur des végétaux (Kumar et al. 2007 ; Paz-Ferreiro et al. 2014 a et b).

III.2.2. Influence des paramètres physicochimiques sur les teneurs pseudo-totales en ETM dans les sols

La distribution spatiale des teneurs en ETM dans le sol est souvent liée à l'action des paramètres physico-chimiques du milieu. Dans le but de faire ressortir les relations entre les teneurs en ETM des sols et leur physico-chimie, des corrélations, ainsi que des ACP (Analyse en Composante Principale) ont été réalisées pour les données obtenues en zone urbaine. Un tel type d'analyses statistiques de données permet d'avoir une idée sur

l'origine des ETM, d'apprécier la représentativité des analyses et de faire apparaître les liens existants entre les différents paramètres étudiés.

Les principaux résultats relatifs aux deux profils (corrélations ETM-ETM, et ETM-physico-chimie) sont résumés dans les tableaux 26 et 27. Seules les corrélations positives sont indiquées.

Tableau 26. Matrice des corrélations entre les teneurs pseudo-totales en ETM dans le sol de la (0-20 cm et 20-40 cm).

ETM	0- 20 cm					20-40 cm				
	Cd _T	Cu _T	Mn _T	Pb _T	Zn _T	Cd _T	Cu _T	Mn _T	Pb _T	Zn _T
Cd _T	1					1				
Cu _T	0.39	1				ns	1			
Mn _T	ns	ns	1			ns	ns	1		
Pb _T	0.80	0.35	ns	1		0.68	ns	ns	1	
Zn _T	0.50	0.58	ns	0.47	1	ns	ns	ns	ns	1

ns : Non significatif ; p < 0.05 ; p < 0.01 ; p < 0.001

Tableau 27. Corrélation entre les paramètres physico-chimiques et les teneurs pseudo-totales en ETM dans le sol (0-20 cm et 20-40 cm).

Paramètre	pH	CE	CT	MO	N	C/N	A	L	S
0-20 cm									
Cd _T	ns	0.54	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Cu _T	0.34	0.34	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Mn _T	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.32	0.34	ns
Pb _T	ns	0.33	ns	0.34	0.37	ns	ns	ns	ns
Zn _T	ns	0.55	ns	ns	ns	0.33	ns	ns	ns
20-40 cm									
Cd _T	ns	0.57	0.39	ns	0.37	ns	ns	ns	ns
Cu _T	ns	ns							
Mn _T	ns	ns							
Pb _T	ns	ns	ns	0.41	0.51	ns	ns	ns	ns
Zn _T	ns	0.47	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

ns : Non significatif ; p < 0.05 ; p < 0.01 ; p < 0.001

L'analyse de la matrice des corrélations des teneurs pseudo-totales en ETM (tableau 26) indique l'existence de plusieurs corrélations entre les ETM. Ainsi, les éléments sont positivement corrélés les uns aux autres, à l'exception du Mn qui ne présente aucune corrélation avec les autres ETM. Cela pourrait s'expliquer par le fait que ce dernier est en grande partie d'origine géogène contrairement aux autres éléments (Cd, Pb, Cu, Zn), dont

l'origine est principalement anthropique (Baize, 1997 ; Kabata-Pendias, 2001 ; Qasim, 2016).

En ce qui concerne le profil (0-20 cm), le Cd_T est lié au Cu_T ($p < 0.05$), au Zn_T ($p < 0.001$), et au Pb_T ($p < 0.001$). Ce sont justement les deux ETM (Cd et Pb) les plus présents en milieu urbain mais aussi les plus dangereux et les plus néfastes. Le Cu_T est à son tour corrélé positivement au Pb ($p < 0.05$) et au Zn_T ($p < 0.001$). Alors que le Pb_T est corrélé au Zn_T ($p < 0.001$). Pour le profil (20-40 cm), une seule corrélation positive est enregistrée ; il s'agit de celle reliant le Cd_T au Pb_T ($p < 0.001$). De telles liaisons suggèrent souvent une origine commune. Notons aussi que le cadmium est souvent associé au plomb et au zinc dans les cas de pollution anthropique notamment celle de l'air (Dubois et al. 2002). Ces résultats sont compatibles avec les travaux antérieurs réalisés sur les sols des bordures de l'oued Rhumel dans la Constantinois (El-Hadef El-Okki, 1998, 2002, 2015 ; Krika, 2013). Ils concordent aussi avec ceux d'Abdul Rida (1992), ceux de Dragović et al. (2008) et ceux de Bhuiyan et al. (2010). Selon ces auteurs, les fortes liaisons sont une indication que ces ETM proviennent de sources similaires notamment des apports anthropiques. En domaine routier, les ETM sont transportés sous forme particulaire. Ces poussières générées par les véhicules et les infrastructures routières, se dispersent par voie atmosphérique ; une partie qui représente seulement 10 % reste sur la chaussée et 90 % sont dispersés par voie aérienne (Kebir, 2012).

Par ailleurs, l'analyse de la matrice des corrélations relatives aux liens existants entre les paramètres physicochimiques et les teneurs pseudo-totales en ETM montre que le pH est corrélé au Cu_T ($p < 0.05$) au niveau du profil (0-20 cm), la CE est liée au Cd_T ($p < 0.001$), Cu_T ($p < 0.05$), Pb_T ($p < 0.05$) et Zn_T ($p < 0.01$) dans le profil (0-20 cm), et au Cd_T ($p < 0.001$) et Zn_T ($p < 0.01$) au niveau du profil (20-40 cm). Les carbonates sont corrélés au Cd_T ($p < 0.05$), alors que les taux en matière organique sont liés principalement au plomb ($p < 0.05$ et $p < 0.01$ pour les profils 0-20 cm et 20-40 cm respectivement). L'azote est lié aux deux éléments dont l'origine est principalement anthropique, en l'occurrence le cadmium et le plomb avec ($p < 0.05$) pour le cadmium (profil 0-20 cm), et ($p < 0.05$ et $p < 0.01$) dans le cas du plomb pour les deux profils respectivement. Contrairement aux autres paramètres, la fraction limoneuse est plutôt liée au manganèse dont l'origine est souvent géogène ($p < 0.01$).

Le pH est l'un des paramètres clés du comportement des ETM dans l'environnement. Il influe sur la partition entre la phase dissoute et particulaire et sur tous les paramètres qui en

dépendent, à savoir la mobilité, la réactivité, la biodisponibilité, la bioaccumulation et la toxicité. En effet, une diminution du pH entraîne la mise en solution des sels métalliques, la dissolution des phases de rétention, la désorption des cations et l'adsorption des anions. Cependant, l'augmentation du pH entraîne la formation de composés insolubles. Ainsi, la rétention maximale des ETM survient généralement lorsque le pH est supérieur à 7 (USEPA, 1992). Les sols étudiés dans le cadre de cette étude sont caractérisés par un pH plutôt alcalin notamment en zone urbaine ; une situation qui favorise la sorption des ETM sur les particules du sol et la formation de précipités.

Par ailleurs, une grande affinité a été enregistrée entre la conductivité électrique et les polluants métalliques pris en considération dans le cadre de cette étude notamment avec le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc. Dans la solution du sol, les ETM se présentent soit sous forme libre ou sous forme de sels solubles. Ils peuvent également former des sels insolubles en s'associant avec certains composés notamment les sulfures (Smolders et Mertens, 2013).

Il est à noter qu'une bonne partie des ETM peut également être liée aux particules du sol, en particulier les carbonates, la matière organique, limon, etc. (Hettiarachchi et al. 2003). Ainsi, des relations de dépendance positive ont été enregistrées entre les ETM et les taux en calcaire total pour les sols prélevés en milieu urbain. De telles affinités ont été confirmés par plusieurs auteurs ; en effet, les carbonates ont des surfaces considérées comme le siège de phénomène de sorption d'ions métalliques (Kribi, 2005). Ils sont ainsi considérés comme des sorbants relativement importants des ETM (Assadian et Fenn, 2001 ; Fengxiang et Arieih, 2007 ; Tack, 2010 ; Alloway, 2013). Pour ce qui est de la matière organique, les corrélations concernent surtout le plomb aussi bien pour le profil (0-20 cm) que pour le profil (20-40 cm). Les travaux de Morin et al. (1999) et Dumat et al. (2000) sur des sols pollués au nord de la France ont montré aussi une forte association entre le plomb et la matière organique dans la fraction du sol inférieure à 2 mm.

Contrairement à la plupart des autres éléments présents dans le sol, l'azote ne provient jamais de l'altération des roches. Il se retrouve sous 3 formes à savoir : organique, ammoniacale et nitrique. La forme organique constitue les réserves du sol en cet élément (Baize, 2000). Il est combiné à des atomes de carbone qui constituent la MO.

La représentation graphique des 14 variables à l'intérieur du cercle de corrélation sur le plan factoriel 1-2 est présentée dans la figure 41. Les résultats obtenus sur les deux

premiers axes résumant 72.99 % de l'information totale pour le profil (0-20 cm) et 59.42 % pour le profil (20-40 cm).

En effet, pour le profil (0-20 cm), le premier axe est représenté par le Cu, le Pb, le Cd et le Zn (variables actives) qui sont étroitement liés ; ce qui suggère l'origine commune notamment le trafic routier et les infrastructures routières. Ces éléments forment un groupe avec certains paramètres physico-chimiques, notamment la CE, le N, et la MO. Dans le sol, ces éléments sont souvent adsorbés par la MO avec laquelle ils forment des complexes ; ceci pourrait expliquer en partie leur accumulation plus importante dans les horizons de surface (Khan et al. 2011; Young, 2013). Selon, Kabata-Pendias (2011), Khan et al. (2011) et Alloway (2013), la matière organique compte parmi les principaux paramètres qui influencent les teneurs métalliques dans le sol.

Pour ce qui est du deuxième profil (20-40 cm), le côté négatif de l'axe 1 est représenté surtout par le Cd et le Pb qui sont étroitement liés. De même, les paramètres physico-chimiques (N, L, CT, MO, pH et CE) introduits comme variables supplémentaires sont projetés du côté négatif de ce même axe ; ce qui suggère une influence et des liaisons considérables avec le Cd et le Pb. De semblables influences des propriétés des sols, telles que la MO, l'azote, et la CE sur les teneurs en ETM du sol ont été enregistrées par plusieurs auteurs : Dube et al. (2001); Chaignon et al. (2002) ; Yin et al. (2002) ; Uchimiya et al. (2011).

Pour l'axe 2 et plus particulièrement, c'est plutôt le Mn qui contribue le plus à sa formation du côté négatif pour le profil (0-20 cm) et du côté positif pour le (20-40 cm). Ce dernier est lié aux particules du sol notamment le limon ; ceci suggère l'origine géogène de cet élément dans les sols de la zone d'étude.

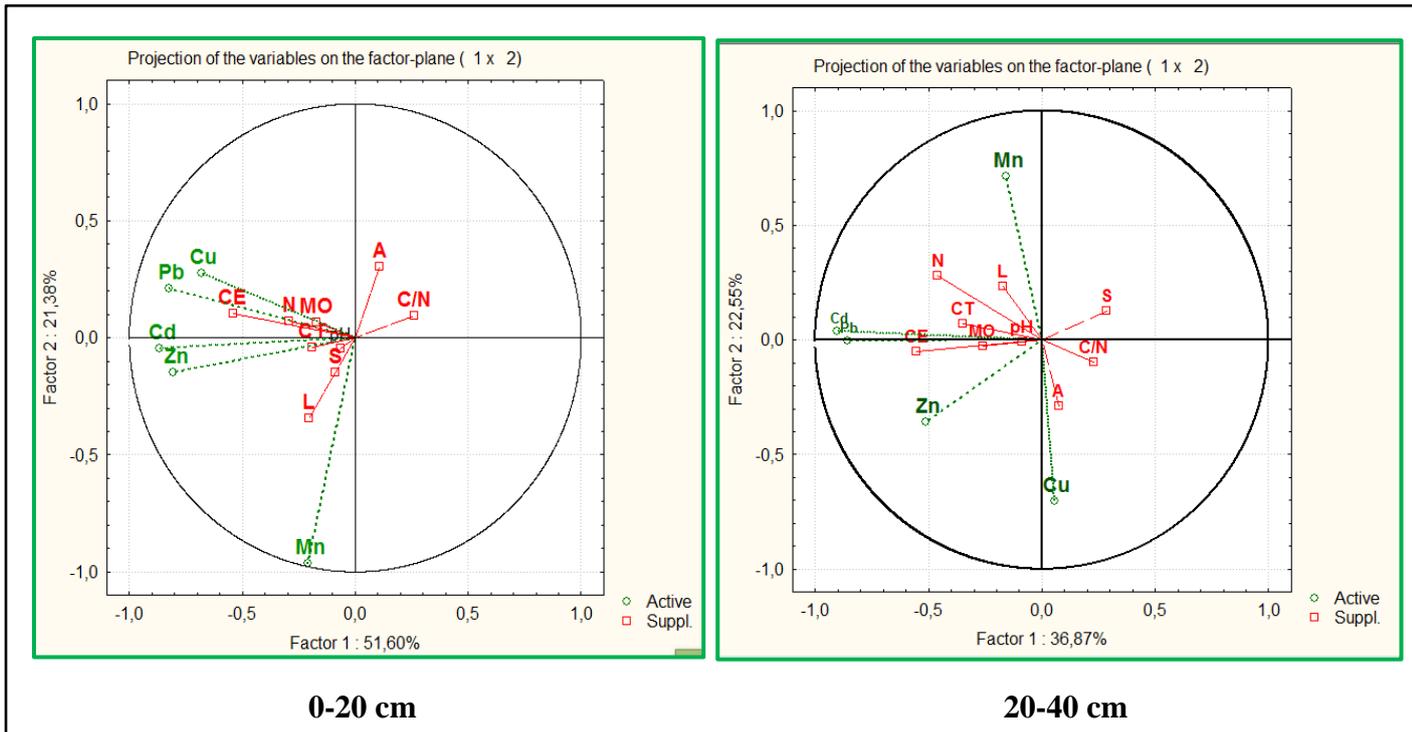


Figure 41. Plan principal de l'ACP effectuée entre les paramètres physico-chimiques et les teneurs pseudo-totales en ETM des sols étudiés au niveau des deux profils (0-20 cm et 20-40 cm).

III.2.3. Teneurs séquentielles en ETM dans le sol

Les résultats des teneurs séquentielles (Fraction échangeable (Fe), fraction liée aux carbonates (Fc), fraction liée aux oxydes de fer et de manganèse (Fo), fractions liée à la matière organique (Fm) et la fraction résiduelle (Fr)) en ETM des sols prélevés au niveau de la zone urbaine sont récapitulés dans le tableau 28. Les paramètres statistiques indiqués sont : le minimum (Min), le maximum (Max), la moyenne (Moy), et l'écart-type (ET).

Tableau 28. Données statistiques des teneurs séquentielles en ETM ($\mu\text{g/g}$) dans les sols de la zone urbaine pour les profils (0-20 cm et 20-40 cm).

Fraction		Fe	Fc	Fo	Fm	Fr
Cd						
0-20	Min - Max	0.003 - 1.888	0.005 - 2.874	0.001 - 0.198	0.000 - 0.069	0.090 - 0.988
	Moy \pm ET	0.113 \pm 0.292	0.193 \pm 0.482	0.054 \pm 0.053	0.015 \pm 0.015	0.405 \pm 0.300
20-40	Min - Max	0.001 - 1.015	0.001 - 1.367	0.000 - 0.124	0.000 - 0.021	0.015 - 0.832
	Moy \pm ET	0.067 \pm 0.159	0.103 \pm 0.250	0.030 \pm 0.038	0.006 \pm 0.006	0.225 \pm 0.189
Cu						
0-20	Min - Max	0.13 - 2.66	0.11 - 0.98	0.11 - 2.29	0.59 - 11.78	5.09 - 11.99
	Moy \pm ET	0.88 \pm 0.61	0.50 \pm 0.16	0.70 \pm 0.42	2.95 \pm 3.15	8.68 \pm 1.65
20-40	Min - Max	0.05 - 0.66	0.02 - 0.29	0.05 - 0.32	0.02 - 1.09	2.94 - 17.81
	Moy \pm ET	0.17 \pm 0.13	0.09 \pm 0.09	0.13 \pm 0.07	0.43 \pm 0.21	5.61 \pm 2.47
Mn						
0-20	Min - Max	1.20 - 5.99	7.92 - 59.88	29.04 - 65.90	4.79 - 19.76	24.90 - 50.56
	Moy \pm ET	4.03 \pm 1.31	26.90 \pm 14.05	50.81 \pm 9.17	7.92 \pm 3.37	34.15 \pm 6.41
20-40	Min - Max	0.87 - 6.78	8.25 - 46.35	1.28 - 59.55	1.01 - 14.12	19.15 - 41.86
	Moy \pm ET	2.20 \pm 1.12	20.70 \pm 10.41	38.57 \pm 10.76	4.08 \pm 2.88	27.99 \pm 5.66
Pb						
0-20	Min - Max	0.71 - 79.51	0.01 - 7.30	0.22 - 31.57	0.03 - 25.44	14.68 - 149.35
	Moy \pm ET	4.94 \pm 12.35	0.49 \pm 1.22	8.65 \pm 8.54	5.44 \pm 5.50	64.32 \pm 43.36
20-40	Min - Max	0.15 - 35.48	0.01 - 3.48	0.15 - 60.49	0.01 - 12.49	6.32 - 99.80
	Moy \pm ET	2.34 \pm 5.51	0.27 \pm 0.60	5.74 \pm 9.91	2.66 \pm 3.01	31.36 \pm 22.58
Zn						
0-20	Min - Max	4.49 - 5.69	1.58 - 5.24	0.96 - 15.78	1.26 - 14.14	35.63 - 55.98
	Moy \pm ET	5.10 \pm 0.26	3.94 \pm 1.15	3.92 \pm 3.63	3.02 \pm 1.95	46.45 \pm 5.59
20-40	Min - Max	0.31 - 4.24	0.63 - 3.27	0.10 - 6.31	0.51 - 2.86	12.70 - 36.84
	Moy \pm ET	2.72 \pm 0.84	1.25 \pm 0.62	1.18 \pm 1.07	0.97 \pm 0.52	21.41 \pm 4.69

III.2.3.1. Cadmium (Cd)

L'examen du tableau 28 et de la figure 42 montre que les teneurs séquentielles en cadmium (Cd) dans le sol varient considérablement non seulement au sein d'un même profil mais aussi d'un profil à l'autre.

Globalement, les résultats des teneurs séquentielles en Cd obtenus révèlent sa présence dans toutes les fractions et dans tous les échantillons prélevés au niveau des deux profils (0-20 cm et 20-40 cm). L'ordre d'abondance des différentes fractions est le suivant : $Cd_R > Cd_C > Cd_E > Cd_O > Cd_M$.

Le cadmium résiduel (Cd_R) représente ainsi la partie la plus importante dans le sol, son pourcentage est estimé à 52 % pour les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm). La fraction liée aux carbonates (Cd_C) représente 25 % du cadmium total pour le profil (0-20 cm) et 24 % pour le profil (20-40 cm). La fraction échangeable (Cd_E) représente 14 % et 16 % pour les deux profils respectivement. La fraction liée aux oxydes de fer et de manganèse (Cd_O) ne représente que 7 % pour les deux profils. La fraction liée à la matière organique (Cd_M) vient en dernière position, et ne représente que 1 % et 2 % les profils (0-20 cm) et (20-40 cm) respectivement.

a. Fraction échangeable (Cd_E) :

Nous avons enregistré pour les profils (0-20 cm) et (20-40 cm) respectivement, des minimum de 0.003 $\mu\text{g/g}$ et 0.001 $\mu\text{g/g}$, des maximum de 1.888 $\mu\text{g/g}$ et 1.015 $\mu\text{g/g}$, et des médianes de l'ordre de 0.047 $\mu\text{g/g}$, et 0.022 $\mu\text{g/g}$. Les fluctuations d'une station à l'autre sont remarquables, l'*anova* a révélé un effet station significatif pour les deux profils ($F = 6.13$; $p < 0.05$). Par ailleurs, la différence entre les deux profils est très significative ; ceci a été confirmé par le test *t* de Student pour ($p < 0.01$).

b. Fraction liée aux carbonates (Cd_C) :

Pour les profils (0-20 cm) et (20-40 cm) respectivement, nous avons enregistré des minimum de 0.005 $\mu\text{g/g}$ *versus* 0.001, des maximum de 2.874 $\mu\text{g/g}$ *versus* 1.367 $\mu\text{g/g}$, avec des médianes de l'ordre de 0.065 $\mu\text{g/g}$ *versus* et 0.027 $\mu\text{g/g}$. Les fluctuations d'une station à l'autre sont remarquables, l'*anova* a révélé un effet station très significatifs et hautement significatifs pour les deux profils ($F = 12.09$; $p < 0.01$) et ($F = 5.32$; $p < 0.001$) respectivement. La différence entre les deux profils est très significative ; ceci a été confirmé par le test *t* de Student pour ($p < 0.01$).

c. Fraction liée aux oxydes de fer et de manganèse (Cd_O) :

Pour le profil (0-20 cm) nous avons enregistré un minimum de 0.001 $\mu\text{g/g}$, un maximum de 0.198 $\mu\text{g/g}$ et une médiane de 0.024 $\mu\text{g/g}$. Pour le profil (20-40 cm), les valeurs extrêmes sont de (0.000 - 0.124 $\mu\text{g/g}$) avec une médiane de (0.011 $\mu\text{g/g}$). Les fluctuations au sein d'un même profil sont remarquables et ont été confirmées par l'analyse de la variance à un facteur qui a révélé des effets très significatifs et hautement significatifs pour les deux profils ($F = 3.08$; $p < 0.01$) et ($F = 5.30$; $p < 0.001$) respectivement.

Notons aussi, que les teneurs en Cd_O sont plus importantes pour le profil de surface (0-20 cm). Le test t de Student a révélé un effet profil significatif ($p < 0.05$).

d. Fraction liée à la matière organique (Cd_M) :

Pour la fraction liée à la matière organique nous avons enregistrés un minimum de l'ordre de 0.000 $\mu\text{g/g}$ *versus* un maximum 0.069 $\mu\text{g/g}$ pour le profil 0-20 cm, et 0.000 $\mu\text{g/g}$ *versus* 0.021 $\mu\text{g/g}$ pour le 20-40 cm. Les médianes sont de l'ordre de 0.010 $\mu\text{g/g}$ et 0.003 $\mu\text{g/g}$ pour les profils 0-20 cm et 20-40 cm respectivement. Notons que la variabilité intra-zone des teneurs en cadmium lié à la matière organique est non significative pour le profil (0-20 cm) et significative ($F = 2.29$; $p < 0.05$) pour le profil (20-40 cm). Les fluctuations entre les deux profils sont hautement significatives pour ($p < 0.001$) ; les teneurs les plus élevées sont celles enregistrées pour le profil (0-20 cm).

e. Fraction résiduelle (Cd_R) :

Pour cette fraction, nous avons enregistrés des teneurs médianes de l'ordre de (0.290 $\mu\text{g/g}$ et 0.132 $\mu\text{g/g}$) avec des valeurs extrêmes sont de l'ordre de de (0.090 $\mu\text{g/g}$ *versus* 0.988 $\mu\text{g/g}$), et (0.015 $\mu\text{g/g}$ *versus* 0.832 $\mu\text{g/g}$) pour les profils 0-20 cm et 20-40 cm respectivement. La variation d'une station à l'autre est significative pour le profil (0-20 cm) avec ($F = 3.44$; $p < 0.05$) et non significative pour le profil (0-40 cm). Notons aussi que la variation des teneurs en Cd_R entre les deux profils est remarquable. Le test t de student a révélé un effet profil significatif pour ($p < 0.05$).

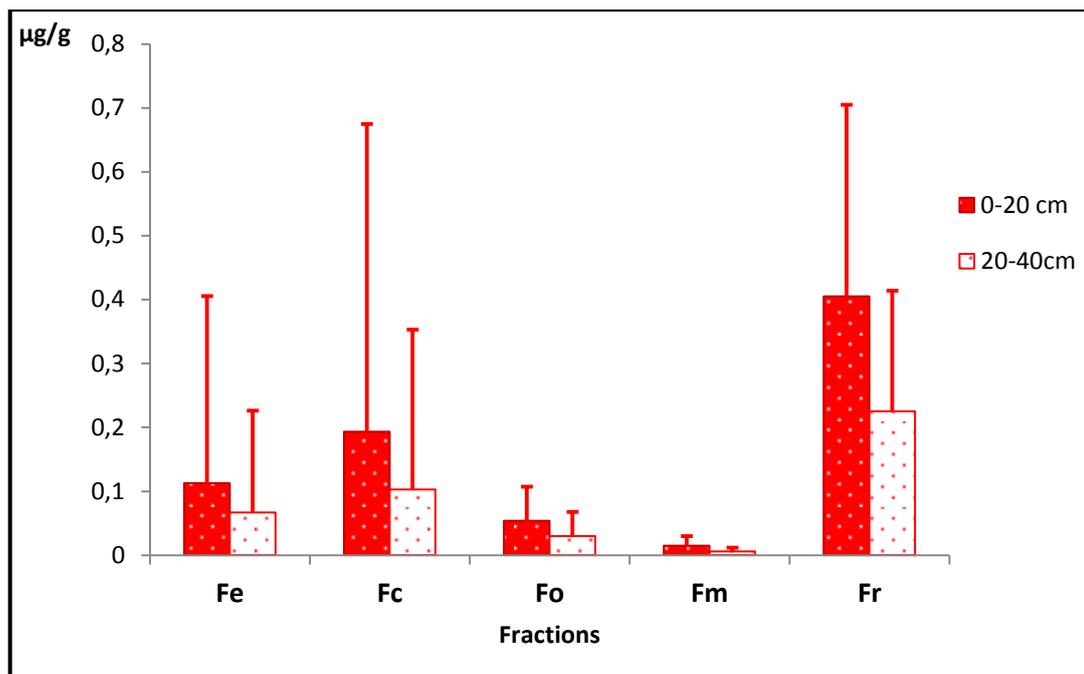


Figure 42. Teneurs séquentielles en cadmium (Cd) dans les différentes fractions de sols.

III.2.3.2. Cuivre (Cu)

L'examen du tableau 28 et de la figure 43 montre que les teneurs séquentielles en cuivre (Cu) dans le sol varient considérablement non seulement au sein d'un même profil mais aussi d'un profil à l'autre.

Globalement, les résultats des teneurs séquentielles en Cu obtenus révèlent sa présence dans toutes les fractions de sol et dans tous les échantillons prélevés au niveau des deux profils (0-20 cm et 20-40 cm). L'ordre d'abondance des différentes fractions est le suivant : $Cu_R > Cu_M > Cu_E > Cu_O > Cu_C$.

Le cuivre résiduel (Cu_R) représente ainsi la partie la plus importante dans le sol, son pourcentage est estimé à 63 % et 87 % pour les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) respectivement. La fraction liée à la matière organique (Cu_M) représente 22 % du cuivre total pour le profil (0-20 cm) et 7 % pour le profil (20-40 cm). La fraction échangeable (Cu_E) représente 6 % et 3 % pour les profils (0-20 cm et 20-40 cm) respectivement. La fraction liée aux oxydes de fer et de manganèse (Cu_O) représente seulement 5 % pour le profil (0-20 cm) et 2 % pour le profil (20-40 cm). La fraction liée aux carbonates (Cu_C) vient en dernière position, elle ne renferme que 4 % du cuivre total pour le profil (0-20 cm) et 1 % pour le profil (20-40 cm).

a. Fraction échangeable (Cu_E) :

Nous avons enregistré pour les profils (0-20 cm) et (20-40 cm) respectivement, des minimum de 0.13 $\mu\text{g/g}$ et 0.05 $\mu\text{g/g}$, des maximum de 2.66 $\mu\text{g/g}$ et 0.66 $\mu\text{g/g}$, et des médianes de l'ordre de 0.66 $\mu\text{g/g}$, et 0.12 $\mu\text{g/g}$. Les fluctuations d'une station à l'autre sont remarquables, néanmoins le test l'*anova* n'a pas a révélé d'effet station significatif aussi bien pour le profil 0-20 cm que pour le 20-40 cm. Le test *t* de Student a révélé une différence hautement significative entre les deux profils ($p < 0.001$).

b. Fraction liée aux carbonates (Cu_C) :

Pour les profils (0-20 cm) et (20-40 cm) respectivement, nous avons enregistré des minimums de 0.11 $\mu\text{g/g}$ *versus* 0.02 $\mu\text{g/g}$, des maximums de 0.98 $\mu\text{g/g}$ *versus* 0.29 $\mu\text{g/g}$, avec des médianes de l'ordre de 0.49 $\mu\text{g/g}$ *versus* et 0.05 $\mu\text{g/g}$. Les fluctuations d'une station à l'autre sont remarquables, le test d'*anova* a révélé un effet station très significatif ($F= 4.63$; $p < 0.01$) pour le profil (0-20 cm) et significatif ($F = 2.41$; $p < 0.05$) pour le profil (20-40 cm). La différence entre les deux profils est significative ; ceci est confirmé par le test *t* de Student qui a révélé une différence hautement significative ($p < 0.001$).

c. Fraction liée aux oxydes de fer et de manganèse (Cu_O) :

Pour le profil (0-20 cm) nous avons enregistré un minimum de 0.11 $\mu\text{g/g}$, un maximum de 2.29 $\mu\text{g/g}$ et une médiane de 0.69 $\mu\text{g/g}$. Pour le profil (20-40 cm), les valeurs extrêmes sont de (0.05 - 0.32 $\mu\text{g/g}$) avec une médiane de (0.12 $\mu\text{g/g}$). Les fluctuations au sein d'un même profil sont remarquables. Cependant, l'analyse de la variance à un facteur n'a pas révélé d'effet station significatif pour le profil (0-20 cm), mais significatif ($F = 3.10$; $p < 0.01$) pour le profil (20-40 cm).

Notons aussi, que les teneurs en Cu_O sont plus importantes pour le profil de surface (0-20 cm). Ceci est confirmé par le test *t* de Student qui a révélé une différence hautement significative entre les deux profils ($p < 0.001$).

d. Fraction liée à la matière organique (Cu_M) :

Pour la fraction liée à la matière organique nous avons enregistré un minimum de l'ordre de 0.59 $\mu\text{g/g}$ *versus* un maximum 11.78 $\mu\text{g/g}$ pour le profil 0-20 cm, et 0.02 $\mu\text{g/g}$ *versus* 1.09 $\mu\text{g/g}$ pour le 20-40 cm. Les médianes sont de l'ordre de 1.46 $\mu\text{g/g}$ et 0.38 $\mu\text{g/g}$ pour les profils 0-20 cm et 20-40 cm respectivement. Notons que la variabilité intra-zone des teneurs en cuivre lié à la matière organique est hautement significative ($F = 7.45$; $p < 0.001$) pour le profil (0-20 cm) et non significative pour le profil (20-40 cm). Les

fluctuations entre les deux profils sont hautement significatives ($p < 0.001$) ; les teneurs les plus élevées sont celles enregistrées pour le profil (0-20 cm).

e. Fraction résiduelle (Cu_R) :

Pour cette fraction, nous avons enregistrés des teneurs médianes de l'ordre de ($8.98 \mu\text{g/g}$ et $5.61 \mu\text{g/g}$) avec des valeurs extrêmes qui sont de l'ordre de ($5.09 \mu\text{g/g}$ *versus* $2.94 \mu\text{g/g}$), et ($11.99 \mu\text{g/g}$ *versus* $17.81 \mu\text{g/g}$) pour les profils 0-20 cm et 20-40 cm respectivement. La variation d'une station à l'autre est très hautement significative pour le profil (0-20 cm) avec ($F = 9.10$; $p < 0.001$) et non significative pour le profil (20-40 cm). Notons aussi que la variation des teneurs en Cu_R entre les deux profils est remarquable. Le test t de student a révélé un effet profil hautement significatif pour ($p < 0.001$).

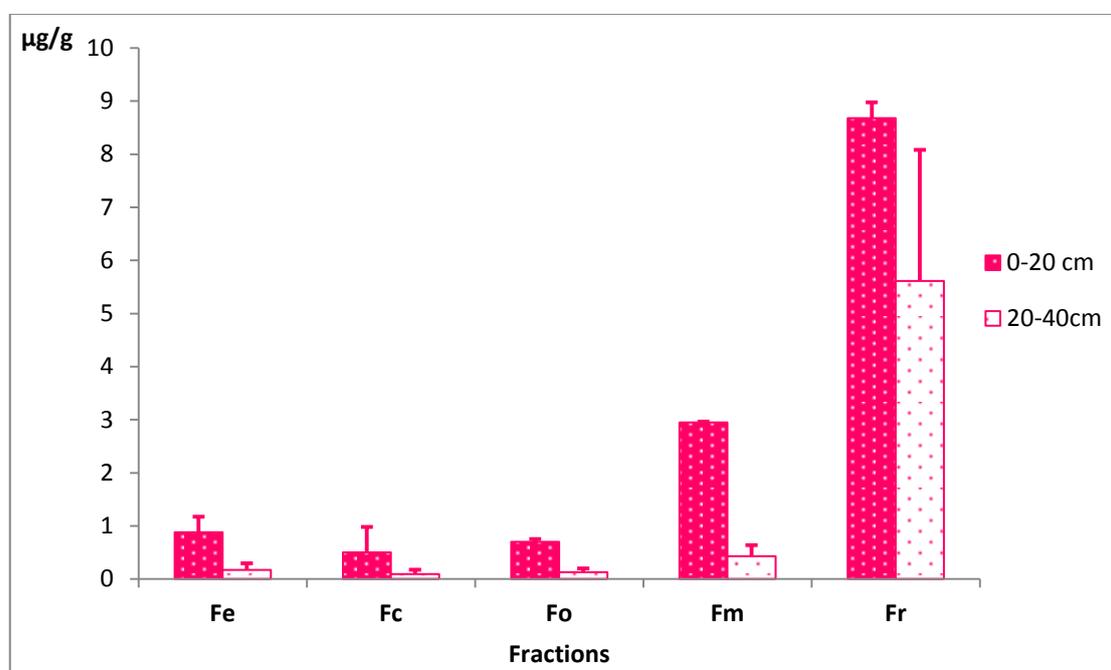


Figure 43. Teneurs séquentielles en cuivre (Cu) dans les différentes fractions de sols.

III.2.3.3. Manganèse (Mn)

L'examen du tableau 28 et de la figure 44 montre que les teneurs séquentielles en manganèse (Mn) dans le sol varient considérablement non seulement au sein d'un même profil mais aussi d'un profil à l'autre.

Globalement, les résultats des teneurs séquentielles en manganèse obtenus révèlent sa présence dans toutes les fractions de sol et dans tous les échantillons prélevés au niveau

des deux profils (0-20 cm et 20-40 cm). L'ordre d'abondance du Mn_T dans les fractions est le suivant : $Mn_O > Mn_R > Mn_C > Mn_M > Mn_E$.

La fraction du manganèse liée aux oxydes de fer et manganèse (Mn_O) représente la partie la plus importante dans le sol, son pourcentage est estimé à 41 % pour les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm). La fraction résiduelle (Mn_R) représente 28 % du manganèse total pour le profil (0-20 cm) et 30 % pour le profil (20-40 cm). La fraction liée aux carbonates (Mn_C) représente seulement 22 % pour les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm). La fraction liée à la matière organique (Mn_M) ne représente que 6 % pour le profil (0-20 cm) et 5 % pour le profil (20-40 cm). La fraction échangeable vient en dernière position, elle ne renferme que 6 % du manganèse total pour le profil (0-20 cm) et 2 % pour le profil (20-40 cm).

a. Fraction échangeable (Mn_E) :

Nous avons enregistré pour les profils (0-20 cm) et (20-40 cm) respectivement, des minimum de 1.20 $\mu\text{g/g}$ et 0.87 $\mu\text{g/g}$, des maximum de 5.99 $\mu\text{g/g}$ et 6.78 $\mu\text{g/g}$, et des médianes de l'ordre de 3.98 $\mu\text{g/g}$, et 2.05 $\mu\text{g/g}$. Les fluctuations d'une station à l'autre sont remarquables, ceci est confirmé par le test d'*anova* qui a révélé un effet station hautement significatif ($F = 9.74$; $p < 0.001$) pour le profil (0-20 cm) et très significatif ($F = 3.87$; $p < 0.01$) pour le profil (20-40 cm). Le test *t* de Student a révélé une différence hautement significative entre les deux profils ($p < 0.001$).

b. Fraction liée aux carbonates (Mn_C) :

Pour les profils (0-20 cm) et (20-40 cm) respectivement, nous avons enregistré des minimum de 7.92 $\mu\text{g/g}$ versus 8.25 $\mu\text{g/g}$, des maximum de 59.88 $\mu\text{g/g}$ versus 46.35 $\mu\text{g/g}$, avec des médianes de l'ordre de 24.71 $\mu\text{g/g}$ versus et 16.56 $\mu\text{g/g}$. Les fluctuations d'une station à l'autre sont remarquables, le test d'*anova* a révélé un effet station hautement significatif ($F = 9.02$; $p < 0.001$) pour les deux profils. La différence entre les deux profils est significative ; ceci est confirmé par le test *t* de Student qui a révélé une différence hautement significative profils ($p < 0.001$).

c. Fraction liée aux oxydes de fer et de manganèse (Mn_O) :

Pour le profil (0-20 cm) nous avons enregistré un minimum de 29.04 $\mu\text{g/g}$, un maximum de 65.90 $\mu\text{g/g}$ et une médiane de 50.62 $\mu\text{g/g}$. Pour le profil (20-40 cm), les valeurs extrêmes sont de (1.28 – 59.55 $\mu\text{g/g}$) avec une médiane de (37.22 $\mu\text{g/g}$). Les fluctuations au sein d'un même profil sont remarquables. L'analyse de la variance à un facteur a révélé

un effet station hautement significatif ($F = 5.258$; $p < 0.001$) pour le profil (0-20 cm) et non significatif pour le profil (20-40 cm).

Notons aussi, que les teneurs en Mn_O sont plus importantes pour le profil de surface (0-20 cm). Ceci est confirmé par le test t de Student qui a révélé une différence hautement significative entre les deux profils ($p < 0.001$).

d. Fraction liée à la matière organique (Mn_M) :

Pour la fraction liée à la matière organique nous avons enregistré un minimum de l'ordre de $4.79 \mu\text{g/g}$ *versus* un maximum $19.76 \mu\text{g/g}$ pour le profil 0-20 cm, et $1.01 \mu\text{g/g}$ *versus* $14.12 \mu\text{g/g}$ pour le 20-40 cm. Les médianes sont de l'ordre de $32.92 \mu\text{g/g}$ et $3.34 \mu\text{g/g}$ pour les profils 0-20 cm et 20-40 cm respectivement. Notons que la variabilité intra-zone des teneurs en manganèse liées à la matière organique est hautement significative ($F = 8.78$; $p < 0.001$) pour les deux profils. Les fluctuations entre les deux profils sont hautement significatives ($p < 0.001$) ; les teneurs les plus élevées sont celles enregistrées pour le profil (0-20 cm).

e. Fraction résiduelle (Mn_R) :

Pour cette fraction, nous avons enregistré des teneurs médianes de l'ordre de ($32.92 \mu\text{g/g}$ et $28.13 \mu\text{g/g}$) avec des valeurs extrêmes qui sont de l'ordre de de ($24.90 \mu\text{g/g}$ *versus* $19.15 \mu\text{g/g}$), et ($50.56 \mu\text{g/g}$ *versus* $41.86 \mu\text{g/g}$) pour les profils 0-20 cm et 20-40 cm respectivement. La variation d'une station à l'autre est hautement significative ($F = 9.33$; $P < 0.001$) pour le profil (0-20 cm) et non significative pour le profil (20-40 cm). Notons aussi que la variation des teneurs en Mn_R entre les deux profils est remarquable. Le test t de student a révélé un effet profil hautement significatif pour ($p < 0.001$).

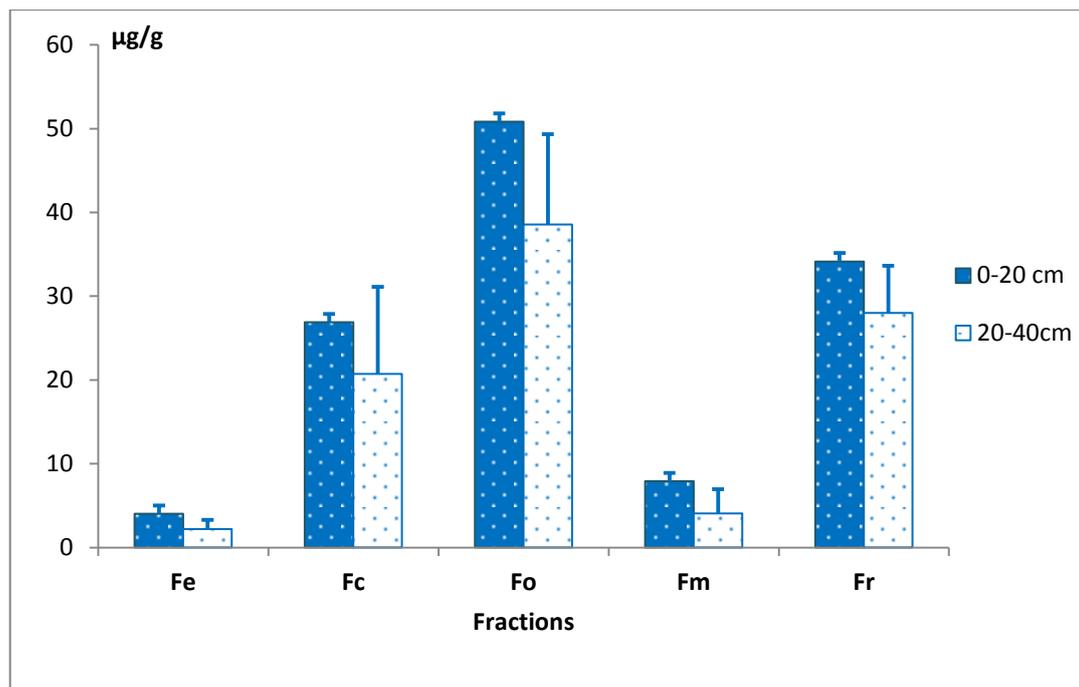


Figure 44. Teneurs séquentielles en manganèse (Mn) dans les différentes fractions de sols.

III.2.3.4. Plomb (Pb)

L'examen du tableau 28 et de la figure 45 montre que les teneurs séquentielles en plomb (Pb) dans le sol varient considérablement non seulement au sein d'un même profil mais aussi d'un profil à l'autre.

Globalement, les résultats des teneurs séquentielles en plomb obtenus révèlent sa présence dans toutes les fractions de sol et dans tous les échantillons prélevés au niveau des deux profils (0-20 cm et 20-40 cm). L'ordre d'abondance du Pb_T dans les fractions est le suivant : $Pb_R > Pb_O > Pb_M > Pb_E > Pb_C$.

Le plomb résiduel (Pb_R) représente la partie la plus importante dans le sol, son pourcentage est estimé à 77 % et 74 % pour les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) respectivement. La fraction liée aux oxydes de fer et manganèse (Pb_O) vient en deuxième position, elle représente 10 % du plomb total pour le profil (0-20 cm) et 14 % pour le profil (20-40 cm). La fraction liée à la matière organique (Pb_M) ne représente que 6 % pour les profils (0-20 cm et 20-40 cm). La fraction échangeable (Pb_E) représente seulement 6 % pour le profil (0-20 cm) et 5 % pour le profil (20-40 cm). La fraction liée aux carbonates vient en dernière position, elle ne renferme que 1 % du plomb total pour les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm).

a. Fraction échangeable (Pb_E) :

Nous avons enregistré pour les profils (0-20 cm) et (20-40 cm) respectivement, des minimum de 0.71 µg/g et 0.15 µg/g, des maximum de 79.51 µg/g et 35.48 µg/g, et des médianes de l'ordre de 1.99 µg/g, et 1.10 µg/g. Les fluctuations d'une station à l'autre sont remarquables. Le test d'*anova* a révélé un effet station significatif pour les deux profils ($F = 4.64$; $p < 0.05$ et $F = 4.74$; $p < 0.05$) respectivement.

Par ailleurs, le test *t* de Student a révélé une différence significative entre les deux profils ($p < 0.05$).

b. Fraction liée aux carbonates (Pb_C) :

Pour les profils (0-20 cm) et (20-40 cm) respectivement, nous avons enregistré des minimum de 0.01 µg/g versus 0.01 µg/g, des maximum de 7.30 µg/g versus 3.48 µg/g, avec des médianes de l'ordre de 0.16 µg/g versus et 0.11 µg/g. Les fluctuations d'une station à l'autre sont remarquables. Cependant, le test d'*anova* n'a pas révélé d'effet station significatif pour les profils. Par ailleurs, le test *t* de Student n'a pas révélé d'effet significatif entre les deux profils.

c. Fraction liée aux oxydes de fer et de manganèse (Pb_O) :

Pour le profil (0-20 cm) nous avons enregistré un minimum de 0.22 µg/g, un maximum de 31.57 µg/g et une médiane de 3.86 µg/g. Pour le profil (20-40 cm), les valeurs extrêmes sont de (0.15 – 60.49 µg/g) avec une médiane de (1.77 µg/g). Les fluctuations au sein d'un même profil sont remarquables. L'analyse de la variance à un facteur a révélé un effet station très significatif ($F = 5.16$; $p < 0.01$) pour le profil (0-20 cm) et non significatif pour le profil (20-40 cm).

Notons aussi, que les teneurs en Pb_O sont plus importantes pour le profil de surface (0-20 cm).

Ceci est confirmé par le test *t* de Student qui a révélé une différence significative entre les deux profils ($p < 0.05$).

d. Fraction liée à la matière organique (Pb_M) :

Pour la fraction liée à la matière organique nous avons enregistrés un minimum de l'ordre de 0.03 µg/g *versus* un maximum 25.44 µg/g pour le profil 0-20 cm, et 0.01 µg/g *versus* 12.49 µg/g pour le 20-40 cm. Les médianes sont de l'ordre de 3.59 µg/g et 1.27 µg/g pour les profils 0-20 cm et 20-40 cm respectivement. Notons que la variabilité intra-zone des teneurs en plomb liées à la matière organique est non significative pour les deux profils.

Les fluctuations entre les deux profils sont très significatives ($p < 0.01$) ; les teneurs les plus élevées sont celles enregistrées pour le profil (0-20 cm). ($F = 38.54$; $p < 0.001$).

e. Fraction résiduelle (Pb_R) :

Pour cette fraction, nous avons enregistré des teneurs médianes de l'ordre de ($52.29 \mu\text{g/g}$ et $23.04 \mu\text{g/g}$) avec des valeurs extrêmes qui sont de l'ordre de de ($14.68 \mu\text{g/g}$ *versus* $6.32 \mu\text{g/g}$), et ($149.35 \mu\text{g/g}$ *versus* $99.80 \mu\text{g/g}$) pour les profils 0-20 cm et 20-40 cm respectivement. La variation d'une station à l'autre est hautement significative ($F = 5.54$; $p < 0.001$) pour le profil (0-20 cm) et très significative ($F = 3.65$; $p < 0.01$) pour le profil (20-40 cm). Notons aussi que la variation des teneurs en Mn_R entre les deux profils est remarquable.

Le test t de student a révélé un effet profil hautement significatif pour ($p < 0.001$).

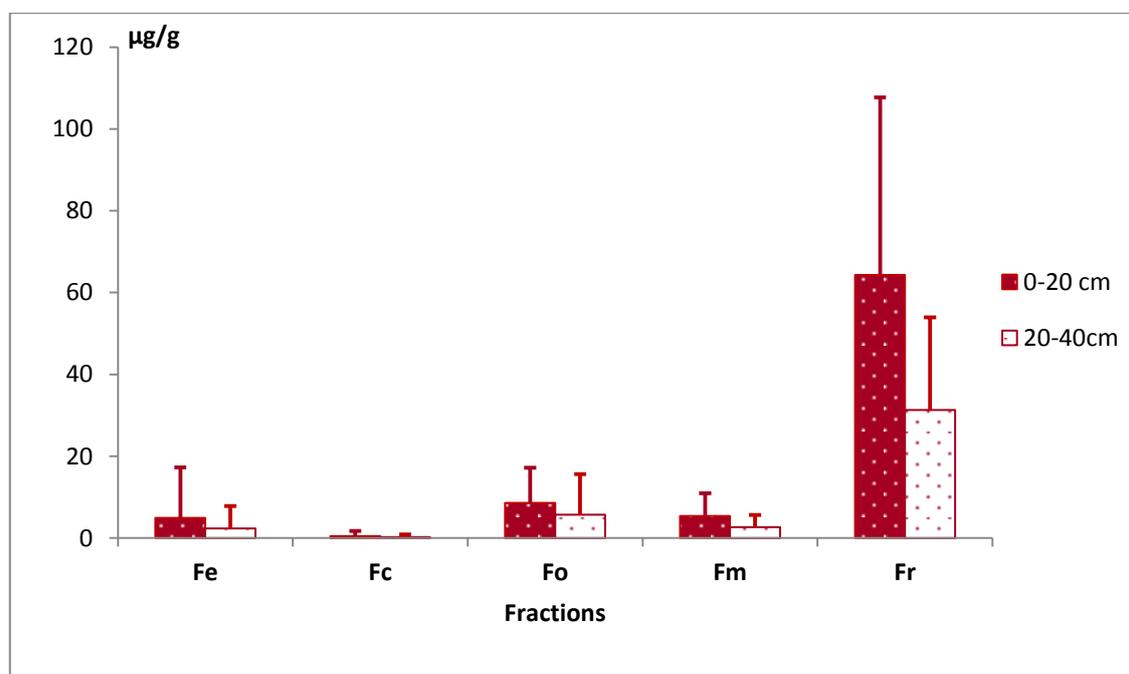


Figure 45. Teneurs séquentielles en plomb (Pb) dans les différentes fractions de sols.

III.2.3.5. Zinc (Zn)

L'examen du tableau 28 et de la figure 46 montre que les teneurs séquentielles en zinc (Zn) dans le sol varient considérablement non seulement au sein d'un même profil mais aussi d'un profil à l'autre.

Globalement, les résultats des teneurs séquentielles en zinc obtenus révèlent sa présence dans toutes les fractions de sol et dans tous les échantillons prélevés au niveau des deux

profils (0-20 cm et 20- 40 cm). L'ordre d'abondance du Zn_T dans les fractions est le suivant : $Zn_R > Zn_E > Zn_C > Zn_O > Zn_M$.

Le zinc résiduel (Zn_R) représente la partie la plus importante dans le sol, son pourcentage est estimé à 75 % et 78 % pour les deux profils (0-20 cm) et (20-40 cm) respectivement. La fraction échangeable (Zn_E) vient en deuxième position, elle représente 8 % du Zn_T pour le profil (0-20 cm) et 10 % pour le profil (20-40 cm). La fraction liée aux carbonates représente seulement 6 % du Zn_T pour le profil (0-20 cm) et 5 % pour le profil (20-40 cm). La fraction liée aux oxydes de fer et manganèse (Zn_O) ne renferme que 6 % et 4% du zinc total les profils (0-20 cm) et (20-40 cm) respectivement. La fraction liée à la matière organique (Zn_M) vient en dernière position, elle ne renferme que 5 % et 3 % du Zn_T pour les deux profils (0-20 cm et 20-40cm).

a. Fraction échangeable (Zn_E) :

Nous avons enregistré pour les profils (0-20 cm) et (20-40 cm) respectivement, des minimum de 35.63 $\mu\text{g/g}$ et 12.70 $\mu\text{g/g}$, des maximum de 55.98 $\mu\text{g/g}$ et 36.84 $\mu\text{g/g}$, et des médianes de l'ordre de 45.73 $\mu\text{g/g}$, et 20.82 $\mu\text{g/g}$. Les fluctuations d'une station à l'autre sont remarquables, néanmoins, le test d'*anova* n'a pas révélé d'effet station significatif quel que soit le profil.

Par ailleurs, le test *t* de Student a révélé une différence très hautement significative entre les deux profils ($p < 0.05$).

b. Fraction liée aux carbonates (Zn_C) :

Pour les profils (0-20 cm) et (20-40 cm) respectivement, nous avons enregistré des minimum de 1.58 $\mu\text{g/g}$ *versus* 0.63 $\mu\text{g/g}$, des maximum de 5.24 $\mu\text{g/g}$ *versus* 3.27 $\mu\text{g/g}$, avec des médianes de l'ordre de 4.45 $\mu\text{g/g}$ *versus* et 1.01 $\mu\text{g/g}$. Les fluctuations d'une station à l'autre sont remarquables. Le test d'*anova* a révélé un effet station hautement significatif ($F = 21.43$; $p < 0.001$) pour me profil (0-20 cm) et très significatif ($F = 4.08$; $p < 0.01$) pour le profil (20-40 cm).

Par ailleurs, le test *t* de Student a révélé une différence hautement significative entre les deux profils ($p < 0.001$).

c. Fraction liée aux oxydes de fer et de manganèse (Zn_O) :

Pour le profil (0-20 cm) nous avons enregistré un minimum de 0.96 $\mu\text{g/g}$, un maximum de 15.78 $\mu\text{g/g}$ et une médiane de 2.64 $\mu\text{g/g}$. Pour le profil (20-40 cm), les valeurs extrêmes sont de (0.10 – 6.31 $\mu\text{g/g}$) avec une médiane de (0.85 $\mu\text{g/g}$). Les fluctuations au sein d'un même profil sont remarquables. L'analyse de la variance à un facteur a révélé un effet station hautement significatif ($F = 9.35$; $p < 0.001$) pour le profil (0-20 cm) et très significatif ($F = 5.04$; $p < 0.01$) pour le profil (20-40 cm).

Notons aussi, que les teneurs en Zn_O sont plus importantes pour le profil de surface (0-20 cm). Ceci est confirmé par le test t de Student qui a révélé une différence hautement significative entre les deux profils ($p < 0.001$).

d. Fraction liée à la matière organique (Zn_M) :

Pour la fraction liée à la matière organique nous avons enregistrés un minimum de l'ordre de 1.26 $\mu\text{g/g}$ *versus* un maximum 14.14 $\mu\text{g/g}$ pour le profil 0-20 cm, et 0.51 $\mu\text{g/g}$ *versus* 2.86 $\mu\text{g/g}$ pour le 20-40 cm. Les médianes sont de l'ordre de 2.76 $\mu\text{g/g}$ et 0.78 $\mu\text{g/g}$ pour les profils 0-20 cm et 20-40 cm respectivement. Notons que la variabilité intra-zone des teneurs en zinc liées à la matière organique est hautement significative ($F = 16.50$; $p < 0.001$) pour le profil (0-20 cm) et significative ($F = 2.77$; $p < 0.05$) pour le profil (20-40 cm). Les fluctuations entre les deux profils sont hautement significatives ($p < 0.001$) ; les teneurs les plus élevées sont celles enregistrées pour le profil (0-20 cm).

e. Fraction résiduelle (Zn_R) :

Pour cette fraction, nous avons enregistrés des teneurs médianes de l'ordre de (45.73 $\mu\text{g/g}$ et 20.82 $\mu\text{g/g}$) avec des valeurs extrêmes qui sont de l'ordre de de (35.63 $\mu\text{g/g}$ *versus* 12.70 $\mu\text{g/g}$), et (55.98 $\mu\text{g/g}$ *versus* 36.84 $\mu\text{g/g}$) pour les profils 0-20 cm et 20-40 cm respectivement. La variation d'une station à l'autre est hautement significative ($F = 10.08$; $p < 0.001$) pour le profil (0-20 cm) et significative ($F = 3.34$; $P < 0.05$) pour le profil (20-40 cm).

Notons aussi que la variation des teneurs en Zn_R entre les deux profils est remarquable. Le test t de student a révélé un effet profil hautement significatif pour ($p < 0.001$).

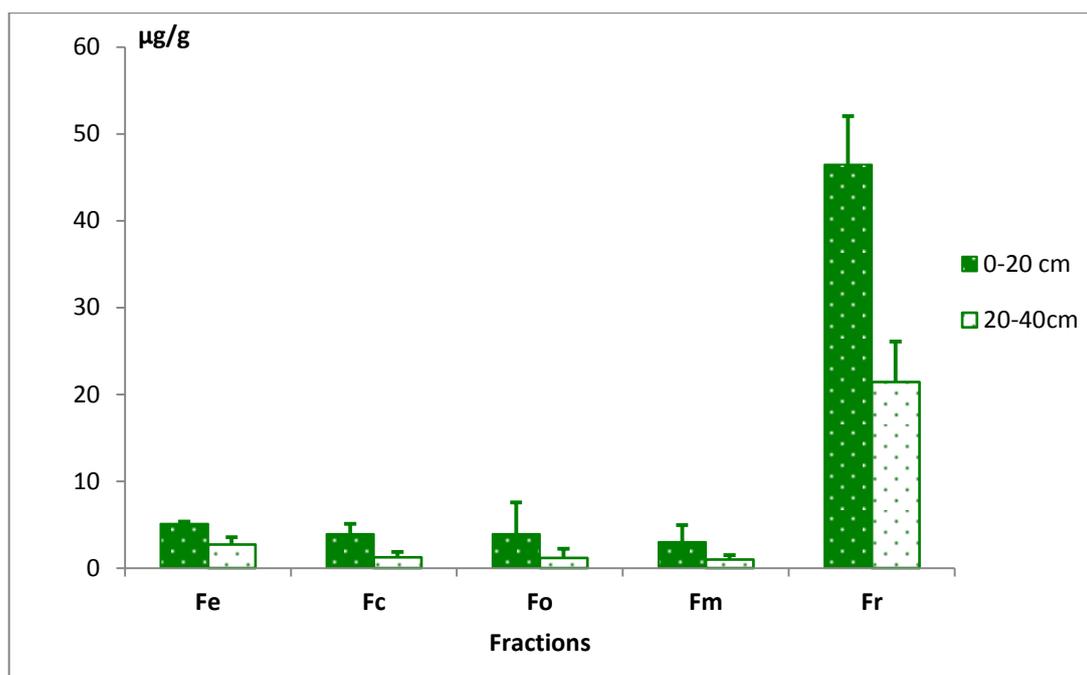


Figure 46. Teneurs séquentielles en zinc (Zn) dans les différentes fractions de sols.

III.2.4. Mobilité des ETM dans les sols étudiés (FM)

La détermination de la mobilité des ETM est basée sur la quantité relative de l'ETM dans la fraction échangeable (Fe) contenant les formes mobiles et dans la fraction liée aux carbonates (Fc) contenant des phases facilement mobilisables. Le facteur de mobilité (FM) nous renseigne sur la disponibilité des ETM et leur toxicité vis-à-vis des organismes vivants dans le sol. Il est exprimé en tant que facteur de mobilité (FM) et est calculé selon l'équation suivante : (Narwal et al. 1999; Salbu et al. 1998 ; Kabala et Singh, 2001 ; Qasim, 2016).

$$FM = \frac{Fe + Fc}{Fe + Fc + Fo + Fm + Fr} \times 100$$

Où :

- ✓ *Fe* = Teneur de l'ETM dans la fraction échangeable,
- ✓ *Fc* = Teneur de l'ETM dans la fraction liée aux carbonates,
- ✓ *Fo* = Teneur de l'ETM dans la fraction liée aux oxydes de fer et manganèse,
- ✓ *Fm* = Teneur de l'ETM dans la fraction liée à la matière organique,
- ✓ *Fr* = Teneur de l'ETM dans la fraction résiduelle.

La figure 47 présente les résultats des calculs du facteur de mobilité. En général, les facteurs de mobilité sont faibles (ne dépassant pas les 40 % en moyenne) pour les 5 ETM étudiés du fait que la majeure partie de ces ETM est fortement liée aux particules du sol. Nous avons enregistré les séquences de mobilité suivantes :

- ❖ **Profil 0- 20 cm** : $FM_{Cd} > FM_{Mn} > FM_{Zn} > FM_{Cu} > FM_{Pb}$
- ❖ **Profil 20- 40 cm** : $FM_{Cd} > FM_{Mn} > FM_{Zn} > FM_{Pb} > FM_{Cu}$

Ainsi, le Cd est le métal le plus mobile dans les sols de la zone urbaine. Sa mobilité est de 39.25 ± 16.22 % et 39.53 ± 17.51 % pour les deux profils (0- 20 cm et 20- 40 cm) respectivement. Les résultats obtenus sont conformes à ceux obtenus par Kapusta et al. (2011), Vaněk et al. (2005), Qasim et al. (2014) et Qasim (2016) indiquant que le cadmium est le plus mobile des cinq ETM testés (Cd, Cu, Pb, Zn). Le manganèse enregistre des valeurs de (24.98 % et 24.48 %) et le zinc (14.49 % et 14.44 %) pour les deux profils (0- 20 cm et 20- 40 cm) respectivement. Avec des facteurs de mobilité de l'ordre de (6.48 % et 6.16 %) pour le plomb et (10.07 % et 3.99 %) pour le cuivre des deux profils (0- 20 cm et 20- 40 cm) respectivement, ces deux ETM (Pb et Cu) semblent être les moins mobiles parmi les ETM pris en considération dans cette étude.

Les proportions relativement élevées en cadmium pourraient être une indication à son origine anthropique ; la fraction mobile de cet élément, connu pour son effet toxique, est susceptible d'augmenter sa dangerosité dans le sol mais aussi vis-à-vis des organismes vivants tel que les végétaux présent dans le site et pris en considération dans notre étude (Sauvé, 2002). En revanche, les valeurs faibles du facteur de mobilité du plomb et cuivre, montrent que les ETM sont beaucoup plus liés aux particules des sols étudiés ; ils sont donc moins mobiles (Kabala et Singh, 2001). Les résultats obtenus concordent avec ceux de El-Hadef El-Okki (2016) pour les sols des bordures de l'oued Rhumel dans la région de Constantine.

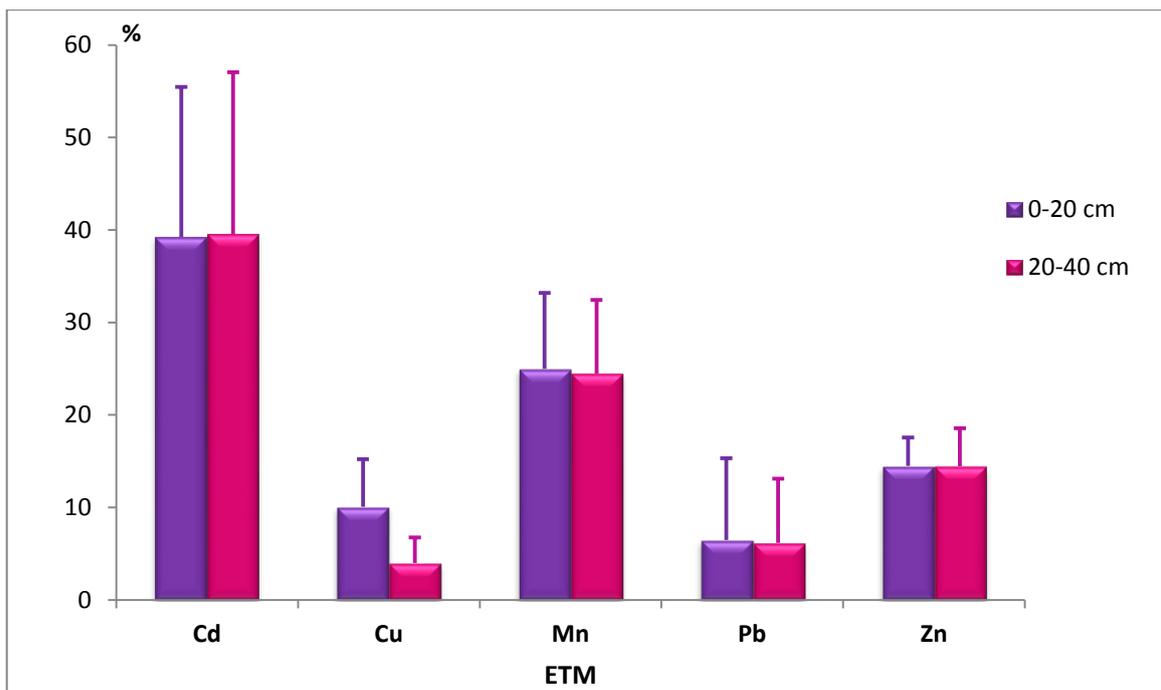


Figure 47. Les facteurs de mobilité des ETM au niveau des deux profils étudiés.

Les extractions séquentielles permettent de connaître la localisation géochimique des polluants. Une fois déterminée, cette distribution permet d'évaluer le rôle relatif joué par les constituants du sol et d'identifier les principaux mécanismes de rétention des polluants. (Bermond et Yousif, 1997 ; Nabulo et al. 2011 ; Qasim, 2016).

Outre la nature du sol (granulométrie, constitution...), de nombreux paramètres influencent les teneurs en éléments traces métalliques que l'on peut rencontrer dans les sols en domaine routier. L'intensité du trafic, qui est une source majoritaire d'apport en polluants, va conditionner le niveau de pollution du sol à proximité de la chaussée. En outre, l'ancienneté de la route a un impact sur les teneurs en polluants présents dans les sols ; leur accumulation au cours du temps conditionne la quantité de métal contenue dans la matrice solide. Le type d'infrastructure composant la chaussée et son utilisation jouent également un rôle important. Des différences ont été observées par Cappuyns et al. (2007) en fonction du type de chaussée utilisée, classique ou drainante envers le relargage de polluants vers le sol. Pagotto (1999) et Dierkes et al. (1999), ont démontré que la présence de barrières de sécurité a une répercussion sur la teneur en zinc du sol proche. Les conditions météorologiques, telles que le vent dont la direction et la force orientent les polluants, l'intensité des pluies qui conditionne le ruissellement et le transport des ETM, ont également un impact (Falahi-Rodrigue et al. 2018).

La mobilité potentielle des contaminants est directement fonction de leur sensibilité aux variations des conditions chimiques du milieu, notamment aux écarts de pH, de force ionique ou de la teneur en ligands qui peut favoriser ou inhiber la formation de complexes solubles, de la composition de l'eau interstitielle. Les interactions entre la matrice solide et les éléments traces métalliques sont également influencées par le potentiel rédox de la solution interstitielle (Zheng et al. 2015). Celui-ci contrôle le degré d'oxydation des cations métalliques dissous. Les formes oxydées ou réduites des cations présentent des solubilités et des charges différentes modifiant leurs capacités de fixation (Gadras, 2000).

Le sol est le lieu privilégié d'accumulation des ETM, plusieurs études réalisées sur la spéciation de ces éléments ont pu déterminer les affinités entre la distribution des éléments traces métalliques dans le sol et les paramètres physico-chimiques tel que le pH, la conductivité électrique, la texture, etc. (Kabata-Pendias et Sadurski 2004; Meers et al. 2006; Gonnelli et Renella, 2013; Oorts, 2013; Smolders et Mertens, 2013; Steinnes, 2013).

Les principaux constituants des sols susceptibles de fixer les éléments traces métalliques sont les argiles, les carbonates, la silice, les hydroxydes des ETM principalement ceux de fer ou de manganèse et la matière organique. Les processus physico-chimiques de rétention peuvent intervenir simultanément avec une plus ou moins grande importance sur l'interaction totale entre les contaminants et les constituants du sol (Olujimi et al. 2015).

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 ; Zimmerman, 2010 ; Cheng et al, 2010). Selon Almas et al. (2000), un ajout de matière organique au sol contribue à augmenter la mobilité du cadmium et du zinc 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).

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. Sajidu et al. (2008) ont montré que lorsque les teneurs en argile (teneur > 10%) et en matière organique (taux > 3%) augmentent, la

phytodisponibilité des ETM diminue notamment celle du zinc et du manganèse (Brandel et al. 2012).

III.2.5. Influence des paramètres physicochimiques sur les teneurs séquentielles en ETM dans les sols

Dans le but de faire ressortir les relations entre les teneurs séquentielles en ETM des sols et leur physico-chimie, des corrélations ont été réalisées. Un tel type d'analyses statistiques de données permet d'avoir une idée sur la répartition des ETM dans les différentes fractions de sol, d'apprécier la représentativité des analyses et de faire apparaître les liens existants entre les différents paramètres étudiés.

Les principaux résultats relatifs aux deux profils sont présentés dans les tableaux (29 et 30).

Tableau 29. Corrélation entre paramètres physico-chimiques et teneurs séquentielles des ETM dans les sols du profil (0-20 cm).

ETM	Fraction	pH	CE	CT	MO	N	C/N	A	L	S
Cd	E	ns	0.50	ns	0.34	ns	ns	ns	0.33	ns
	C	ns	0.58	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	O	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	M	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	R	ns	ns	ns	ns	0.36	ns	ns	ns	ns
Cu	E	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.33	ns
	C	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	O	0.42	ns	ns	-0.39	-0.35	ns	0.58	-0.39	ns
	M	ns	0.42	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	R	0.34	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Mn	E	ns	ns	ns	ns	ns	-0.33	ns	0.34	ns
	C	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.45	0.53	ns
	O	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	M	-0.36	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.38	0.33
	R	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.35	ns
Pb	E	ns	0.52	ns	0.34	ns	ns	ns	0.34	ns
	C	ns	0.58	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	O	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	M	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	R	ns	ns	ns	ns	0.35	ns	ns	ns	ns
Zn	E	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.34
	C	ns	-0.34	ns	ns	-0.52	0.44	ns	ns	-0.41
	O	ns	0.47	ns	ns	0.54	-0.42	ns	ns	ns
	M	ns	0.56	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	R	ns	0.33	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

ns : Non significatif ; $p < 0.5$; $p < 0.01$; $p < 0.001$

Tableau 30. Corrélation entre paramètres physico-chimiques et teneurs séquentielles des ETM dans les sols du profil (20-40 cm).

ETM	Fraction	pH	CE	CT	MO	N	C/N	A	L	S
Cd	E	ns	0.40	ns	ns	0.41	ns	ns	ns	ns
	C	0.66	0.66	0.40	ns	0.33	ns	ns	ns	ns
	O	ns	ns	0.32	ns	ns	ns	ns	ns	-0.51
	M	ns	ns	ns	0.37	ns	ns	ns	ns	ns
	R	ns	ns	ns	0.34	ns	ns	ns	ns	ns
Cu	E	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.39	-0.36	ns
	C	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.38	ns	-0.50
	O	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.42	ns	-0.44
	M	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	R	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Mn	E	0.33	ns	ns	0.33	ns	ns	ns	ns	ns
	C	ns	ns	ns	ns	0.38	ns	-0.44	0.53	ns
	O	ns	ns	ns	-0.34	ns	ns	ns	ns	ns
	M	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	R	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Pb	E	ns	ns	ns	0.32	0.38	ns	ns	ns	ns
	C	ns	0.49	ns	ns	0.47	ns	ns	ns	ns
	O	ns	ns	ns	ns	0.51	ns	ns	ns	ns
	M	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.34
	R	ns	0.38	0.38	ns	0.34	ns	ns	ns	ns
Zn	E	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	C	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	O	ns	0.73	0.44	ns	0.38	ns	ns	ns	-0.36
	M	-0.38	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	R	0.33	0.34	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

ns : Non significatif ; $p < 0.5$; $p < 0.01$; $p < 0.001$

L'examen des matrices de corrélations (ETM-physico-chimie) permet de tirer les conclusions suivantes (tableaux 29 et 30) :

Le pH présente des corrélations avec le Cu_O et le Cu_R ($p < 0.01$) pour le profil (0-20 cm) et avec le Cd_C et le Zn_R ($p < 0.05$) pour le profil (20-40 cm). En effet, de nombreuses études ont mis en évidence l'influence du pH sur la mobilité des éléments métalliques dans un sol (Zhao et al. 2010). La majorité des ETM est plus mobile en conditions acides qu'en conditions alcalines ; c'est-à-dire que l'abaissement du pH favorise leur mobilité notamment par la mise en solution des sels métalliques alors que, l'augmentation du pH provoque l'immobilisation de ces derniers par la formation de composés insolubles (Du Laing et al. 2007). Le pH du milieu influence la solubilité des ETM en modifiant l'équilibre de répartition des ETM entre la phase liquide et la phase solide ; en outre, lorsque les éléments sont stables sous forme cationique (Cd²⁺, Zn²⁺, Cu²⁺, etc.) l'augmentation du pH favorise l'augmentation et la fixation des cations par le sol.

Cependant, lorsque les éléments sont stables sous forme anionique, la solubilité augmente lorsque le pH augmente (Moszkowicz, 2002 ; Lisbeth et al. 2009).

- ✚ La conductivité électrique (CE) présente des affinités avec le Cd_C, le Pb_E, le Pb_C, le Zn_M ($p < 0.001$), le Cd_E, le Cu_M, le Zn_O ($p < 0.01$), et avec le Zn_R ($p < 0.05$) pour le profil (0-20 cm). En ce qui concerne le profil (20-40 cm), cette dernière est corrélée avec le Cd_C, Zn_O ($p < 0.001$), le Pb_C ($p < 0.01$) et le Cd_E, le Pb_R et le Zn_R ($p < 0.05$) dans le profil (20-40 cm). D'après les résultats obtenus, il ressort que la CE est le paramètre du sol le plus lié aux fractions étudiées. Selon Kabata-Pendias (2011), la plupart des sels métalliques sont solubles, et c'est sous cette forme là que les ETM contaminent l'environnement.
- ✚ Le calcaire total (CT) présente a des affinités avec le Zn_O ($p < 0.01$), le Cd_C, le Cd_O et le Pb_R ($p < 0.05$) uniquement pour le profil (20 - 40 cm).
- ✚ La matière organique (MO) est corrélée avec le Cd_E et le Pb_E ($p < 0.05$) pour le profil (0-20 cm) et avec le Cd_M, le Cd_R, le Mn_E et le Pb_E ($p < 0.05$) pour le profil (20-40 cm).
- ✚ L'azote (N) révèle des affinités avec le Zn_O ($p < 0.001$), le Cd_R et le Cu_O ($p < 0.05$) pour le profil (0-20 cm). Cependant, pour le profil (20-40 cm), ce paramètre est corrélé avec le Pb_O ($p < 0.001$), le Cd_E et le Pb_C ($p < 0.01$), le Cd_C, le Mn_C, le Pb_E, le Pb_R et le Zn_O ($p < 0.05$).
- ✚ Le rapport C/N est corrélé seulement avec le Zn_C ($p < 0.05$).
- ✚ Les particules d'argile (A) sont corrélées avec le Cu_O ($p < 0.001$) pour le profil (0-20 cm) et avec le Cu_O ($p < 0.01$), le Cu_E et le Cu_C ($p < 0.05$) pour le profil (20-40 cm). Le limon (L) présente à son tour des corrélations avec le Mn_C ($p < 0.001$), le Cd_E, le Mn_M et le Pb_E ($p < 0.05$). Cependant, pour le profil (20-40 cm), ce dernier est corrélé uniquement avec le Mn_C ($p < 0.001$). Les particules de sable (S) sont corrélées seulement avec le Mn_M ($p < 0.001$) dans le profil (0-20 cm). Cette tendance indique que les ETM se concentrent dans les fractions fines, tandis que les fractions grossières agissent plutôt comme des agents diluants. Ce phénomène a été observé par d'autres chercheurs (Forstner et Wittman, 1979 ; Galvez-Cloutier, 1995 ; Stone et Marsalek, 1996). La forte concentration des ETM dans la fraction fine peut résulter de la présence de particules détritiques à teneur élevée en ETM ou ayant une capacité de rétention importante, tandis que la faible concentration en ETM dans la fraction grossière découle du faible potentiel de rétention de ces particules ainsi que de leur structure cristalline (Forstner et Wittman, 1979 ; Manouchehri et Bermond, 2011).

III.3. Evaluation de la contamination métallique des sols étudiés : approches des indices

L'évaluation de la pollution par les ETM et l'identification des sources de pollution reposent sur des principes relativement simples de mesure des concentrations, de calcul d'indices et de leur comparaison avec les normes établies qui varient en fonction de la nature de l'élément, de sa toxicité et du milieu récepteur. Les méthodes d'évaluation visent généralement à s'affranchir du bruit de fond naturel. Ainsi, les données analytiques ont été soumises à des méthodes de calcul de différents indices mono-élémentaires et multi-élémentaires.

Dans la présente étude, les indices ont été calculés par rapport aux teneurs métalliques de la zone témoin (Arboretum de Draa Naga) située au niveau du grand massif de Djebel Ouahch dans la région de Constantine. Cette zone est supposée être loin de toutes sources de perturbations anthropiques susceptibles d'induire un enrichissement des sols en ETM. Les teneurs enregistrées pour cette zone sont récapitulées dans le tableau 31.

Tableau 31. Résultats des teneurs pseudo-totales en ETM des sols de la zone témoin (Arboretum de Draa Naga).

ETM	0 -20 cm		20 – 40 cm	
	Moyenne	Ecart type	Moyenne	Ecart type
Cd	0.15	0.01	0.10	0.01
Cu	7.73	0.69	2.52	0.91
Mn	67.31	8.15	46.65	3.16
Pb	22.90	0.33	12.48	1.93
Zn	41.75	2.68	15.72	1.15

III.3.1. Les indices monométalliques

III.3.1.1. Facteur de contamination (FC)

Cet indice est le rapport entre la teneur métallique du sol et la valeur de référence de l'ETM en question. Il est déterminé selon l'équation développée par Hakanson (1980) :

$$FC = \frac{[C]_x}{[C]_{réf}}$$

Où :

- ✓ $[C]_x$: Teneur d'un seul ETM dans le sol prélevé,
- ✓ $[C]_{réf}$: Teneur de référence pour le même élément métallique.

D'après Hakanson (1980), quatre classes de contaminations sont définies (tableau 32) :

Tableau 32. Répartition des classes de contamination des sols selon les valeurs du FC (Hakanson, 1980).

Valeurs	Classes	
$FC < 1$	Faible contamination	
$1 \leq FC < 3$	Contamination modérée	
$3 \leq FC < 6$	Contamination considérable	
$6 \leq FC$	Contamination très élevée	

Les résultats relatifs au calcul du FC (figure 48), montrent que cet indice dépend du métal, mais aussi du profil pour un même métal. L'examen de la figure 48 montre que la contamination par le cadmium et le plomb se fait le plus ressentir au niveau du profil (0-20 cm) ; les FC les plus importants ont été enregistrés pour ce profil. A l'inverse, pour les autres éléments (Cu, Mn, Zn), les FC les plus élevés sont ceux relatifs au profil (20-40 cm) ; la contamination est ainsi plus prononcée pour ce profil pour lesdits éléments.

Pour les profils (0-20 cm et 20-40 cm) respectivement, nous avons enregistré une médiane de (3.34 *versus* 2.53) pour le Cd, (1.74 *versus* 2.38) pour le Cu, (1.78 *versus* 1.92) pour le Mn, (2.89 *versus* 2.55) pour le Pb, et (1.48 *versus* 1.67) pour le Zn.

Les séquences enregistrées pour les profils 0-20 cm et 20- 40 cm sont les suivantes :

- ❖ Profil (0-20 cm) : $FC_{Cd} > FC_{Pb} > FC_{Mn} > FC_{Cu} > FC_{Zn}$
- ❖ Profil (20-40 cm) : $FC_{Cd} > FC_{Pb} > FC_{Cu} > FC_{Mn} > FC_{Zn}$

Les résultats obtenus montrent qu'en moyenne, la majorité des stations étudiées présentent des FC compris dans l'intervalle de 1 à 3, appartenant ainsi à la classe 02 traduisant ainsi un degré de contamination modérée et ceci quelque soit le métal. Notons aussi, que le Cd et le Pb présentent les valeurs les plus élevées de cet indice par rapport aux autres éléments ; les FC du cadmium dépassent dans certains cas le seuil de la deuxième classe et reflètent par conséquent des situations de contaminations considérables. Cependant, certaines stations présentent même une contamination très élevée ($6 \leq FC$) atteignant un maximum de 37.59 pour le Cd et 9.72 pour le Pb.

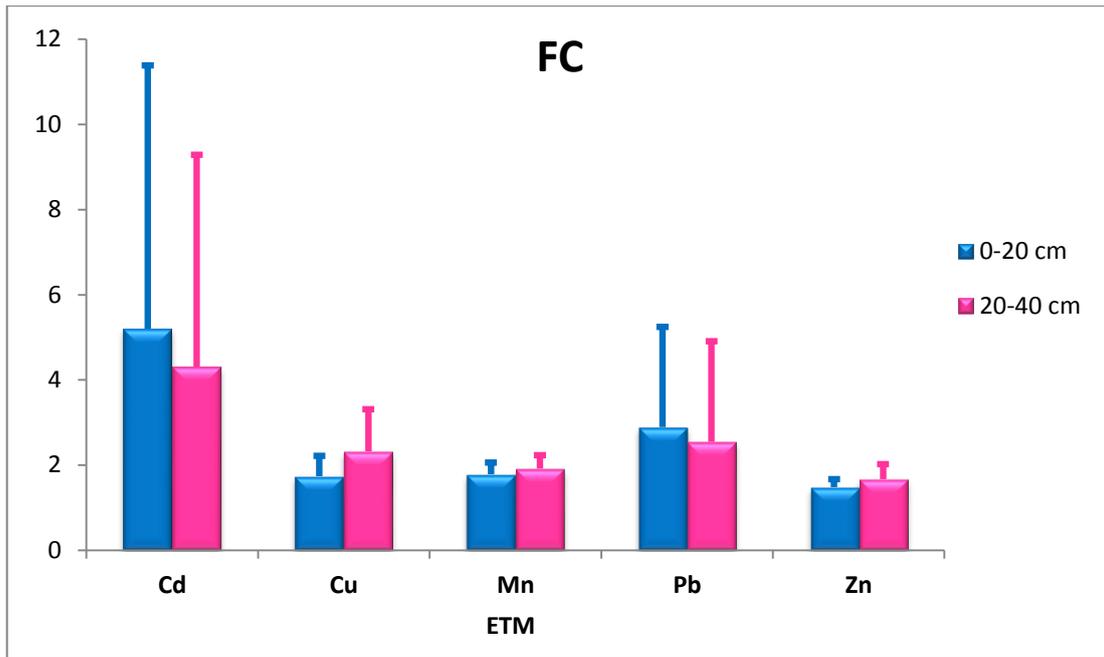


Figure 48. Facteur de contamination moyen des 5 ETM au niveau des deux profils de sols étudiés.

III.3.1.2. Facteur d'enrichissement (FE)

Les facteurs d'enrichissement (FE) permettent d'identifier les contaminations anthropiques par rapport aux teneurs naturelles présentes dans les sols (Redon et al. 2013). 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 (Sterckeman et al. 2012). 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, comparé avec le même rapport trouvé dans le matériau de référence (Bergamaschi et al. 2004 ; Ekengale Nga et al. 2016). Le fer (Fe) a été choisi comme élément immobile de référence pour réaliser ce calcul, il est considéré comme étant l'une des principales composantes de la croûte terrestre, et sa concentration dans le sol est liée à la matrice.

Dans le cadre de cette étude, les facteurs d'enrichissement ont été calculés selon la formule développée par Menard et Buat-Chesselet (1979) :

$$FE = \frac{\frac{[Cx]n}{[CFe]n}}{\frac{[Cx]réf}{[CFe]réf}}$$

Où :

- ✓ $[C_x]_n$: Teneur de l'ETM dans l'échantillon de sol,
- ✓ $[C_{Fe}]_n$: Teneur du Fe dans l'échantillon de sol,
- ✓ $[C_x]_{réf}$: Teneur de référence de l'ETM,
- ✓ $[C_{Fe}]_{réf}$: Teneur de référence du Fe.

Selon Tessier (2012), les facteurs d'enrichissement peuvent être regroupés en 5 cinq catégories de contamination (tableau 33) (Charbonnier, 2014).

Tableau 33. Classes de contamination des sols en fonction du facteur d'enrichissement (Tessier, 2012).

Valeur FE	Classes	Intensité de la pollution	
$FE \leq 2$	1	Non-contaminé	
$2 \leq FE < 5$	2	Modérée	
$5 \leq FE < 20$	3	Modérée à élevée	
$20 \leq FE < 40$	4	Elevée à extrêmement élevée	
$40 \leq FE$	5	Extrêmement élevée	

Les résultats des calculs montrent que le facteur d'enrichissement (FE) varie considérablement d'un métal à l'autre, mais aussi d'un profil à l'autre. L'examen de la figure 49 montre que l'enrichissement est légèrement plus prononcé pour le profil (0-20 cm) dans le cas du cadmium et du plomb ; en effet, les FE sont plus importants. Et de même que pour le facteur de contamination, nous avons enregistré la situation inverse pour le Cu, Mn et au Zn ; les FE les plus élevés sont ceux du profil (20-40 cm). Les résultats de ce facteur sont ainsi en parfaite similarité avec ceux obtenus pour le facteur de contamination (FC).

Ainsi, pour les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) respectivement, nous avons obtenue des médianes de l'ordre de (2.13 et 1.63) pour le Cd, (1.06 et 1.60) pour le Cu, (1.17 et 1.33) pour le Mn, (1.76 et 1.75) pour le Pb et (0.94 et 1.15) pour le Zn. En moyenne, nous avons enregistré les séquences décroissantes suivantes pour les deux profils :

- ❖ Profil (0-20 cm) : $FE_{Cd} > FE_{Pb} > FE_{Mn} > FE_{Cu} > FE_{Zn}$
- ❖ Profil (20-40 cm) : $FE_{Cd} > FE_{Pb} > FE_{Cu} > FE_{Mn} > FE_{Zn}$

Les résultats obtenus montrent qu'en moyenne, la majorité des sols étudiés présentent des $FE \leq 2$, reflétant ainsi des situations normales. Ceci est le cas pour le Cu, Mn et Zn. Cependant, le Cd et le Pb présentent des valeurs plus élevées dépassant la limite de la

première classe et reflétant par conséquent des situations de contamination variables. Pour le Cd, nous avons enregistré des FE allant de 0.62 à 21.89 pour le profil (0-20 cm) et de 0.36 à 20.90 pour le profil (20-40 cm), traduisant ainsi des situations de sols non contaminé ($FE \leq 2$) à extrêmement contaminés ($20 \leq FE < 40$) ; la valeur maximale enregistrée est de l'ordre de 21.89. En ce qui concerne le Pb, nous avons atteint un maximum de 5.66, ce qui signifie que l'intensité de la pollution en Pb est jugée modérée à élevée ($5 \leq FE < 20$).

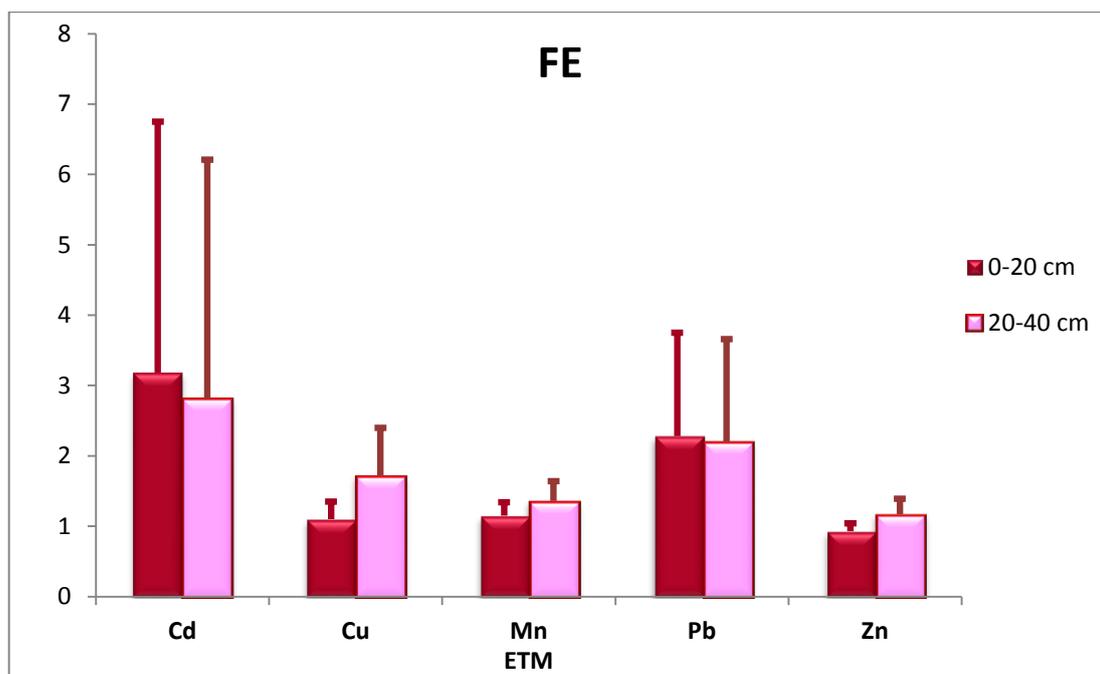


Figure 49. Facteur d'enrichissement moyen des 5 ETM au niveau des deux profils de sols étudiés.

III.3.1.3. Indice de géo-accumulation (*I_{geo}*)

L'indice de géo-accumulation est un critère d'évaluation de l'intensité de la contamination métallique (Müller, 1969 ; Aoua Sougo et al. 2014). Cet indice à caractère empirique compare une concentration donnée *versus* une valeur considérée comme fond géochimique. Initialement utilisé avec les sédiments de fond (Müller, 1969), il a été par la suite utilisé pour l'évaluation de la contamination des sols (Taylor et Mc Lennan, 1995). Il est calculé selon l'équation suivante :

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{[C]_x}{1.5 \times [C]_{réf}} \right)$$

Où :

- ✓ \log_2 : logarithme de base 2,
- ✓ $[C]_x$: Teneur totale de l'élément donné dans l'échantillon de sol,
- ✓ 1.5 : Facteur de correction dû à des effets lithogènes,
- ✓ $[C]_{réf}$: Teneur de référence pour le même élément métallique.

L'indice de géoaccumulation, bien que ne faisant pas intervenir une normalisation des concentrations métalliques par rapport à un élément "immobile", a l'avantage d'être associé à une échelle qualitative de pollution (Ahmedat et al. 2018). En effet, Müller (1981) a défini une échelle avec six classes d'indice de géoaccumulation. Cette échelle de l'intensité de pollution est comprise entre 0 (pollution nulle) et 6 (pollution très forte) (tableau 34).

Tableau 34. Classes de contamination des sols en fonction de l'Igeo (Müller, 1981).

Valeur de l'index (<i>Igeo</i>)	Classes <i>Igeo</i>	Intensité de la pollution	
$Igeo \leq 0$	0	Non-contaminé	
$0 < Igeo \leq 1$	1	Non-contaminé à modérée	
$1 < Igeo \leq 2$	2	Modérée	
$2 < Igeo \leq 3$	3	Modérée à élevée	
$3 < Igeo \leq 4$	4	Elevée	
$4 < Igeo \leq 5$	5	Elevée à extrêmement élevée	
$5 < Igeo$	6	Extrêmement élevée	

Les résultats des calculs montrent que l'indice de géo-accumulation (*Igeo*) varie considérablement d'un métal à l'autre et également entre les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) (figure 50). La contamination se fait le plus ressentir au niveau du profil (0-20 cm) où on a enregistré des *Igeo* supérieurs à ceux du profil (20-40 cm) notamment pour Cd et Pb. Contrairement au Cu, Mn et au Zn qui enregistrent des *Igeo* plus élevés au niveau du profil (20-40 cm) et donc une contamination plus importante que celle observée au niveau du profil (0-20 cm). Les résultats de cet indice sont en parfaite similarité avec ceux obtenus pour le facteur de contamination (FC) et le facteur d'enrichissement (FE).

En effet, pour les deux profils (0-20 cm/20-40 cm) nous avons enregistré des médianes de (0.67 et 0.51) pour le Cd, (0.35 et 0.48) pour le Cu, (0.36 et 0.39) pour le Mn, (0.85 et 0.51) pour le Pb et (0.30 et 0.33) pour le Zn. En moyenne, nous avons enregistré les séquences suivantes :

- ❖ Profil (0-20 cm) : $Igeo_{Cd} > Igeo_{Pb} > Igeo_{Mn} > Igeo_{Cu} > Igeo_{Zn}$
- ❖ Profil (20-40 cm) : $Igeo_{Cd} > Igeo_{Pb} > Igeo_{Cu} > Igeo_{Mn} > Igeo_{Zn}$

Les résultats obtenus montrent qu'en moyenne, la majorité des stations étudiées présentent un I_{geo} compris dans la classe ($0 < I_{geo} \leq 1$) pour le Cu, Mn et Zn; les sols étudiés sont ainsi considérés comme non contaminés à modérément contaminés par ces éléments. Cependant, le Cd et le Pb présentent des valeurs plus élevées de cet indice tout comme le facteur de contamination et le facteur d'enrichissement, et reflètent ainsi des situations de contamination variables. La valeur maximale enregistrée est de l'ordre de 7.54. En ce qui concerne le Pb, nous avons atteint un maximum de 1.95, ce qui traduit un état de pollution jugée modérée ($1 < I_{geo} \leq 2$).

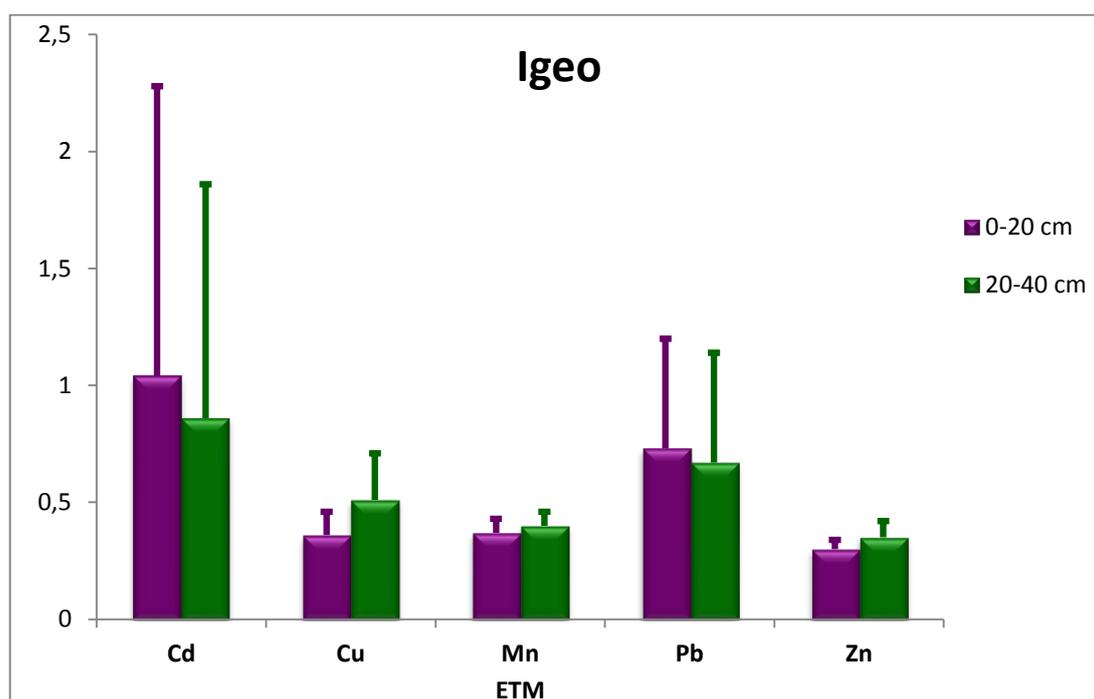


Figure 50. Indice de géoaccumulation moyen des 5 ETM au niveau des deux profils de sols étudiés.

III.3.1.4. Facteur de risque écologique (FRE)

L'indice de risque écologique reflète la relation existante entre la contamination causée par un ETM et sa réponse toxicologique. Le facteur de la réponse toxicologique (Tr) à son tour varie selon l'ETM considéré. Ses valeurs sont de l'ordre de 30, 5, 1, 5 et 1 pour les éléments Cd, Cu, Mn, Pb et Zn, respectivement.

Selon Hakanson (1980), le risque écologique d'un ETM dans le sol peut être estimé selon l'équation suivante :

$$FRE = FC_x \times Tr$$

Où :

- ✓ FC_x : Facteur de contamination de l'ETM considéré,
- ✓ Tr : Facteur de la réponse toxicologique lié à l'ETM en question.

Les classes ajustées au risque écologique de ces éléments dans le sol sont résumées dans le tableau 35 selon (Hakanson, 1980).

Tableau 35. Répartition des classes de risque écologiques selon les valeurs de l'indice FRE (Hakanson, 1980).

Valeurs	Classes	
$FRE < 40$	Risque faible	
$40 \leq FRE < 80$	Risque modéré	
$80 \leq FRE < 160$	Risque considérable	
$160 \leq FRE < 320$	Risque élevé	
$320 \leq FRE$	Risque très élevé	

Les résultats des calculs montrent que le facteur de risque écologique (FRE) est très variable non seulement d'un métal à l'autre mais aussi entre les deux profils. L'examen de la figure 51 montre que le risque se fait le plus ressentir au niveau du profil (0-20 cm) où on a enregistré un FRE supérieur à celui du profil (20-40 cm) pour Cd, Pb et Zn. Par ailleurs, le Cu et le Mn enregistrent un FRE plus élevé au niveau du profil (20-40cm) et donc un risque plus important que celui observé au niveau du profil (0-20 cm).

En effet, pour les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) nous avons obtenus des médianes de (100.20 et 75.90) pour le Cd, (8.89 et 11.62) pour le Cu, (1.89 et 1.92) pour le Mn, (14.44 et 9.86) pour le Pb, et (2.89 et 1.97) pour le Zn. La séquence enregistrée pour les deux profils est la suivante :

$$FRE_{Cd} > FRE_{Pb} > FRE_{Cu} > FRE_{Zn} > FRE_{Mn}$$

Les résultats obtenus montrent qu'en moyenne, la majorité des stations étudiées présentent un FRE inférieur à 40 ; selon la classification de Hakanson (1980), le risque écologique est considéré comme faible pour Cu, Mn, Pb et Zn, alors que celui du Cd est jugé considérable ($80 \leq FRE < 160$).

Pour le Cd, les valeurs obtenues reflètent des situations allant de risque faible à très élevé en passant par les classes de risque modéré et considérable. Le maximum enregistré est de 1127.71 pour le profil (0-20 cm) et 846.30 pour le profil (20-40 cm), ce qui reflète un risque écologique très élevé ($320 \leq FRE$). En ce qui concerne le Pb, nous avons atteint un

maximum de 48.61 ; le risque écologique est considéré ainsi comme modéré pour ce cas ($40 \leq \text{FRE} < 80$).

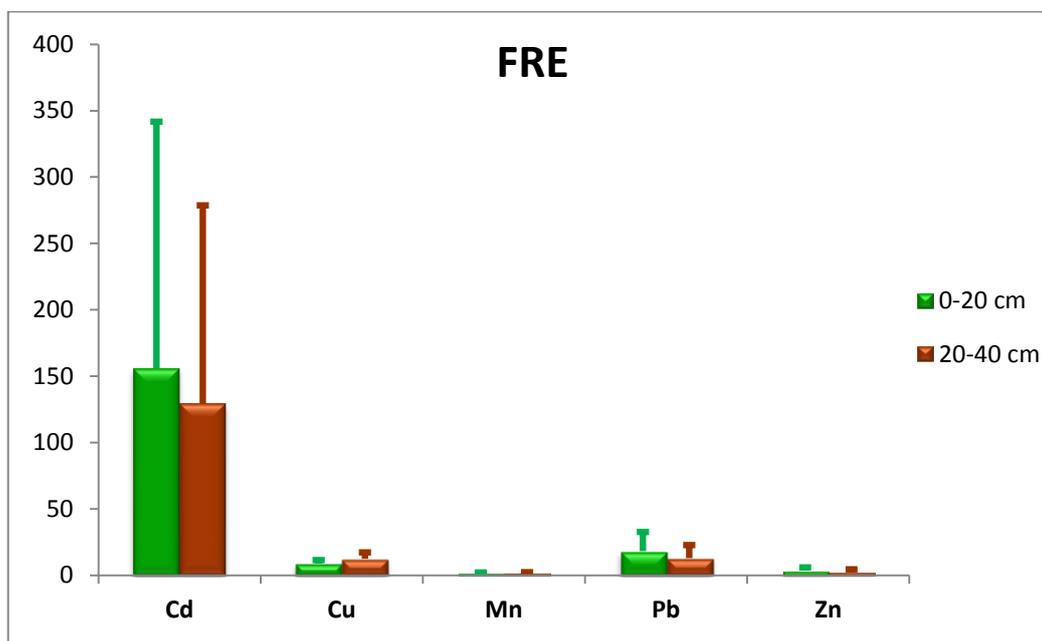


Figure 51. Facteur de risque écologique moyen des 5 ETM au niveau des deux profils de sols étudiés.

III.3.2. Les indices polymétalliques

Ces indices sont calculés en combinant l'ensemble des ETM analysés, cinq dans le cadre de cette étude (Cd, Cu, Mn, Pb, Zn). De même que pour les indices monométalliques, ces indices permettent d'évaluer le niveau de contamination, pollution ou encore de risque écologique liés à l'ensemble des éléments en même temps.

III.3.2.1. Degré de contamination (DC)

Le degré de contamination est la somme des facteurs de contamination calculés par élément. Il est calculé selon la formule décrite par Hakanson (1980) :

$$DC = \sum_{i=1}^n FC_i$$

Où :

- ✓ *FC*: Facteur de contamination,
- ✓ *i* : ETM en question qui varie de 1 à 6,
- ✓ *n* : Nombre d'ETM analysés (5 éléments).

Le degré de contamination vise à fournir une évaluation du degré de contamination polymétallique. Afin de donner une signification à ce degré de contamination, Hakanson (1980) a défini 4 classes de degrés de contamination. Ces dernières sont données dans le tableau 36.

Tableau 36. Classes de degrés de contamination (Hakanson, 1980).

Valeur DC	Classe	Degré de contamination	
$DC < 6$	1	Faible	
$6 \leq DC < 12$	2	Modéré	
$12 \leq DC < 24$	3	Considérable	
$24 \leq DC$	4	Très élevé	

Les résultats obtenus montrent que le degré de contamination (DC) varie considérablement dans la zone d'étude, du fait de la pollution ponctuelle monométallique enregistrée au niveau de la zone d'étude. Cette contamination est due principalement au cadmium et au plomb, qui représentent respectivement 37 % et 26 % de la contamination enregistrée au niveau du profil (0-20 cm) et de 34 % et 21 % dans le profil 20-40 cm. Le Manganèse, le cuivre et le zinc représentent à leur tour respectivement pour les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) une contribution de (14 %, 13 % et 10 %) et (16 %, 20 % et 9 %) de la contamination total enregistré dans la zone d'étude.

L'examen de la figure 52 montre que la contamination ressentie au niveau des deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) est pratiquement la même. En effet, pour les deux profils (0-20 et 20-40 cm), nous avons enregistré des médianes de (12.85 ± 8.59 et 12.90 ± 7.06) respectivement. En moyenne le degré de contamination de la zone d'étude est jugé considérable ($12 \leq DC < 24$) selon les classes établies par Hakanson (1980). Notons que dans certains cas, nous avons enregistré des degrés de contamination de l'ordre de 55.41 et 43.26 respectivement pour les deux profils (0-20 cm) et (20-40 cm), reflétant ainsi des situations de contamination très élevé ($24 \leq DC$).

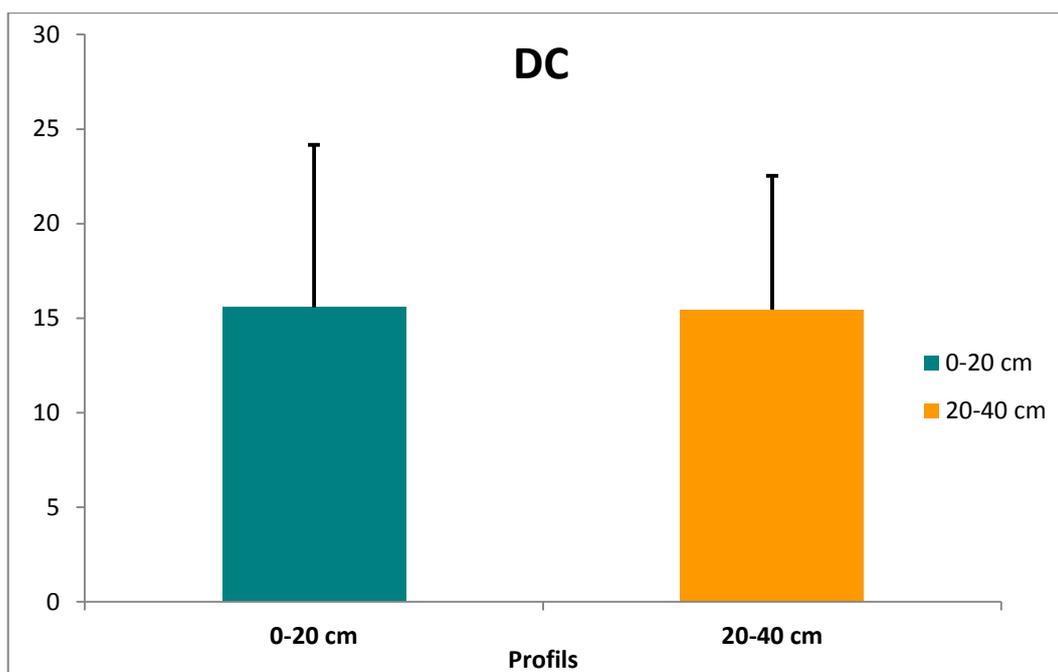


Figure 52. Présentation du degré de contamination moyen (DC) au niveau des deux profils de sols étudiés.

III.3.2.2. Indice du niveau de pollution (PLI)

L'indice du niveau de pollution est utilisé afin de déterminer le niveau de pollution causé par les ETM pris en considération dans cette étude. Cet indice (PLI) a été développé par Tomlinson et al. (1980). Il est calculé en utilisant la racine (n éléments) à partir du produit des FC calculés précédemment selon l'équation suivante:

$$PLI = \sqrt[n]{FC_1 \times FC_2 \times FC_3 \times FC_i \times \dots \times FC_n}$$

Où :

- ✓ *FC*: Facteur de contamination,
- ✓ *i*: ETM en question qui varie de 1 à 6,
- ✓ *n*: Nombre d'ETM analysés (5 éléments).

Selon Hakanson (1980), cet indice dégage deux niveaux de pollution et fournit des moyens simples mais comparatifs pour évaluer la qualité du sol dans une région donnée. L'appréciation de cet indice est donnée dans le tableau 37.

Tableau 37. Classes du niveau de pollution (Hakanson, 1980).

Valeur PLI	classe	Niveau de pollution	
PLI < 1	1	Absence de pollution	
PLI > 1	2	Présence de pollution	

Les résultats obtenus montrent que le niveau de pollution (PLI) varie considérablement dans la zone d'étude. Cette variation du PLI s'observe également entre les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm). Cette pollution est due principalement au cadmium et au plomb, qui représentent respectivement 37 % et 26 % du degré de pollution enregistrée au niveau du profil (0-20 cm) et de 31 % et 24 % dans le profil 20-40 cm. Le cuivre, le manganèse et le zinc représentent à leur tour respectivement pour les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) une contribution de (13 %, 13 % et 11 %) et (18 %, 14 % et 13 %) de la pollution totale enregistrée dans la zone d'étude.

L'examen de la figure 53 montre que le niveau de pollution est pratiquement le même pour les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm).

En effet, pour les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) respectivement, nous avons enregistré une médiane de (8.85 ± 14.21 et 8.96 ± 13.73), un minimum de (3.08 et 3.09) et un maximum de (73.21 et 70.31). Selon Hakanson (1980), les deux profils sont jugés pollués (PLI > 1).

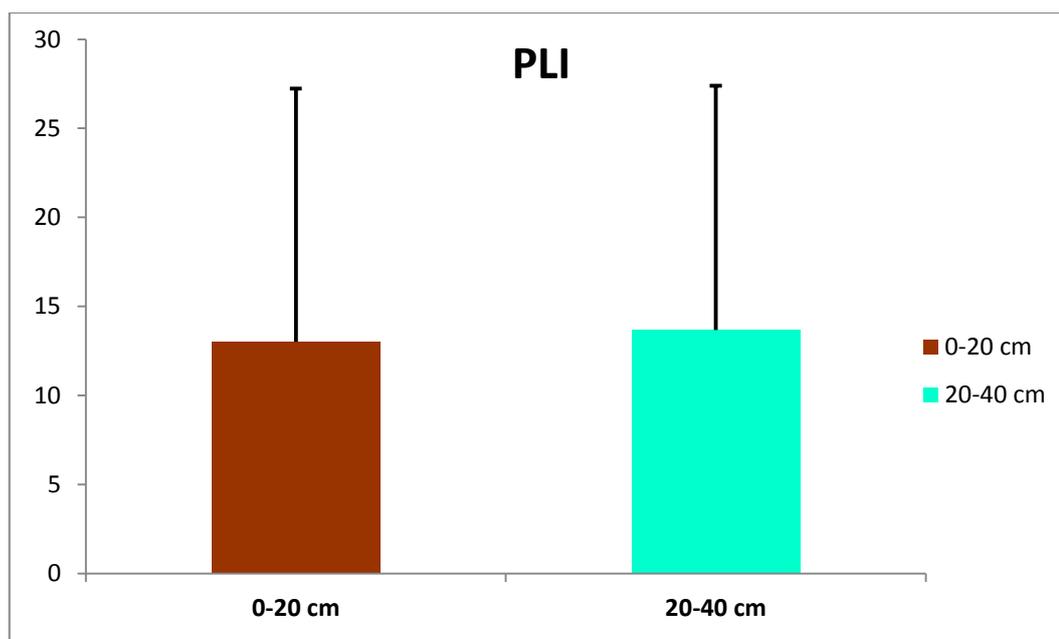


Figure 53. Présentation de l'indice du niveau de pollution (PLI) moyen au niveau des deux profils de sols étudiés.

III.3.2.3. Indice du risque écologique potentiel (RI)

L'indice du risque écologique potentiel est représenté par la somme des risques écologiques relatifs aux éléments pris individuellement. Il a été calculé selon la formule décrite ci-dessous:

$$RI = \sum_{i=1}^n FRE_1 + FRE_2 + FRE_3 \dots + FRE_i + FRE_n$$

Où :

- ✓ *FRE* : Risque écologique élémentaire,
- ✓ *i* : ETM en question qui varie de 1 à 6,
- ✓ *n* : Nombre d'ETM analysés (5 éléments).

Selon Hakanson (1980), cet indice permet d'évaluer le degré de pollution des sols par les ETM et d'associer leurs effets écologiques et environnementaux à leurs effets toxicologiques (Duong, 2013). Cet auteur a défini cinq classes de risques écologiques (tableau 38).

Tableau 38. Classes de contamination des sols en fonction du RI (Hakanson, 1980).

Valeurs du RI	Classes	
RI < 90	Risque faible	
90 ≤ RI < 180	Risque modéré	
180 ≤ RI < 360	Risque considérable	
360 ≤ RI < 720	Risque élevé	
720 ≤ RI	Risque très élevé	

Les résultats obtenus montrent que l'indice du risque écologique potentiel (RI) varie considérablement. Cette variation du RI s'observe également entre les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm). Ce risque est dû principalement au cadmium qui représente 82 % du risque total enregistré au niveau du profil (0-20 cm) et de 81 % pour le profil 20-40 cm. Le plomb, le cuivre, le manganèse et le zinc représentent à leur tour respectivement pour les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) une contribution de (10 %, 5 %, 1 % et 2 %) et (8 %, 8 %, 1 % et 2 %) du risque écologique potentiel qui règne au niveau de la zone.

L'examen de la figure 54 montre que le risque se fait le plus ressentir au niveau du profil (0-20 cm) où on a enregistré un risque écologique potentiel supérieur à celui du profil (20-40 cm).

En effet, pour les deux profils (0-20 et 20-40 cm), nous avons enregistré une médiane de (130.03 ± 198.22 et 99.98 ± 157.27) respectivement ; ainsi, le risque écologique potentiel

(RI) au niveau de la zone d'étude est jugé modéré ($90 \leq \text{RI} < 180$) selon les classes établies par Hakanson (1980). Cependant, nous avons atteint un maximum que 1201.02 et 893.59 respectivement pour les deux profils 0-20 cm et 20-40 cm, ce qui représente des cas de risques très élevés ($720 \leq \text{RI}$).

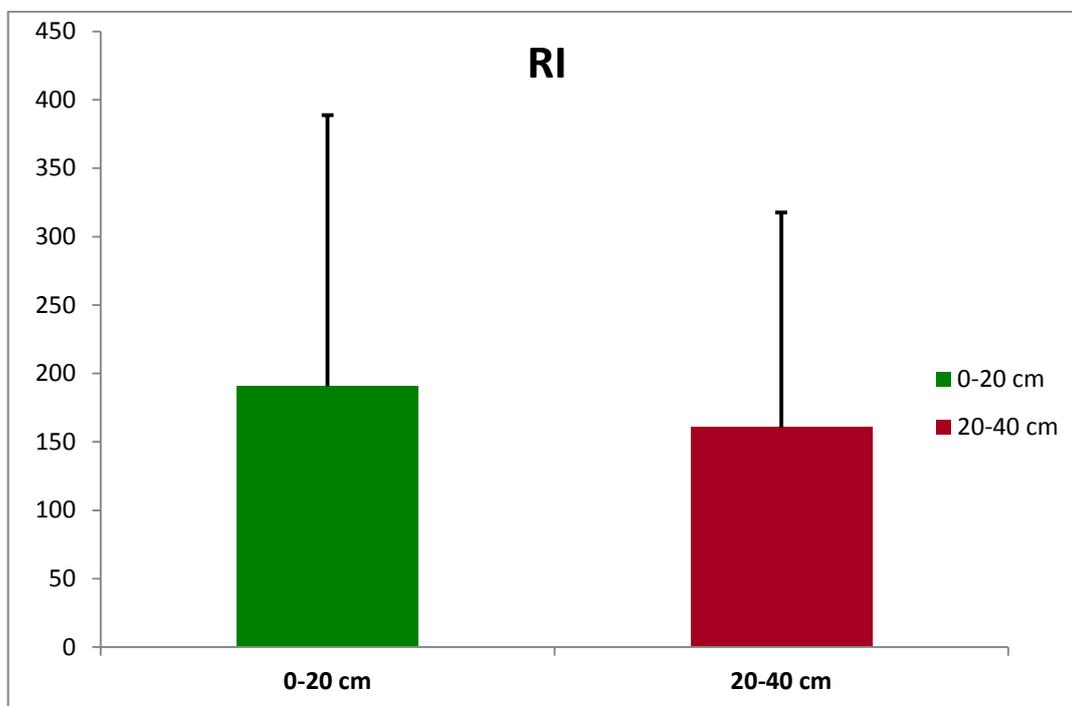


Figure 54. Présentation de l'indice de risque écologique potentiel (RI) au niveau des deux profils de sols étudiés.

Les calculs des différents indices ont permis de mettre en évidence une grande variabilité de ceux-ci. Cependant, il en résulte que le Cd et le Pb sont les ETM qui contaminent le plus les sols des zones urbaines. En effet, les teneurs totales des ETM dans ces sols dépassent largement ceux enregistrées en zone témoin (Arboretum de Draa Naga) éloignée de toutes sources de perturbations anthropiques. Ces deux éléments (Cd et Pb) résultent principalement du trafic routier et de l'infrastructure routière qui participe considérablement à la contamination voir la pollution des sols. Nos résultats rejoignent ceux obtenus par Sahli (2012) dans les sédiments et El-Hadef El-Okki (2016) dans les sols en bordures de l'oued Rhumel dans la région de Constantine. La situation semble être préoccupante, surtout pour le Cd et le Pb qui sont très toxiques sous toutes leurs formes pour le sol et auront certainement des effets négatifs sur la pédofaune, les plantes et toute les composantes de l'environnement d'une manière générale (Kabata-Pendias, 2011 ; Smolders et Mertens, 2013; Steinnes, 2013).

III.4. Cartographie de la pollution métallique des sols et du risque écologique

La cartographie est l'art, la technique et la science de l'élaboration des cartes. Elle permet la représentation géographique des éléments naturels et/ou artificiels d'un territoire. Dans le domaine de la pollution métallique des sols, la connaissance de la distribution spatiale des ETM dans un territoire donné permet de distinguer ce qui est naturel, de ce qui anthropique (Baize et Roddier, 2002).

Ainsi et dans le but d'une connaissance spatialisée des teneurs en ETM dans la zone urbaine, des cartes des pollutions monométallique et polymétallique des sols ont été établies pour les deux profils en utilisant le facteur de contamination et le degré de contamination comme critères de classification et donc de cartographie en utilisant QGIS 3.4. Ces cartes permettront de visualiser les gradients de concentrations en ETM le long de la route nationale N°03. Notons que ces gradients sont souvent attribués aussi à l'action combinée de la direction des vents et des ruissellements ; deux critères qui ne seront pas pris en considération pour l'interprétation des cartes.

III.4.1. Cartographie de la contamination monométallique

Les cartes de la répartition spatiale des ETM dans les sols de la zone urbaine sont illustrées dans les figures 55, 56, 57, 58 et 59. L'examen de ces cartes permet de faire les constatations suivantes :

➤ **Cadmium** : Nous avons enregistré un minimum de (1.18 et 0.49) et un maximum de (35.03 et 26.34) pour les deux profils (0-20 cm et 20-40). La figure 55 montre une répartition décroissante des teneurs en cadmium et donc du niveau de contamination aussi bien pour le profil (0-20 cm) que pour le profil (20-40 cm). Il apparaît aussi que la classe de contamination considérable domine pour le profil (0-20 cm), alors que pour le profil (20-40 cm), deux zones se distinguent ; l'une reflétant un état de contamination modérée et l'autre considérable. Les superficies des deux zones sont aussi importantes l'une que l'autre au niveau de ce profil. Notons par ailleurs, que des situations de contamination ponctuelle élevée existent au niveau de la zone d'étude ; ces dernières sont beaucoup plus prononcées pour le profil (0-20 cm) et sont localisées au Sud-Est de la zone d'étude.

➤ **Cuivre** : Nous avons enregistré un minimum de (1.14 et 1.43) et un maximum de (2.96 et 7.22) pour les deux profils (0-20 cm et 20-40). La figure 56 montre une répartition décroissante des teneurs en cuivre et donc du niveau de contamination aussi bien pour le profil (0-20 cm) que pour le profil (20-40 cm). Il apparaît aussi que la classe de

contamination modérée domine pour les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm). Notons par ailleurs, que des situations de contamination ponctuelle existent au niveau de la zone d'étude ; ces dernières sont beaucoup plus prononcées pour le profil (20-40 cm) et sont localisées au Nord-Ouest dans la même direction du vent de la zone d'étude.

➤ **Manganèse** : Nous avons enregistré un minimum de (1.37 et 1.60) et un maximum de (2.37 et 2.80) pour les deux profils (0-20 cm et 20-40). La figure 57 montre une dominance de la classe de contamination modérée pour les deux profils (0-20 cm) et (20-40 cm).

➤ **Plomb** : Nous avons enregistré un minimum de (0.99 et 0.82) et un maximum de (9.29 et 10.93) pour les deux profils (0-20 cm et 20-40). La figure 58 montre que c'est la classe de contamination considérable qui domine pour le profil (0-20 cm) avec quelques situations de contamination modérée située au Nord-Ouest de la zone, alors que pour le profil (20-40 cm) c'est plutôt la classe de contamination modérée qui domine. Notons par ailleurs, que des situations de contamination ponctuelle considérable existent au niveau de la zone d'étude ; ces dernières sont beaucoup plus prononcées pour le profil (20-40 cm) et sont localisées au Sud-Est de la zone d'étude. Cette situation reflète une contamination qui semble être en parfaite similarité avec celle du cadmium, du fait de leur origine probablement anthropique.

➤ **Zinc** : Nous avons enregistré un minimum de (1.18 et 0.98) et un maximum de (2.21 et 2.75) pour les deux profils (0-20 cm et 20-40). D'après la figure 59, il apparaît que la classe de contamination modérée domine pour les deux profils (0-20 cm) et (20-40 cm).

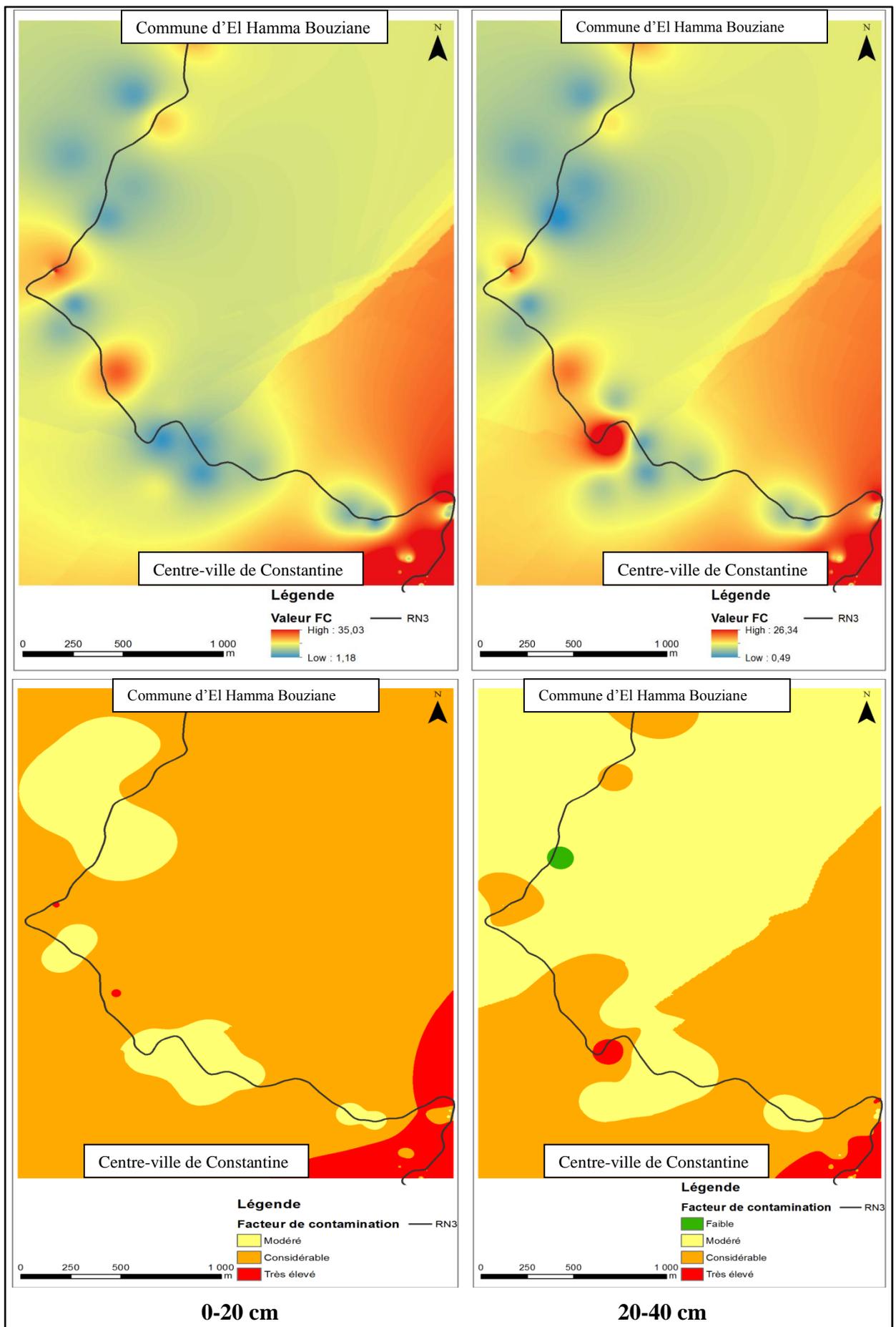


Figure 55. Cartographie de contamination monométallique liée au cadmium.

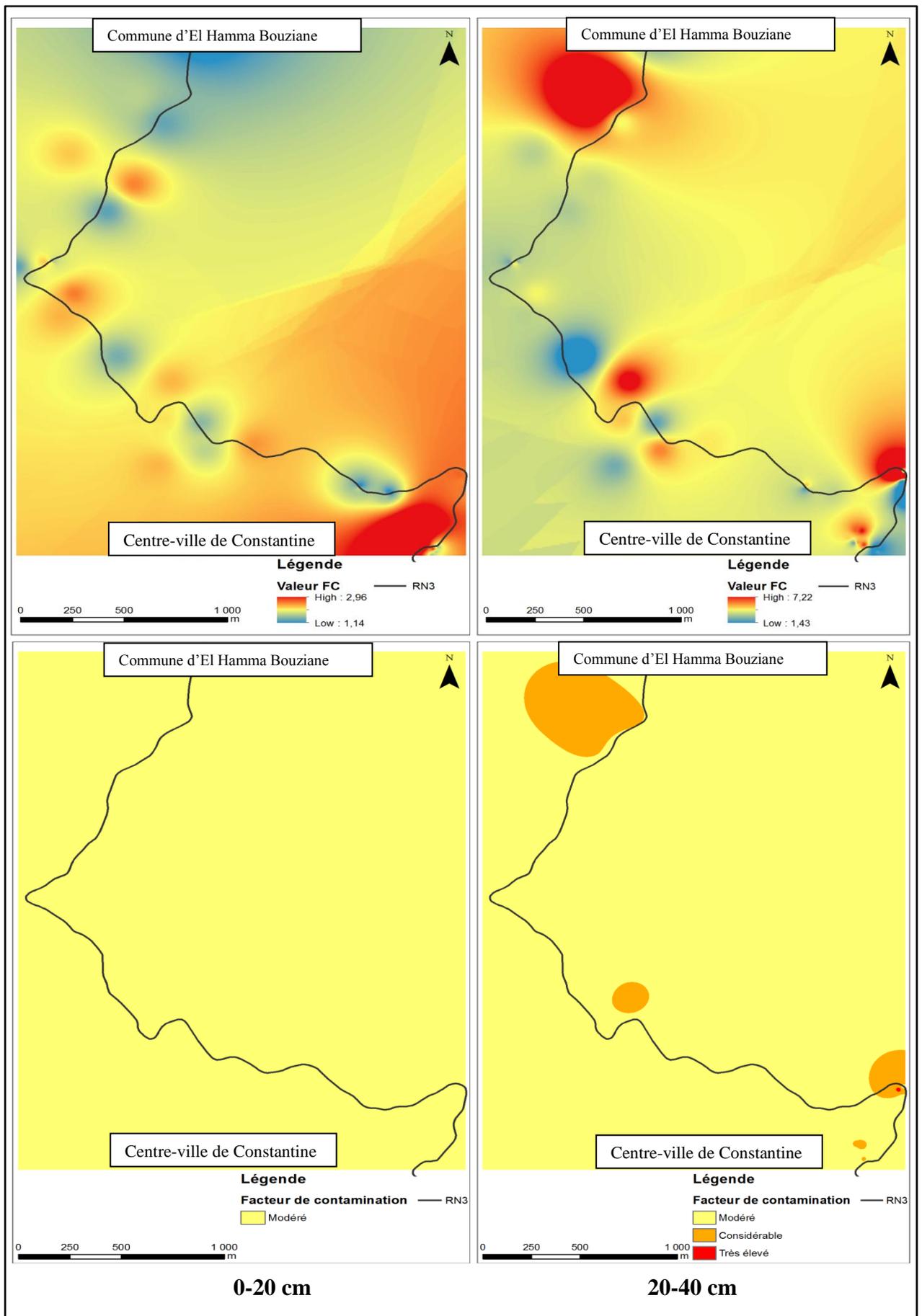


Figure 56. Cartographie de contamination monométallique liée au cuivre.

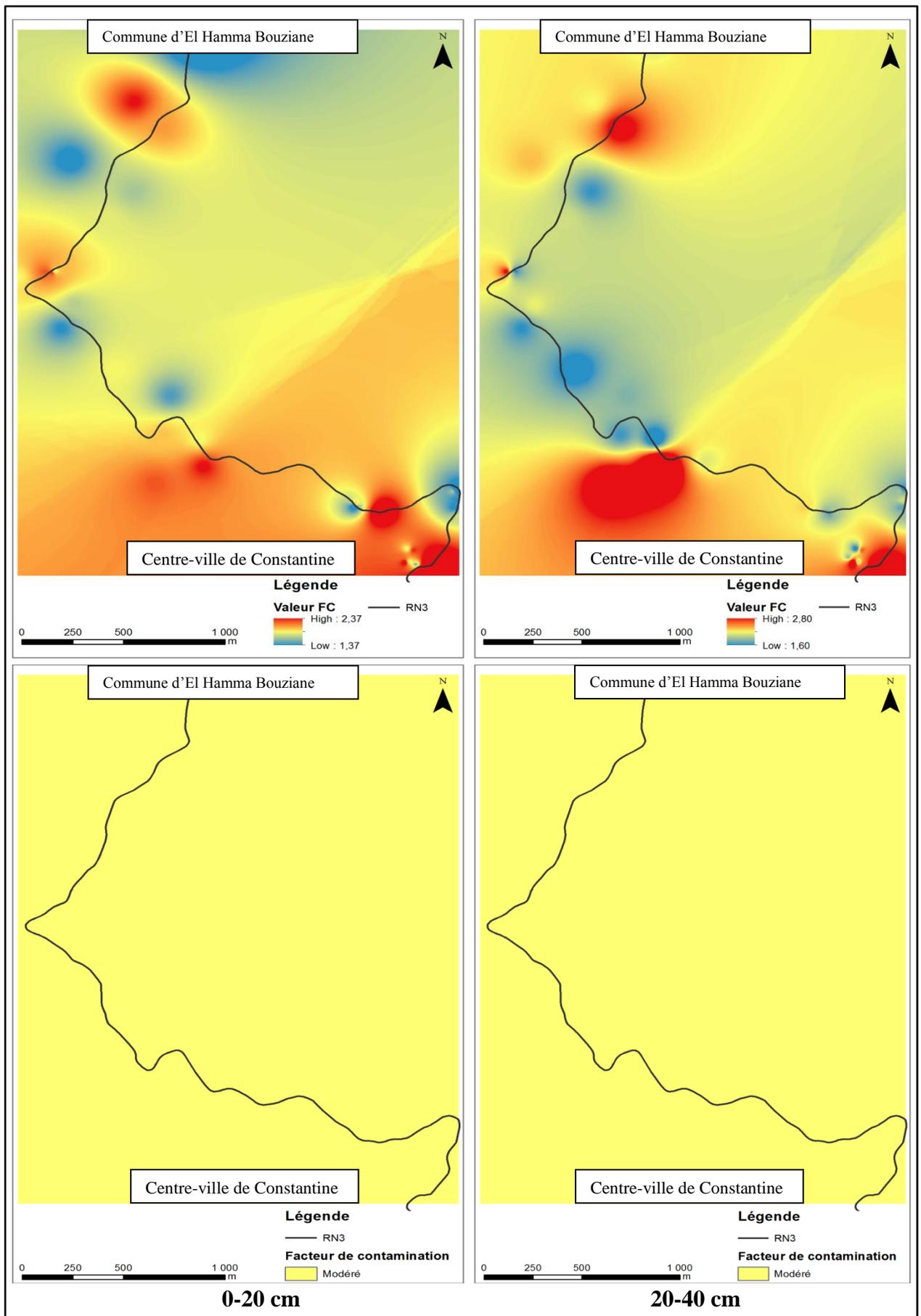


Figure 57. Cartographie de contamination monométallique liée au manganèse.

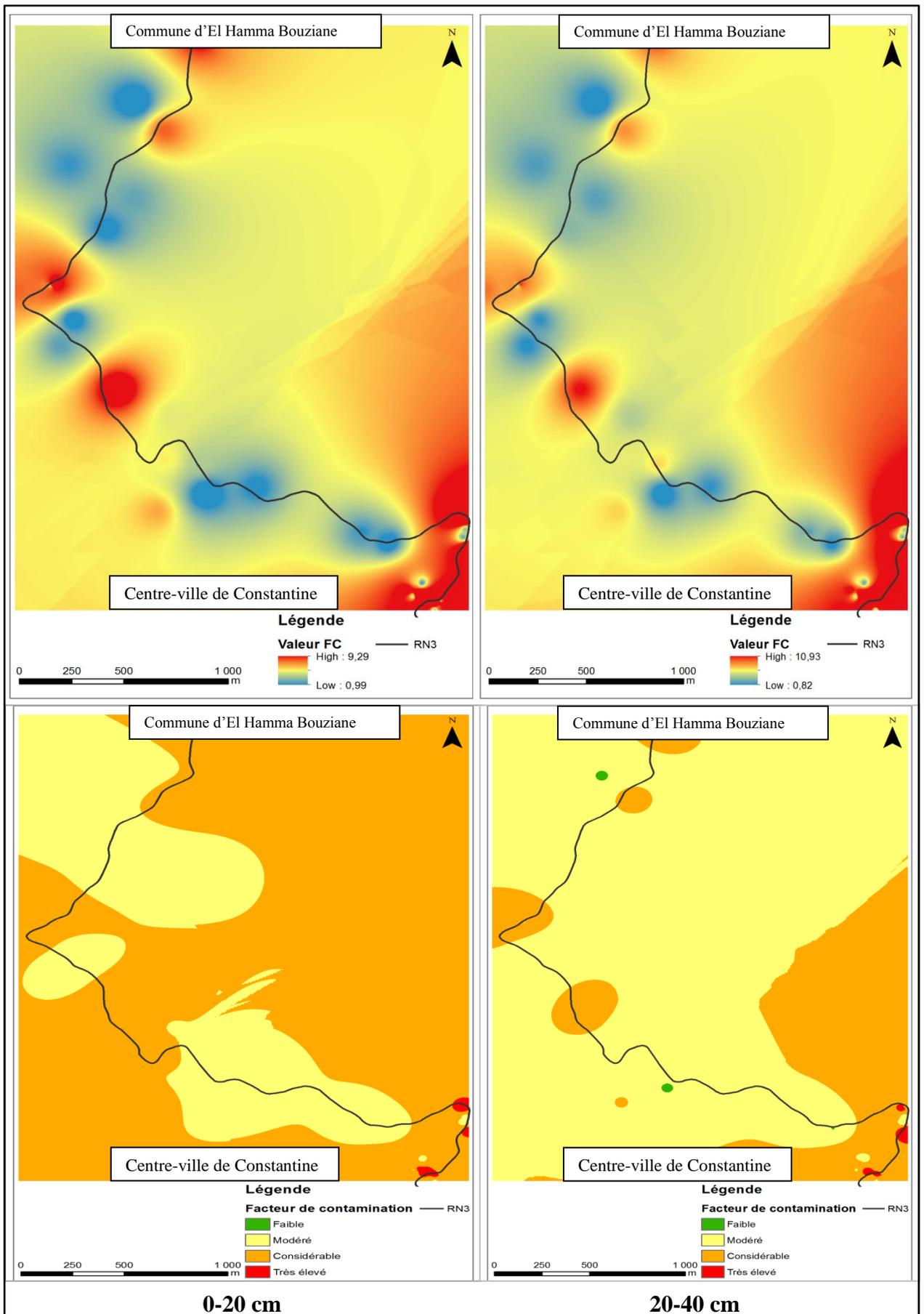


Figure 58. Cartographie de contamination monométallique liée au plomb.

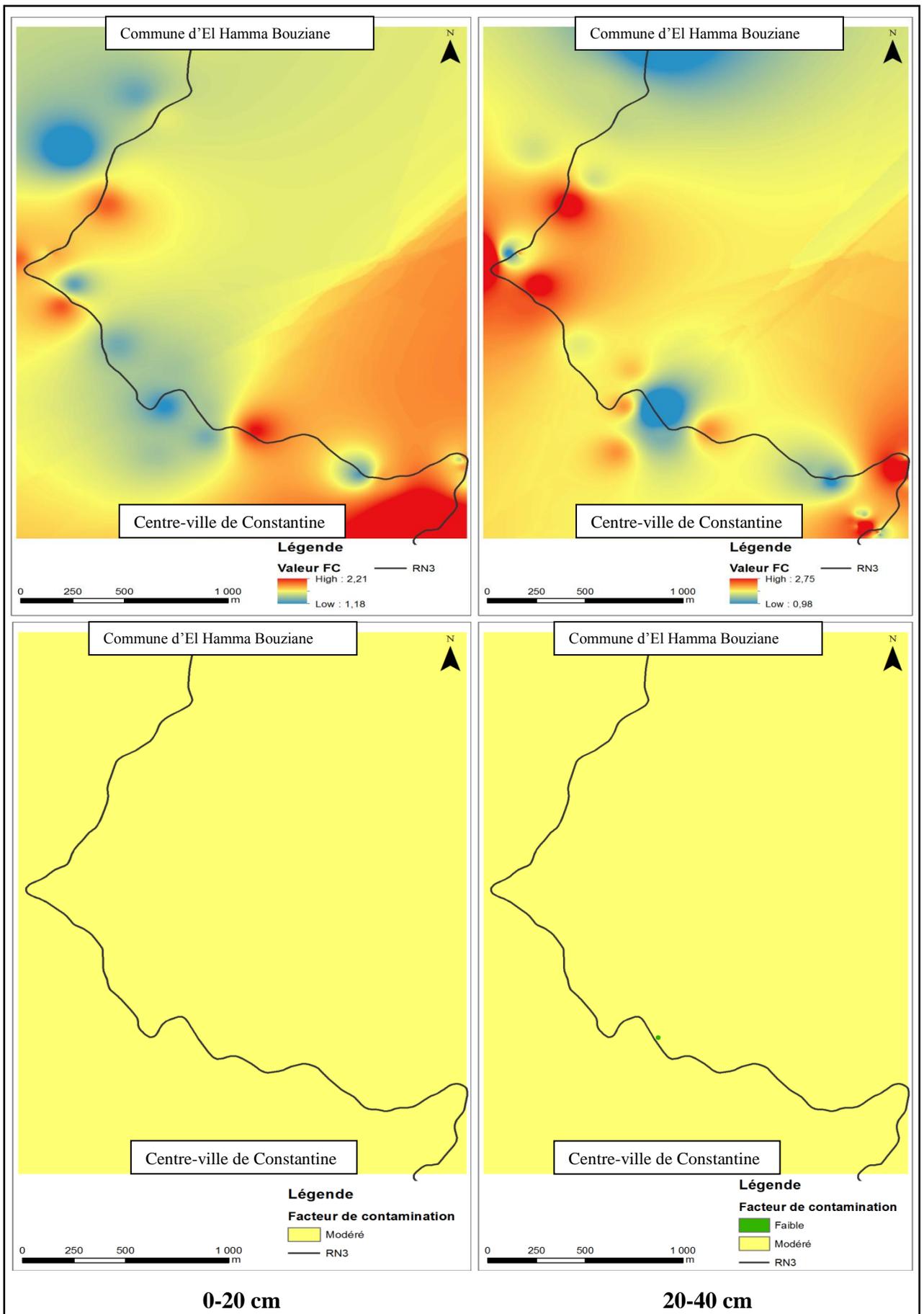


Figure 59. Cartographie de contamination monométallique liée au zinc.

III.4.2. Cartographie du risque monométallique

Les cartes de la répartition spatiale du risque causé par les ETM dans les sols de la zone urbaine sont illustrées dans les figures 60, 61, 62, 63 et 64. L'examen de ces cartes permet de faire les constations suivantes :

➤ **Cadmium** : Nous avons enregistré des minimums de (35.35 et 14.76) et des maximums de (1050.85 et 790.34) pour les deux profils (0-20 cm et 20-40). La figure 60 montre que la classe de risque considérable domine pour les deux profils (0-20 cm) et (20-40 cm). Notons par ailleurs, que des situations de risque ponctuel modéré à élevé existent au niveau de la zone d'étude ; ces dernières sont beaucoup plus prononcées pour les deux profils (0-20 cm) et (20-40 cm) et sont localisées respectivement au Nord et au Sud de la zone d'étude.

➤ **Cuivre** : Les minimums sont de (5.88 et 7.00) et les maximums sont de (15.19 et 35.28) pour les deux profils (0-20 cm et 20-40). La figure 60 montre que c'est plutôt la classe de risque écologique faible qui domine pour les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm).

➤ **Manganèse** : Nous avons enregistré des minimums de (1.46 et 1.60) et des maximums de (2.51 et 2.80) pour les deux profils (0-20 cm et 20-40). De même que pour le cuivre, la figure 62 indique une de la classe de risque écologique faible pour les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm).

➤ **Plomb** : les minimums et les maximums enregistrés sont de (4.99 et 3.18) et (46.46 et 42.27) respectivement pour les deux profils (0-20 cm et 20-40). Globalement c'est la classe de risque écologique faible qui domine pour les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm). Notons que des situations ponctuelles de risques considérables ont été enregistrées (figure 63).

➤ **Zinc** : les minimums sont de (0.99 et 0.63), alors que les maximums sont de (9.29 et 8.45) pour les deux profils (0-20 cm et 20-40) respectivement. La figure 64 montre une fois de plus que c'est la classe de risque écologique faible qui domine pour les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm).

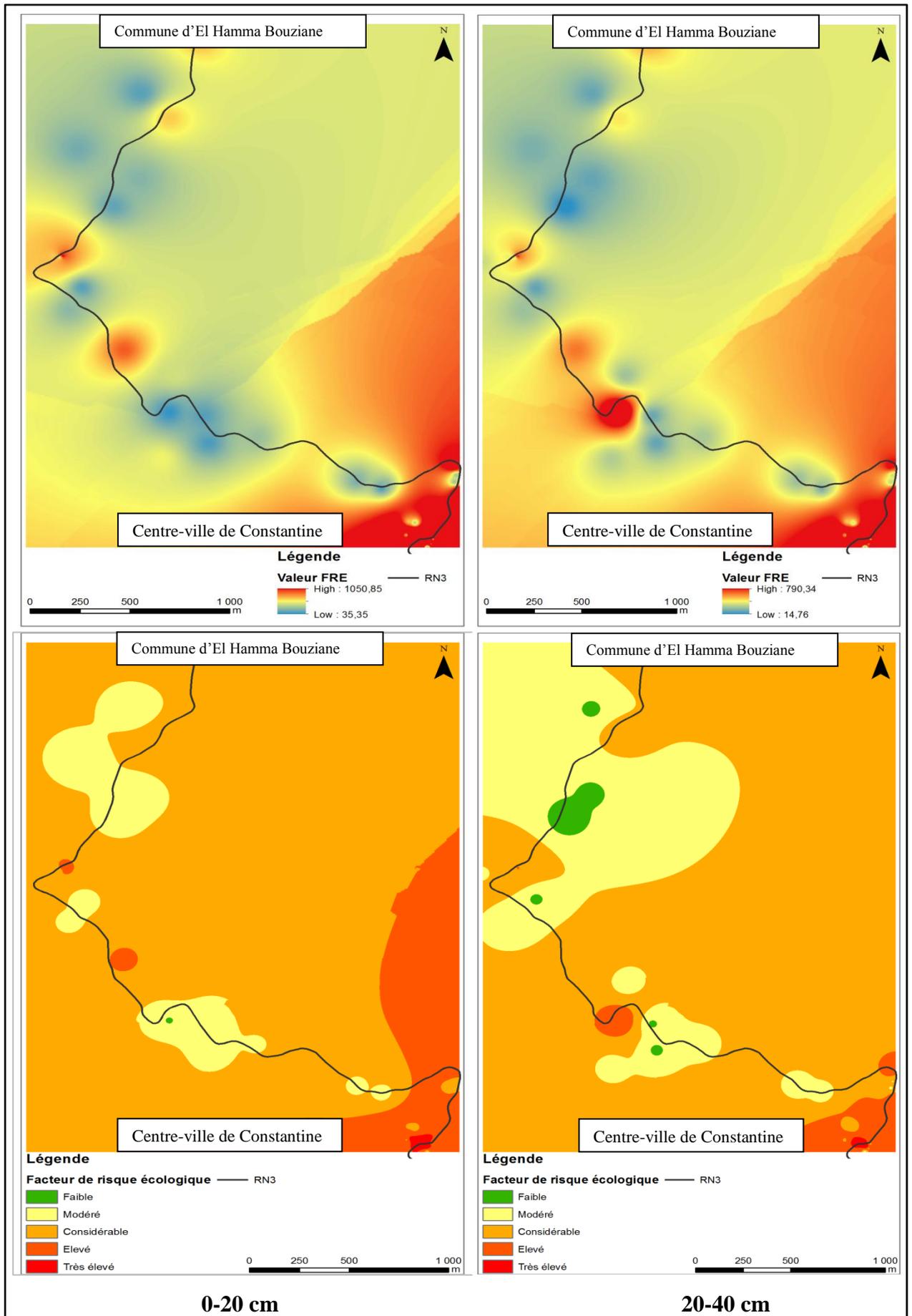


Figure 60. Cartographie du risque monométallique liée au cadmium.

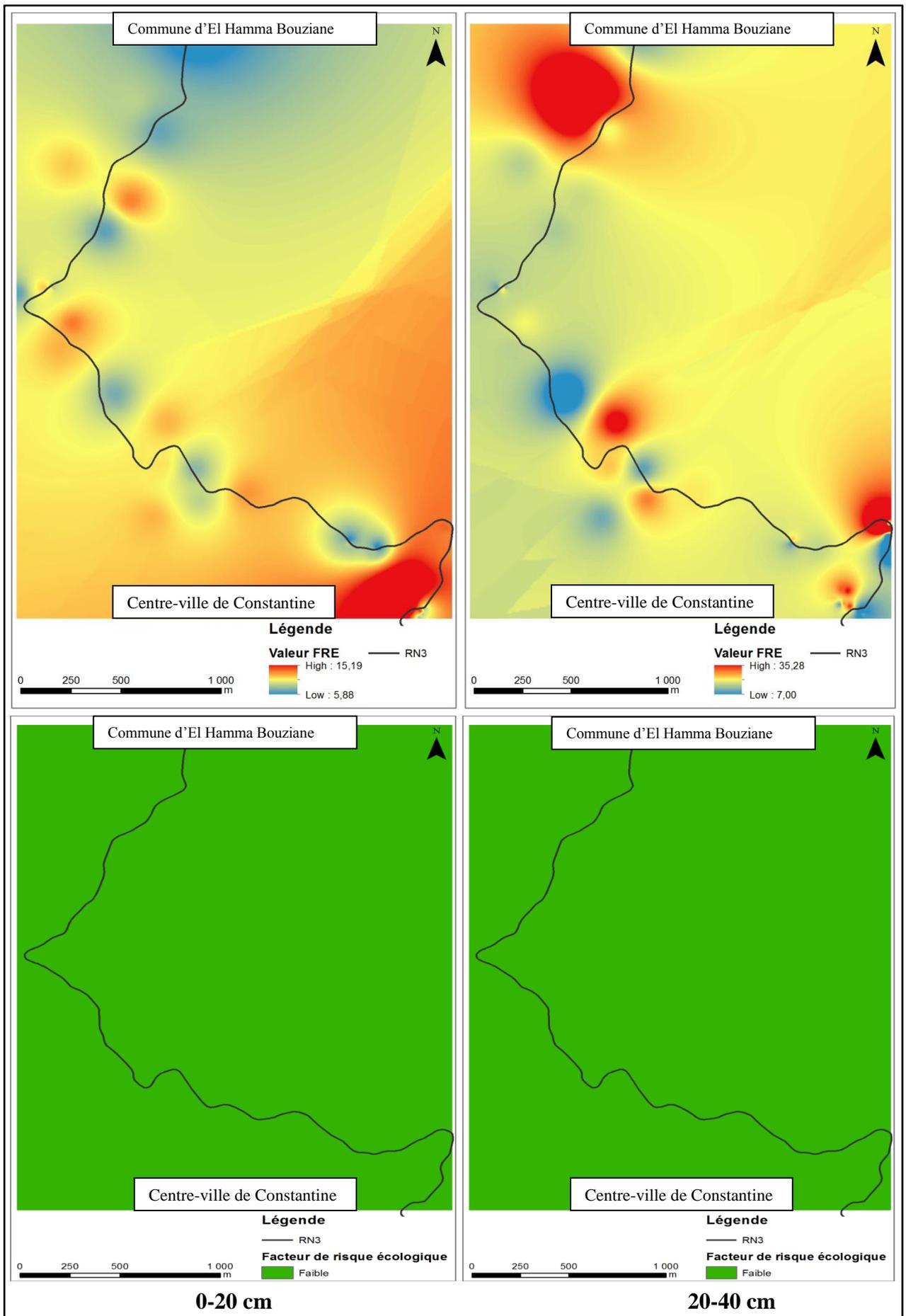


Figure 61. Cartographie du risque monométallique liée au cuivre.

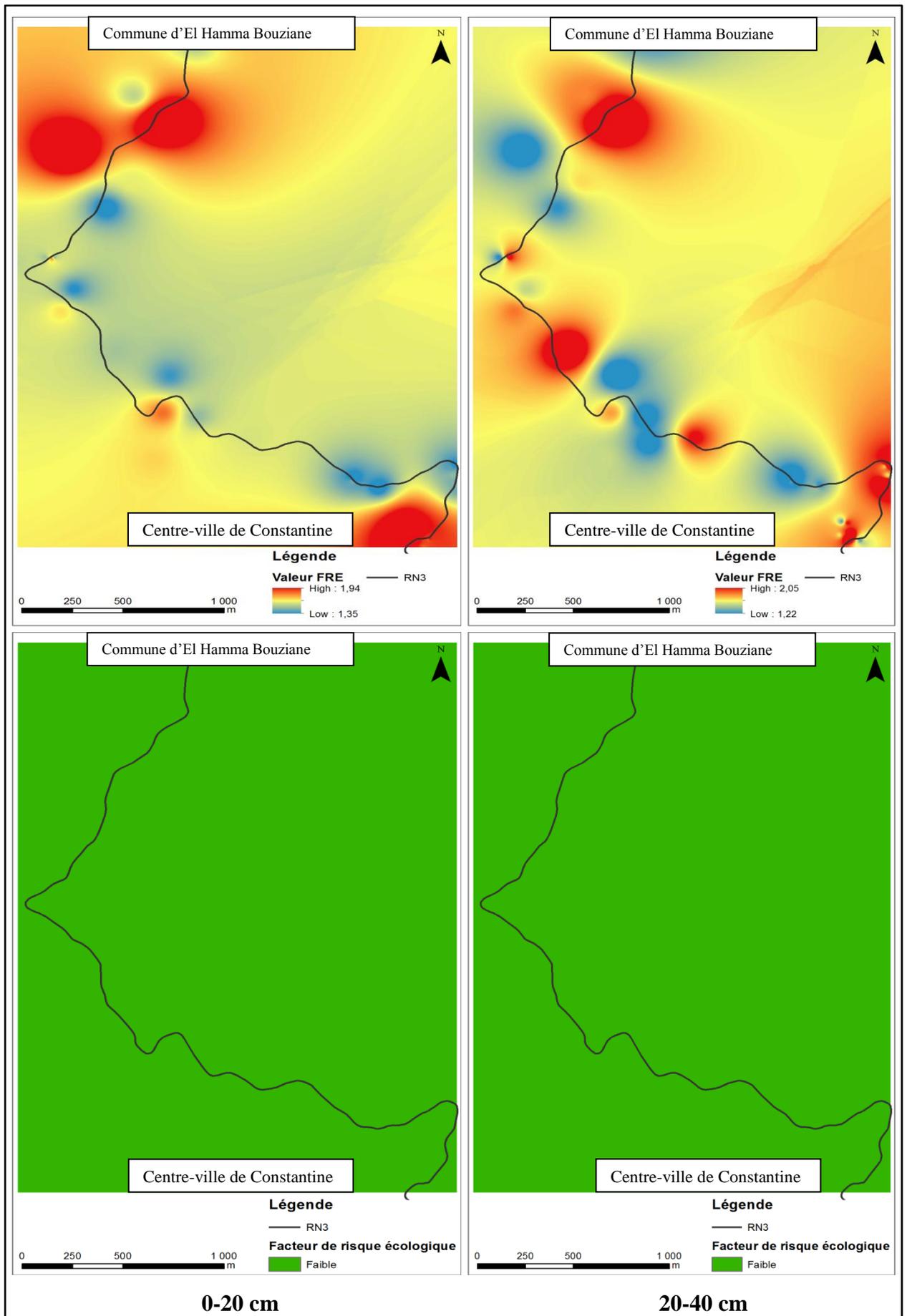


Figure 62. Cartographie du risque monométallique liée au manganèse.

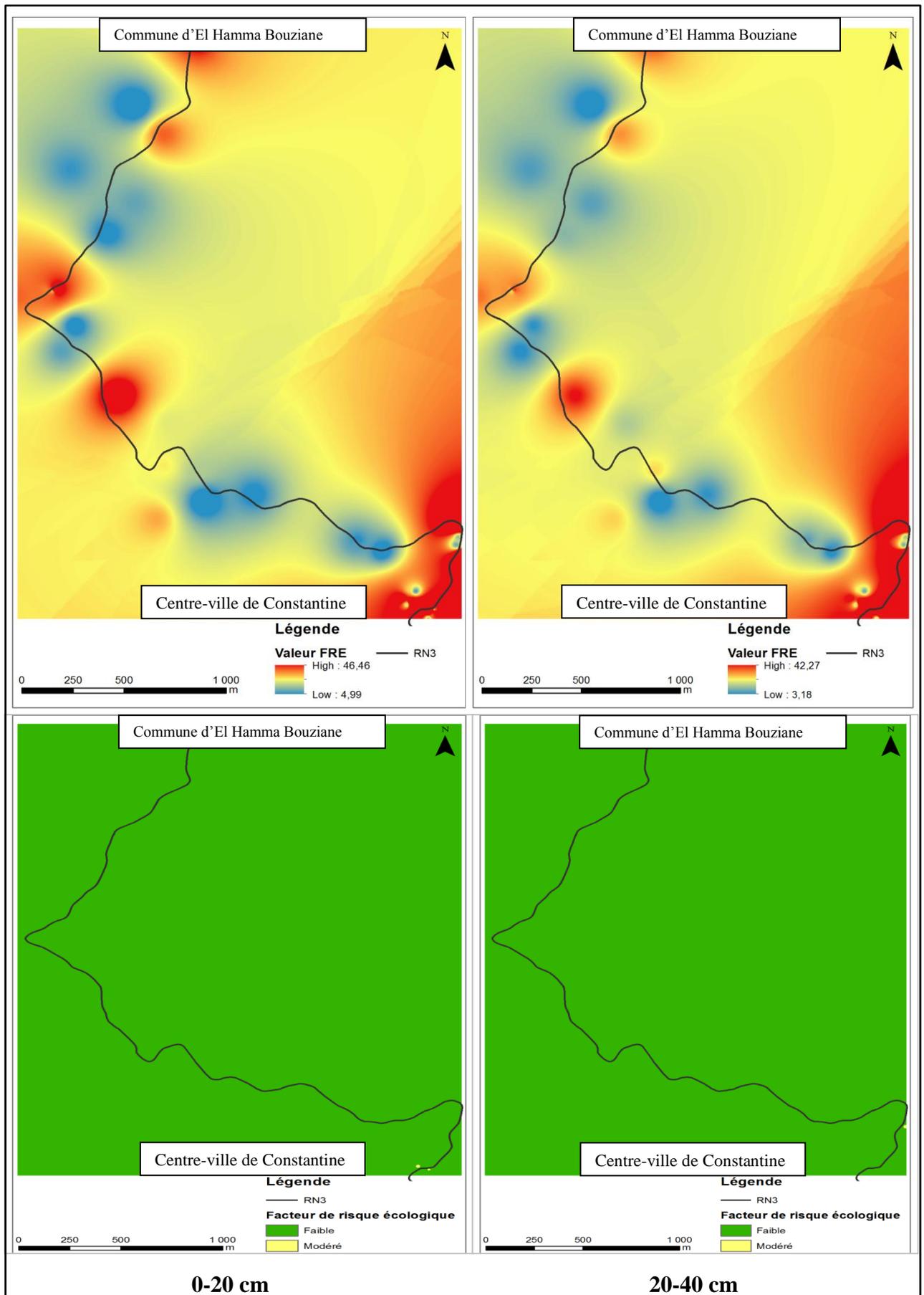


Figure 63. Cartographie du risque monométallique liée au plomb.

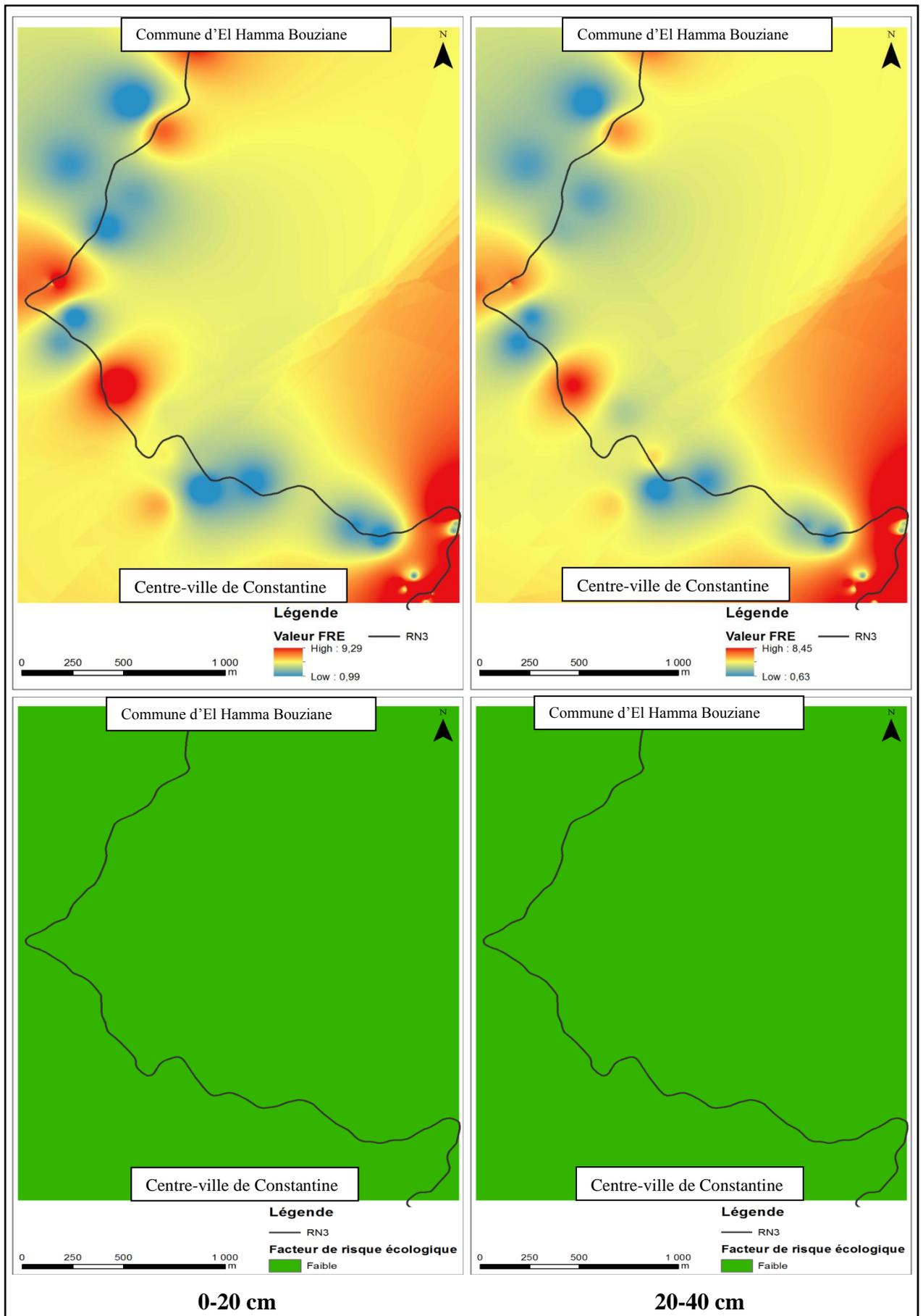


Figure 64. Cartographie du risque monométallique liée au zinc.

III.4.3. Cartographie de la contamination polymétallique

La cartographie de la répartition spatiale de la contamination polymétallique en utilisant le degré de contamination dans les sols de la zone urbaine est illustrée dans la figure 65.

Nous avons enregistré un minimum de (8.93 et 9.21) et un maximum de (52.18 et 41.22) pour les deux profils (0-20 cm et 20-40). La figure 65 montre une répartition décroissante des teneurs en ETM et donc du niveau de contamination aussi bien pour le profil (0-20 cm) que pour le profil (20-40 cm). Il apparaît aussi que la classe de contamination considérable domine pour les deux profils (0-20 cm) et (20-40 cm). Notons par ailleurs, que des situations de contamination ponctuelle modérée existent au niveau de la zone d'étude ; celles-ci concernent les deux profils et sont localisées à proximité de la chaussée le long de la RN°3.

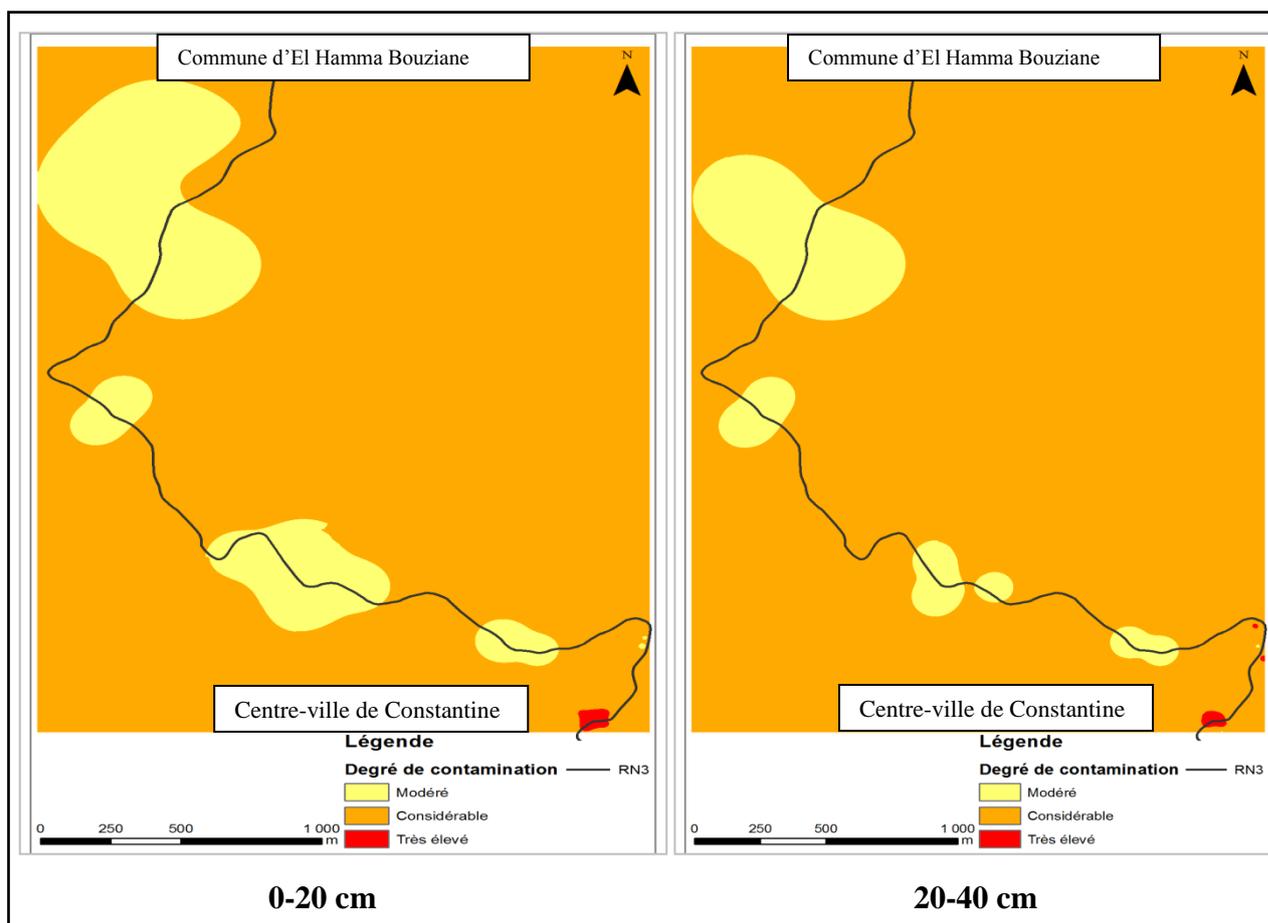


Figure 65. Cartographie de la contamination polymétallique.

III.4.4. Cartographie du risque polymétallique

La cartographie de la répartition spatiale du risque polymétallique dans les sols de la zone urbaine est illustrée dans la figure 66. Cette cartographie est réalisée à partir des résultats obtenus par le calcul du risque écologique potentiel (RI), cet indice permet d'évaluer le degré de pollution des sols par les ETM et d'associer leurs effets écologiques et environnementaux à leurs effets toxicologiques.

Nous avons enregistré un minimum de (56.59 et 37.87) et un maximum de (1121.38 et 836.92) pour les deux profils (0-20 cm et 20-40). La figure 66 montre que c'est la classe de risque modéré qui domine pour les deux profils (0-20 cm) et (20-40 cm). Notons par ailleurs, que des situations de risque ponctuel jugé considérable, existent au niveau de la zone d'étude ; ces dernières concernent les deux profils mais sont beaucoup plus prononcées pour le profil (0-20 cm) et sont localisées au Sud-Est de la zone d'étude.

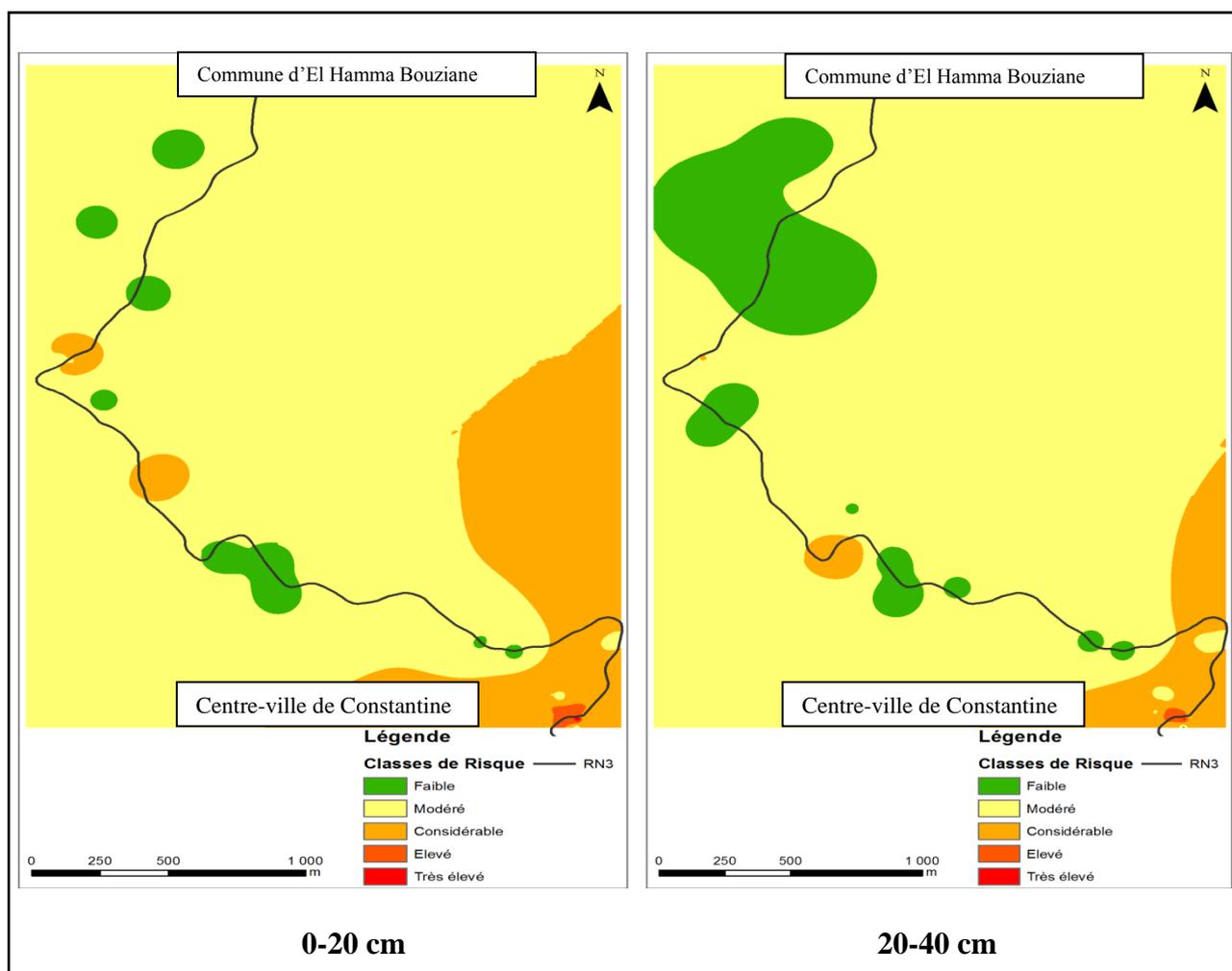


Figure 66. Cartographie du risque polymétallique.

III.5. Réponses physiologiques des espèces ligneuses au stress abiotique en milieu urbain

Dans cette étude, il nous a paru intéressant d'élucider les effets du stress abiotique en domaine routier, notamment celui induit par les polluants métalliques, sur les 12 espèces ligneuses implantées le long de la route nationale N°03 reliant le centre-ville de Constantine à la commune de Hamma Bouziane. Ainsi, plusieurs marqueurs biochimiques révélateurs de stress ont été déterminés, à savoir : la chlorophylle (a et b), les sucres solubles et la proline.

III.5.1. La Chlorophylle

Les chlorophylles sont des pigments photosynthétiques les plus dominants chez les plantes vertes ; l'évaluation de leurs concentrations dans le système foliaire peut fournir une estimation du potentiel photosynthétique (Weinman et Méhul, 2004), ainsi qu'un aperçu sur le statut physiologique du végétal (Moran et al. 2000). En effet, la teneur en chlorophylle totale (a+b) est un indicateur important du stress chez les végétaux (Zarco-Tejada et al. 2002 ; Rejskova et al. 2007). Elle est très instable et se décompose facilement sous l'effet de la lumière. Cependant, d'autres facteurs environnementaux peuvent intervenir dans la décomposition et la diminution de la chlorophylle tel que la température (basse ou haute) qui crée un stress thermique, le manque d'eau qui crée un stress hydrique, ou encore la présence de polluants (Karp, 2004 ; Joshi et Swami, 2007; Lambert et al. 2008 ; Saquib, 2008 ; Pathak et al. 2015).

❖ Les chlorophylles (a) et (b)

Les résultats relatifs aux teneurs en chlorophylles (a) quantifiées pour les douze espèces en zones urbaine et témoin sont illustrés par la figure 67. L'examen de cette dernière montre que les teneurs en chlorophylle (a) sont espèce-dépendante. Pour l'ensemble des espèces prises en considération dans le cadre de cette étude, nous avons enregistré la séquence suivante en zone urbaine : *T. gallica* > *O. europaea* > *E. cladocalyx* > *A. cyanophylla* > *E. gomphocephala* > *C. horizontalis* > *N. oleander* > *E. globulus* > *F. excelsior* > *C. fastigiata* > *P. halepensis* > *A. horrida*. Ainsi, la teneur la plus élevée (3.14 mg/g MF) a été enregistrée chez *T. gallica* alors que la plus faible (1.95 mg/g MF) a été enregistrée chez *A. horrida*. Néanmoins, cette variabilité s'est révélée non significative.

De plus, les teneurs en Chl (a) enregistrées en zone urbaine (ZU) sont largement plus faibles que celles enregistrées pour la zone témoin (ZT) quelle que soit l'espèce (figure 67). Pour *T. gallica*, nous avons enregistré (3.41 ± 1.05 versus 5.57 ± 0.06 mg/g MF). Le test *t* de Student a révélé une différence significative ($p < 0,05$). Pour *C. horizontalis*, *O. europaea* et *E. globulus*, nous avons enregistré (2.75 ± 0.62 versus 7.08 ± 0.64 ; 3.39 ± 1.04 versus 6.89 ± 0.03 , et 2.50 ± 0.90 versus 6.90 ± 0.03 mg/g MF) respectivement. Le test *t* de Student a montré une différence très significative ($p < 0,01$). En ce qui concerne *C. fastigiata*, *E. cladocalyx*, *P. halepensis*, *E. gomphocephala*, *N. oleander*, *F. excelsior*, *A. cyanophylla*, *A. horrida*, nous avons enregistré (2.22 ± 0.18 versus 6.75 ± 0.25 ; 3.19 ± 0.86 versus 8.55 ± 0.3 ; 2.04 ± 0.40 versus 7.20 ± 0.22 ; 2.82 ± 2.58 versus 7.75 ± 0.11 ; 2.52 ± 0.33 versus 6.62 ± 0.07 ; 2.39 ± 0.46 versus 7.79 ± 0.22 ; 3.13 ± 0.81 versus 7.14 ± 0.07 , et 1.95 ± 0.23 versus 8.50 ± 0.03 mg/g MF) respectivement. Le test *t* de Student a montré une différence très hautement significative ($p < 0,001$).

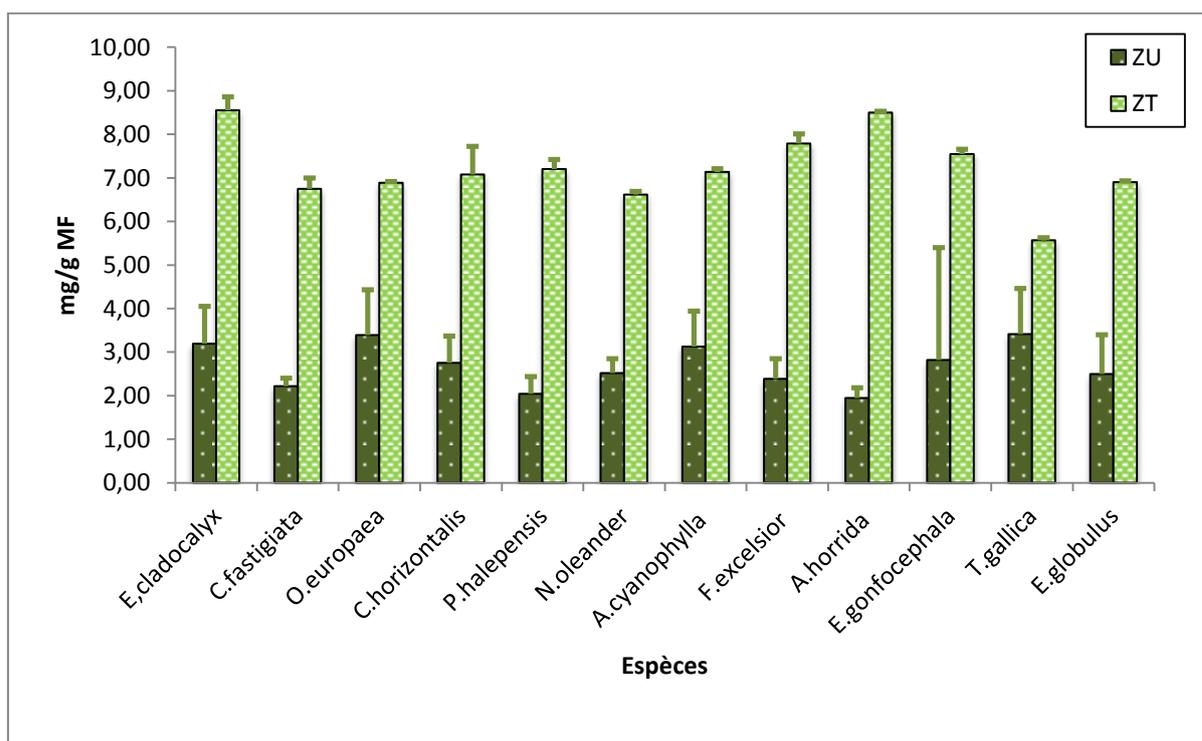


Figure 67. Teneurs en chlorophylle (a) chez les espèces étudiées.

De même que pour la chlorophylle (a), des variations de la teneur en chlorophylle (b) ont été enregistrées entre les différentes espèces étudiées (figure 68). La teneur la plus élevée est de l'ordre de 2.58 mg/g MF enregistrée chez *T. gallica*, alors que *A. horrida* enregistre la teneur la plus faible (0.96 mg/g MF). La séquence enregistrée en zone urbaine est la

suivante : *T. gallica* > *O. europaea* > *A. cyanophylla* > *E. cladocalyx* > *N. oleander* > *E. globulus* > *C. fastigiata* > *E. gomphocephala* > *F. excelsior* > *P. halepensis* > *C. horizontalis* > *A. horrida*. L'analyse de la variance a révélé une variabilité significative entre les espèces ($F = 2.68$; $p < 0.05$). La comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir trois groupes homogènes (A, B et AB). La répartition des espèces par rapport à ces 3 groupes est indiquée dans la figure 68.

De plus, les teneurs en Chl (b) enregistrées en zone urbaine (ZU) sont plus faibles que celles enregistrées pour la zone témoin (ZU) pour quelques espèces tel que *A. cyanophylla* et *A. horrida* chez qui nous avons enregistré (2.29 ± 0.35 versus 3.59 ± 0.02 et 0.96 ± 0.47 versus 2.27 ± 0.02 mg/g MF) respectivement. Le test *t* de Student a montré une différence hautement significative ($p < 0,001$). *P. halepensis* et *E. gomphocephala* enregistrent à leur tour (1.31 ± 0.35 versus 1.92 ± 0.02 et 1.61 ± 0.71 versus 2.19 ± 0.02 mg/g MF) respectivement, avec une différence significative entre les deux zones ($p < 0,05$). *F. excelsior* présente aussi des valeurs plus élevées en zone témoin qu'en zone urbaine (1.53 ± 0.48 versus 2.03 ± 0.02 mg/g MF), mais cette différence est non significative.

Pour *C. fastigiata*, *O. europaea* et *N. oleander*, c'est plutôt l'inverse ; les teneurs en chlorophylle (b) sont plus élevées en zone urbaine (ZU) qu'en zone témoin (ZT). Nous avons enregistré (1.65 ± 0.12 versus 1.36 ± 0.02 ; 2.40 ± 0.45 versus 1.32 ± 0.02 et 1.90 ± 0.39 versus 1.00 ± 0.02 mg/g MF) pour ces 3 espèces respectivement. Le test *t* de Student a révélé une différence significative entre les deux zones pour *C. fastigiata* ($p < 0,01$), *O. europaea* et *N. oleander* ($p < 0,05$). *C. horizontalis*, *E. globulus*, *T. gallica* et *E. cladocalyx* enregistrent aussi des teneurs en chlorophylle (b) plus élevées en zone urbaine (ZU). Les teneurs sont de l'ordre de (1.23 ± 0.42 versus 0.86 ± 0.02 et 1.73 ± 0.41 versus 1.52 ± 0.02 ; 2.58 ± 0.60 versus 1.65 ± 0.02 et 1.98 ± 0.77 versus 1.50 ± 0.02 mg/g MF) respectivement. Néanmoins, le test *t* de Student n'a pas révélé de différence significative.

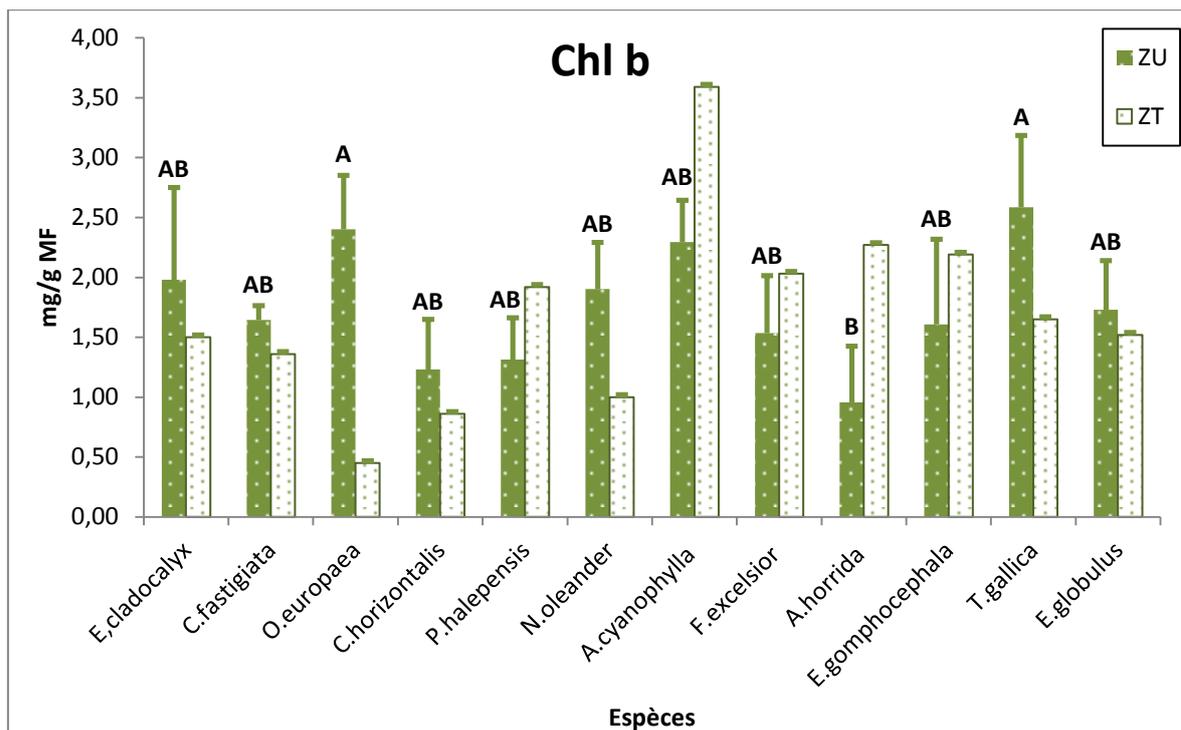


Figure 68. Teneurs en chlorophylle (b) chez les espèces étudiées.

❖ Le rapport Chl (a) / Chl (b)

Les résultats de calculs du rapport Chl (a) / Chl (b) sont illustrés par la figure 69. L'examen de cette dernière montre que les fluctuations de ce rapport suivent celles des chlorophylles (a) et (b). Le rapport le plus élevé est de l'ordre de 2.40 enregistré chez *C. horizontalis*, alors que le plus faible (1.95) enregistré chez *T. gallica*. La séquence par rapport à l'ensemble des espèces est : *C. horizontalis* > *A. horrida* > *E. gomphocephala* > *E. cladocalyx* > *F. excelsior* > *P. halepensis* > *E. globulus* > *O. europaea* > *A. cyanophylla* > *C. fastigiata* > *N. oleander* > *T. gallica*. Néanmoins, cette variabilité s'est révélée non significative.

Par ailleurs, le rapport Chl (a) / Chl (b) enregistré pour les arbres de la zone urbaine (ZU) est nettement plus inférieur à celui de la zone témoin (ZT) et ceci quelque soit l'espèce. En effet, en zone urbaine, la diminution de la Chl (a) a fait que la Chl (b) augmente pour quelques espèces et diminue pour d'autres ; cette variabilité est dû probablement à un stress subi par les arbres.

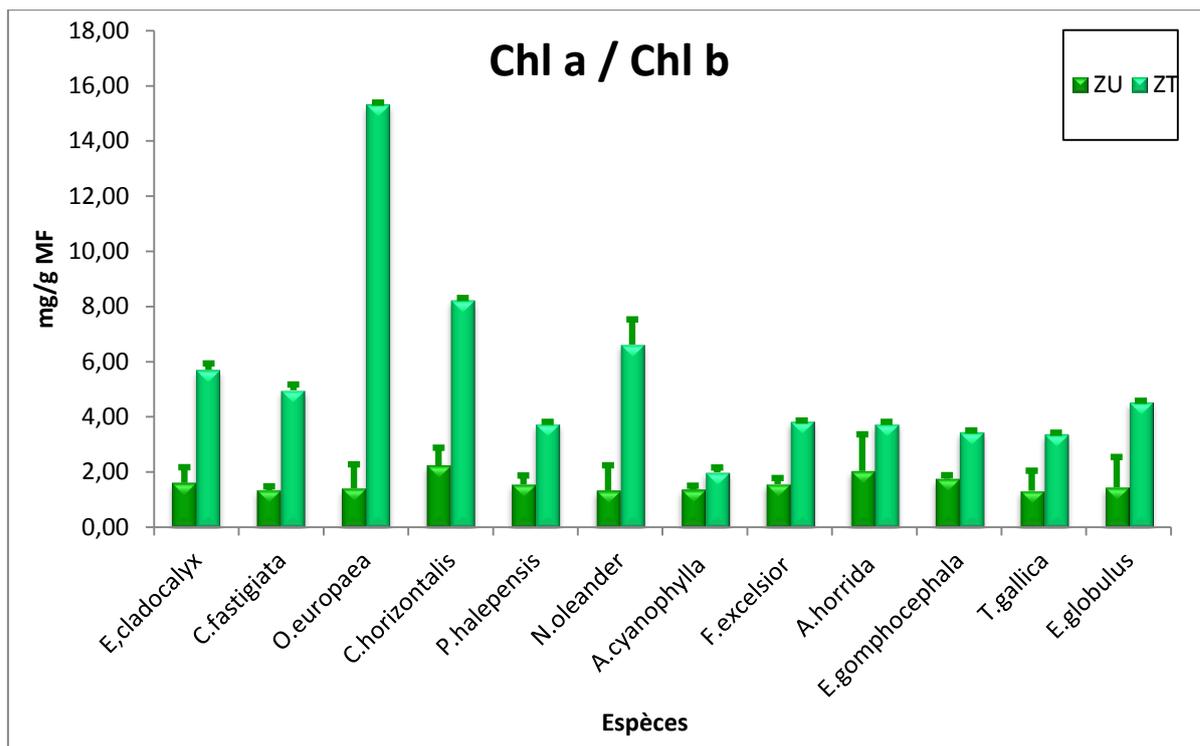


Figure 69. Variation du rapport Chl (a) / Chl (b) des espèces étudiées.

❖ La chlorophylle totale (Chl tot)

Les teneurs en chlorophylle totale (Chl tot) calculés pour les douze espèces sont illustrés par la figure 70. La teneur la plus élevée est de l'ordre de 5.99 mg/g MF enregistrée chez *T. gallica*, et la plus faible (2.90 mg/g MF) est enregistrée pour *A. horrida*. La séquence enregistrée est la suivante : *T. gallica* > *O. europaea* > *A. cyanophylla* > *E. cladocalyx* > *E. gomphocephala* > *N. oleander* > *E. globulus* > *C. fastigiata* > *C. horizontalis* > *F. excelsior* > *P. halepensis* > *A. horrida*. Les fluctuations des teneurs en chlorophylle totale sont confirmées par l'*anova* à un facteur qui a révélé un effet espèce significatif ($F = 3.03$; $p < 0.01$). Par ailleurs, la comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir cinq groupes homogènes (A, B, C, AB et ABC). L'appartenance des espèces aux différents groupes est indiquée sur la figure 70.

De plus, les teneurs en Chl (tot) enregistrées en zone urbaine (ZU) sont largement plus faibles que celles enregistrées en zone témoin (ZT) et ceci quelque soit l'espèce (figure 70).

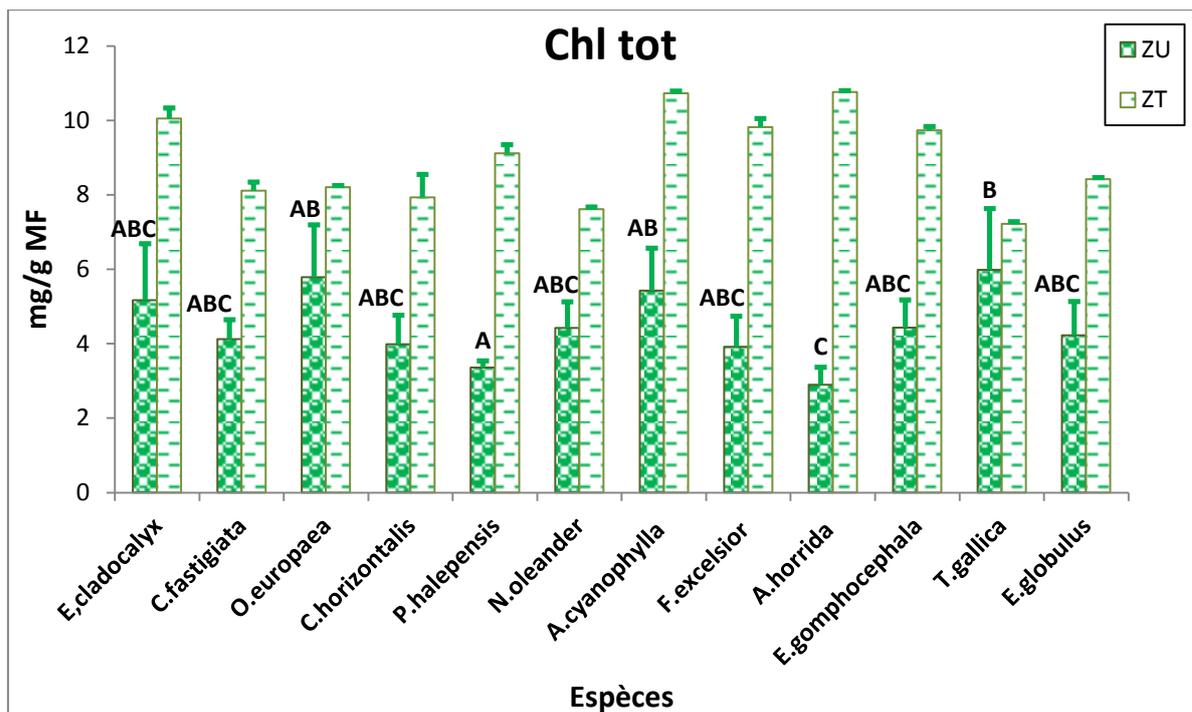


Figure 70. Teneurs en chlorophylle totale chez les espèces étudiées.

III.5.2. Les sucres solubles

Les sucres jouent un rôle central dans la vie des plantes (Loretti et al. 2001) ; ils sont produits par la photosynthèse, transportés dans les tissus, affectés à la respiration ou convertis en composés de stockage qui seront dégradés en glucides constitutifs (Jouve, 2004). Les changements en glucides à la suite d'une exposition au stress peuvent être, dans une large mesure, causés par une photosynthèse affaiblie, ce qui n'est pas un mécanisme de défense au stress (Rejskova et al. 2007). L'accumulation des sucres solubles est un moyen adopté par les plantes en cas de stress, afin de résister aux contraintes du milieu (Martinelli, 2008).

Les résultats du dosage des sucres solubles au niveau des douze espèces sont illustrés par la figure 71. L'examen de cette dernière montre que les teneurs en sucres solubles varient considérablement d'une espèce à l'autre. La teneur la plus élevée (194.34 mg/g MF) a été enregistrée chez *E. globulus*, alors que la plus faible (37.51 mg/g MF) a été enregistrée chez *C. horizontalis*. La séquence enregistrée en zone urbaine est la suivante : *E. globulus* > *A. horrida* > *E. gomphocephala* > *F. excelsior* > *N. oleander* > *T. gallica* > *O. europaea* > *C. fastigiata* > *E. cladocalyx* > *P. halepensis* > *A. cyanophylla* > *C. horizontalis*. L'anova à un facteur a révélé un effet espèce significatif ($F = 2.17$; $p < 0.05$), et la comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir trois

groupes homogènes (A, B et AB). La répartition des 12 espèces dans ces 3 groupes est indiquée dans la figure 71.

De plus, les teneurs en sucres solubles enregistrées en zone urbaine (ZU) sont largement plus élevées que celles enregistrées en zone témoin (ZT) et ceci quelque soit l'espèce (figure 71). Pour *E. gomphocephala*, nous avons enregistré (110.03 ± 31.48 versus 56.44 ± 0.02 mg/g MF). Le test *t* de Student a révélé une différence hautement significative pour ($p < 0,001$). *C. fastigiata*, *F. excelsior* et *A. horrida* enregistrent respectivement (81.18 ± 17.41 versus 48.62 ± 0.02 ; 107.74 ± 29.31 versus 43.08 ± 0.02 et 120.29 ± 28.66 versus 34.91 ± 0.02 mg/g MF), et le test *t* de Student a révélé une différence très significative ($p < 0,01$). Pour *T. gallica*, *C. horizontalis*, *O. europaea*, *E. globulus*, *E. cladocalyx*, *P. halepensis*, *N. oleander*, *A. cyanophylla*, nous avons enregistré (85.48 ± 29.56 versus 51.20 ± 0.02 ; 37.51 ± 17.07 versus 16.83 ± 0.02 ; 82.24 ± 37.86 versus 56.37 ± 0.02 ; 194.34 ± 172.27 versus 41.01 ± 0.02 ; 75.71 ± 65.45 versus 63.96 ± 0.02 ; 46.56 ± 15.20 versus 32.41 ± 0.02 ; 95.33 ± 23.58 versus 61.32 ± 0.02 ; 40.29 ± 20.41 versus 11.73 ± 0.02 mg/g MF) respectivement. Cependant, le test *t* de Student n'a pas révélé d'effets significatifs.

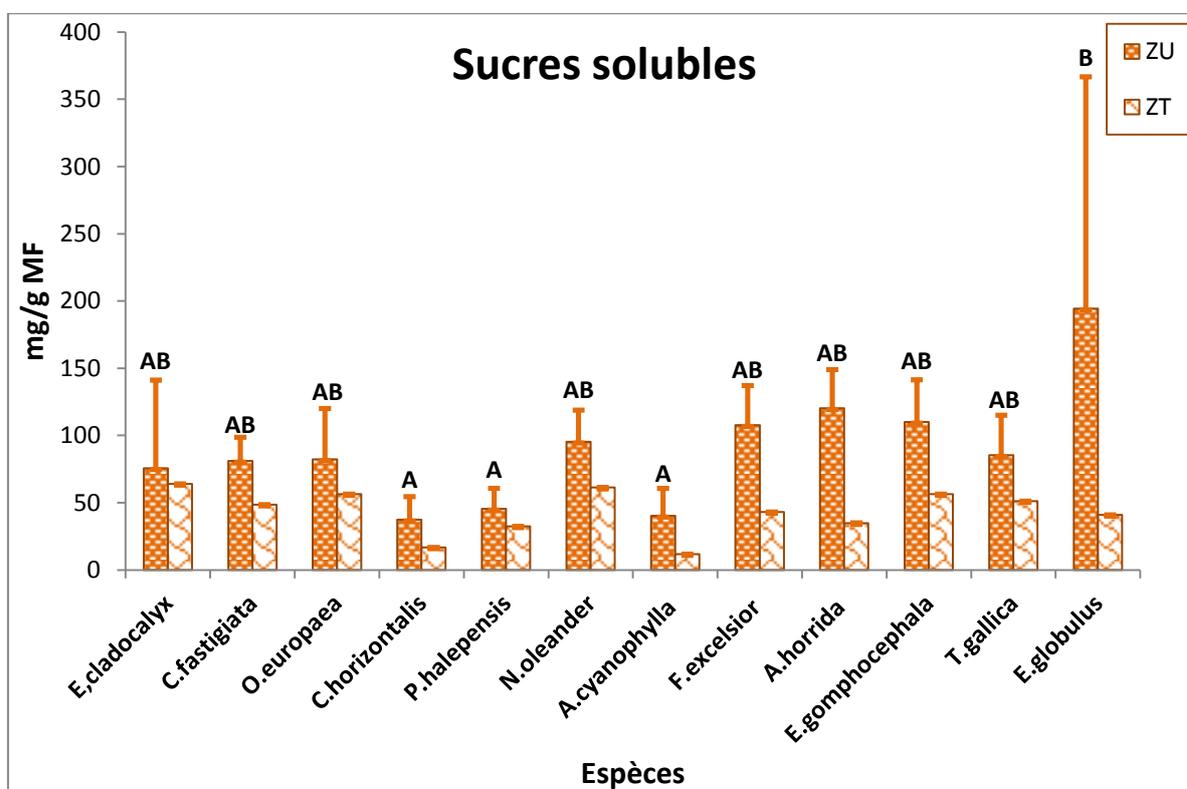


Figure 71. Teneurs en sucres solubles chez les espèces étudiées.

III.5.3. La proline

Les acides aminés sont des métabolites énergétiques dont beaucoup sont des nutriments indispensables. Les protéines sont formées de 20 acides aminés standards (Rejskova et al. 2007). La proline est un acide aminé cyclique à fonction amine secondaire (Vereyken et al. 2003). Elle est connue pour être un soluté compatible dans les cellules sous conditions de stress (Ashraf and Foolad, 2007). Elle s'accumule dans de nombreuses plantes en réponse aux températures extrêmes, au manque d'eau, aux conditions ultraviolettes et à la présence d'éléments traces métallique (Banu et al. 2009).

Les résultats relatifs au dosage de ce biomarqueur chez les douze espèces étudiées sont illustrés par la figure 72. L'examen de cette figure montre que les teneurs en proline varient considérablement d'une espèce à l'autre. La teneur la plus élevée est de l'ordre de (160.53 mg/g MF) enregistrée chez *E. globulus*, alors que la plus faible (40.78 mg/g MF) a été enregistrée chez *O. europaea*. Nous avons enregistré la séquence suivante en zone urbaine : *E. globulus* > *A. horrida* > *A. cyanophylla* > *E. gomphocephala* > *T. gallica* > *N. oleander* > *C. fastigiata* > *E. cladocalyx* > *F. excelsior* > *C. horizontalis* > *P. halepensis* > *O. europaea*. Ainsi, les teneurs en proline semblent être espèces-dépendantes. Ceci a été confirmé par l'analyse de la variance à un facteur qui a révélé un effet espèce très significative ($F = 2.90$; $p < 0.01$). Par ailleurs, la comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir trois groupes homogènes (A, B et AB) ; la répartition des 12 espèces dans ces groupes est indiquée sur la figure 72.

De plus, les teneurs en proline enregistrées en zone urbaine (ZU) sont largement plus élevées que celles enregistrées en zone témoin (ZT) et ceci quelque soit l'espèce (figure 72). Pour *E. gomphocephala*, nous avons enregistré (105.67 ± 45.31 versus 41.54 ± 0.02 mg/g MF), et la différence est hautement significative pour ($p < 0,001$). *A. cyanophylla* enregistre à son tour (118.38 ± 22.97 versus 66.29 ± 0.02 mg/g MF), avec une différence très significative ($p < 0,01$). Pour *C. fastigiata*, *F. excelsior*, *A. horrida*, *T. gallica*, *C. horizontalis*, *O. europaea*, *E. globulus*, *E. cladocalyx*, *P. halepensis*, et *N. oleander*, nous avons enregistré (81.80 ± 23.33 versus 63.38 ± 0.02 ; 74.68 ± 31.32 versus 48.78 ± 0.02 ; 129.81 ± 45.29 versus 85.38 ± 0.02 ; 96.74 ± 59.34 versus 60.29 ± 0.02 ; 54.44 ± 35.83 versus 3.77 ± 0.02 ; 40.78 ± 23.68 versus 4.58 ± 0.02 ; 160.53 ± 20.46 versus 126.95 ± 0.02 ; 39.20 ± 31.08 versus 10.65 ± 0.02 ; 54.38 ± 47.48 versus 23.10 ± 0.02 et 83.17 ± 68.50 versus 33.38 ± 0.02 mg/g MF) respectivement. Néanmoins, le test *t* de Student n'a pas révélé d'effet significatif.

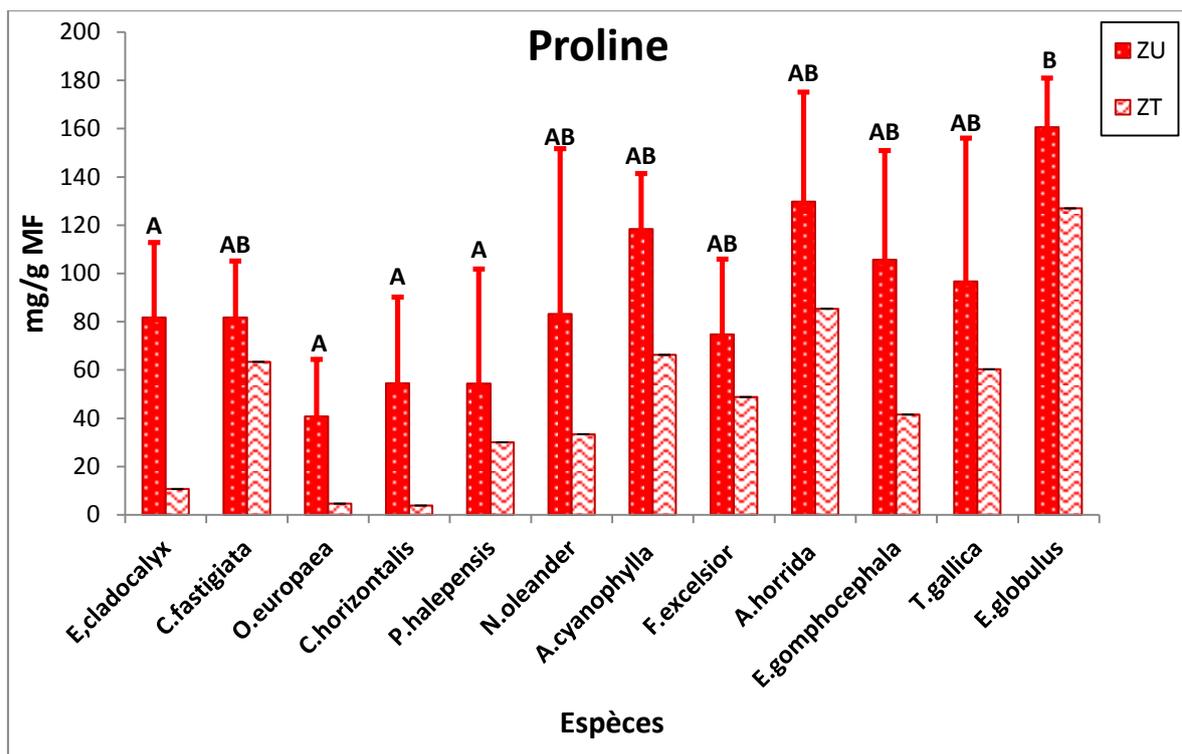


Figure 72. Teneurs en proline chez les espèces étudiées.

III.5.4. Corrélation entre les marqueurs biochimiques étudiés

Afin de faire ressortir les différents liens qui pourraient exister entre les paramètres biochimiques étudiés pour les 12 espèces implantées en zone urbaine, nous avons établie des matrices de corrélations pour chacune des espèces. Les principaux résultats obtenus sont donnés dans le tableau 39. Seules les corrélations entre les paramètres quantifiés sont présentés (chlorophylle a, chlorophylle b, sucres solubles et proline). Ceux des paramètres calculés (rapport Chlo a/ Chlo b et Chlo tot), sont donnés en annexe 7 à titre indicatif. L'examen des différentes matrices permet de faire les constatations suivantes :

- ❖ *E. cladocalyx* : La Chl a est corrélée positivement avec la Chl b ($r = 0.73$) et négativement avec la proline ($r = -0.87$). La Chl b présente aussi une corrélation négative avec la proline ($r = -0.68$), qui est à son tour corrélé négativement aux sucres solubles ($r = -0.75$).

- ❖ *C. fastigiata* : La Chl b est corrélée positivement à la proline ($r = 0.60$).

❖ *C. horizontalis* : Les teneurs en Chl a sont corrélées positivement avec celles des sucres solubles ($r = 0.63$) et négativement avec la proline ($r = -0.82$). La Chl b présente des corrélations négatives avec la proline ($r = -0.63$) et positives avec les sucres solubles ($r = 0.82$). La proline est corrélée négativement avec les sucres solubles ($r = -0.96$).

❖ *O. europaea* : La Chl a présente des corrélations positives avec la Chl b ($r = 0.76$) et négatives avec la proline ($r = -0.77$). La Chl b présente à son tour une corrélation hautement significative et négatives avec la proline ($r = -1.00$). En ce qui concerne les teneurs en sucres solubles, ces derniers sont corrélés négativement avec la proline ($r = -0.58$).

❖ *P. halepensis* : Les teneurs en Chl a sont corrélées positivement avec celles de la proline ($r = 0.90$), et négativement avec la Chl b et les sucres solubles ($r = -0.90$). La Chl b présente des corrélations positives avec les sucres solubles ($r = 0.65$) et négatives avec la proline ($r = -1.00$). De même, les sucres solubles sont corrélés négativement avec la proline ($r = -0.61$).

❖ *E. gomphocephala* : Les paramètres dosés ne présentent aucune corrélation significative.

❖ *N. oleander* : La Chl a présente des corrélations hautement significatives et positives avec la Chl b ($r = 0.95$) et les sucres solubles ($r = 0.94$). Les teneurs en Chl b sont corrélées positivement aussi avec la proline ($r = 0.61$) et les sucres solubles ($r = 1.00$). De même, la proline est à son tour corrélée positivement avec les sucres solubles ($r = 0.64$).

❖ *F. excelsior* : Les teneurs en Chl a présentent des corrélations positives avec la Chl b, et les sucres solubles ($r = 0.53$, $r = 0.51$) respectivement. En ce qui concerne la Chl b, cette dernière est corrélée positivement aux sucres solubles ($r = 0.94$) et négativement avec la proline ($r = -0.94$). La proline est corrélée négativement avec les sucres solubles ($r = -0.93$).

❖ *E. globulus* : La Chl a présente des corrélations négatives avec les sucres solubles ($r = -0.97$) et la proline ($r = -0.61$). La Chl b est corrélée négativement avec la proline ($r = -0.65$), et cette dernière est corrélée positivement aux sucres solubles ($r = 0.79$).

❖ *T. gallica* : Les teneurs en Chl a présentent des corrélations positives avec la Chl b, les sucres solubles, et la proline ($r = 0.99$, $r = 1.00$, et $r = 0.62$) respectivement. La Chl b est corrélée positivement avec les sucres solubles ($r = 0.97$), et ces derniers sont corrélés positivement avec la proline ($r = 0.68$).

❖ *A. cyanophylla* : Les teneurs en Chl a présentent des corrélations positives avec tous les paramètres dosés avec ($r = 0.88$, $r = 0.68$ et $r = 0.61$) pour Chl b, sucres solubles et proline respectivement. La Chl b est à son tour corrélée positivement avec les sucres solubles ($r = 0.69$), qui sont à leur tour corrélés positivement avec la proline.

❖ *A. horrida* : Les teneurs en Chl a présentent une corrélation positive avec les sucres solubles ($r = 0.58$), alors que les teneurs en Chl b présentent des corrélations négatives avec les sucres solubles ($r = -0.94$) et la proline ($r = -0.98$). Les teneurs en sucres solubles, présentent des corrélations positives avec celles de la proline ($r = 0.99$).

Tableau 39. Matrice de corrélation des paramètres biochimiques étudiés.

Espèce	Paramètre	Chl a	Chl b	SS	Pro
<i>E. cladocalyx</i>	Chl a	1			
	Chl b	0.73	1		
	SS	ns	ns	1	
	Pro	-0.87	-0.68	-0.75	1
<i>C. fastigiata</i>	Chl a	1			
	Chl b	ns	1		
	SS	ns	ns	1	
	Pro	ns	0.60	ns	1
<i>C. horizontalis</i>	Chl a	1			
	Chl b	ns	1		
	SS	0.63	0.82	1	
	Pro	-0.82	-0.63	-0.96	1
<i>O. europaea</i>	Chl a	1			
	Chl b	0.76	1		
	SS	ns	ns	1	
	Pro	-0.77	-1.00	-0.58	1
<i>P. halepensis</i>	Chl a	1			
	Chl b	-0.90	1		
	SS	-0.90	0.65	1	
	Pro	0.90	-1.00	-0.61	1
<i>E. gomphocephala</i>	Chl a	1			
	Chl b	ns	1		
	SS	ns	ns	1	
	Pro	ns	ns	ns	1
<i>N. oleander</i>	Chl a	1			
	Chl b	0.95	1		
	SS	0.94	1.00	1	
	Pro	ns	0.61	0.64	1
<i>F. excelsior</i>	Chl a	1			
	Chl b	0.53	1		
	SS	0.51	0.94	1	
	Pro	ns	-0.94	-0.93	1
<i>E. globulus</i>	Chl a	1			
	Chl b	ns	1		
	SS	-0.97	ns	1	
	Pro	-0.61	-0.65	0.79	1
<i>T. gallica</i>	Chl a	1			
	Chl b	0.99	1		
	SS	1.00	0.97	1	
	Pro	0.62	ns	0.68	1
<i>A. cyanophylla</i>	Chl a	1			
	Chl b	0.88	1		
	SS	0.68	0.69	1	
	Pro	0.61	ns	0.57	1
<i>A. horrida</i>	Chl a	1			
	Chl b	ns	1		
	SS	0.58	-0.94	1	
	Pro	ns	-0.98	0.99	1

Chl a : Chlorophylle a, Chl b : Chlorophylle b, SS : Sucres solubles, Pro : Proline.

Discussion :

Généralement, le métabolisme de stress chez les végétaux est étudié au cours d'expériences axées sur les effets à court terme des agents de stress, donc sous une forme aiguë et dans des conditions de laboratoire. Cependant, cette forme de stress ne reflète pas réellement les conditions environnementales et naturelles du milieu où, au contraire, les végétaux croissent et se développent dans des conditions de stress plutôt chroniques. C'est pourquoi nous nous sommes intéressés dans le cadre de cette étude aux modifications, impliquées dans le métabolisme, résultant d'un stress chronique induit par des polluants d'origine anthropique. En effet, la capacité de défense biochimique est un bon indicateur d'expression ou de résistance potentielle au stress chez les arbres (Polle and Rennenberg, 1994 ; Tegischer et al. 2002).

Les résultats obtenus à partir de l'analyse des marqueurs biochimiques révèlent que les arbres des bords de routes de la zone d'étude ont subi et subissent encore un stress non négligeable dû entre autre aux polluants atmosphériques provenant du trafic routier et des infrastructures routières. En effet, nous avons enregistré des teneurs plus faibles en chlorophylle et plus élevées en sucres solubles et en proline pour la plupart des espèces présentes en zone urbaine, comparées à celles de la zone témoin éloignée de toutes sources de perturbations anthropiques.

En ce qui concerne la chlorophylle totale, *T. gallica* enregistre les teneurs les plus élevées (5.99 mg/g MF) en zone urbaine, comparativement à *A. horrida* qui enregistre les teneurs les plus faibles (2.90 mg/g MF). Les teneurs en chlorophylle sont ainsi espèce-dépendante ; constatation faite aussi bien pour la zone urbaine que pour la zone témoin. Ces résultats concordent avec la littérature. En effet, à Dehradun en Inde, près d'un rond-point d'une route principale à trafic routier intense, Chauhan (2010) a relevé les taux suivants en chl a : 0.86 mg.g⁻¹ MF pour *Ficus religiosa*, 2.38 mg.g⁻¹ MF pour *Mongifera indica*, 0.94 mg.g⁻¹ MF pour *Polyalthia longifolia*, et 1.04 mg.g⁻¹ MF pour *Delonis regia*. Iqbal et al. (2015) à leur tour ont enregistré des taux de l'ordre de 0.26 mg.g⁻¹ MF pour *Azadirachta indica*, 0.30 mg.g⁻¹ MF pour *Conocarpus erectus*, 0.22 mg.g⁻¹ MF pour *Guaiacum officinale*, et 0.24 mg.g⁻¹ MF pour *Eucalyptus sp.* près d'un carrefour à Karachi (capitale économique) au Pakistan.

Par ailleurs, toutes les espèces étudiées présentent des concentrations en Chl (a, b ou encore totale) plus faibles en zone urbaine qu'en zone témoin. A titre d'exemple, chez *T. gallica*, nous avons enregistré des taux en chl a de l'ordre de (3.41 mg/g MF) en zone

urbaine *versus* (5.57 ± 0.06 mg/g MF) en zone témoin, et chez *A. cyanophylla* nous avons enregistré des taux en chlo b de l'ordre de (2.29 ± 0.35 mg/g MF) en zone urbaine *versus* (3.59 ± 0.02 mg/g MF) en zone témoin. Encore une fois, ces résultats sont en concordance avec la littérature. En effet, Pavlovic et al. (2017) ont enregistré un taux de 2.57 mg.g^{-1} MS pour les feuilles de *Betula pendula* prélevées dans un parc en zone urbaine à Belgrade en Serbie, alors que Petrova (2011) a relevé un taux de l'ordre de 1.32 pour la même espèce prélevée à proximité d'une zone industrielle à Plovdiv en Bulgarie.

Les changements des teneurs en chlorophylle est un indicateur de stress (Naumann et al. 2008). Ainsi, la diminution de la teneur en chlorophylle des feuilles peut servir d'indicateurs relatifs de la vigueur de la plante et la qualité de l'environnement (Carter et Spiering, 2002). Chez les végétaux stressés, les teneurs en chlorophylle foliaire diminuent, changeant ainsi la proportion de pigments absorbant la lumière et affectant l'absorption globale (Zacro-Tejada et al. 2001). Quand les plantes montrent des variations dans leurs caractéristiques physiologiques, ça explique qu'il y a une baisse dans les concentrations des pigments chlorophylliens à cause de la grande pollution industrielle et urbaine dans l'environnement, et les pigments photosynthétiques sont généralement les plus endommagés par la pollution de l'air (Giri et al. 2013). En effet, la diminution de la quantité de chlorophylle produite, affecte la coloration de la plante et ralentit sa croissance (Kassaoui et al. 2009). L'observation visuelle de la croissance des végétaux est souvent trop tardive par rapport aux solutions qui peuvent être apportées. Les premiers signes visuels du dépérissement sont précédés par des signes invisibles qui traduisent un affaiblissement général du métabolisme des végétaux. Les premières manifestations de stress apparaissent au niveau de la photosynthèse dont le rendement est moindre du fait d'une diminution de la concentration en chlorophylle.

De plus, les effets de la pollution relient la réponse physiologique des plantes à l'accélération du processus de sénescence. Une des manifestations évidentes de la sénescence des plantes est la disparition graduelle de la chlorophylle, associée au jaunissement des feuilles qui peut être lié à une baisse conséquente de la capacité photosynthétique (Mandal and Mukherji, 2000). La chlorose et la pâleur des parties vertes de la plante, sont la réponse caractéristique de la pollution atmosphérique. Dans la chlorose, la couleur vert normal disparaît et les feuilles de la plante deviennent vert pâle, jaune ou même blanc. Notons que des symptômes non spécifiques, tels que la décoloration

ou la transparence accrue de la couronne, reflètent l'état de santé général des arbres résultant des effets cumulatifs des événements de stress à long terme (Karp, 2004).

Aussi, une diminution de la chlorophylle entraîne une dégradation des cellules du parenchyme, de ce fait, les stomates restent anormalement ouverts, ce qui provoque une transpiration excessive qui peut être dommageable pour les plantes (Gunthardt-Goerg and Vollenweider, 2007). Kammerbauer et al. (1987) et Bhatti et al. (1988) ont montré que la croissance des nouvelles pousses chez le sapin de Norvège est réduite de 25 % en bordure de routes par rapport à des arbres qui poussent en milieu témoin, ce qui se traduit par une diminution de la taille des aiguilles (Cosio et al. 2006).

A la lumière de ces résultats, la chlorophylle est un bon indicateur de l'effet de la pollution atmosphérique. Par ailleurs, l'effet de la pollution de l'air sur l'accumulation de la chlorophylle provoque une diminution dans le taux de sa biosynthèse qui va souvent de pair avec l'augmentation des taux de sucres et de la proline (Mahi et al. 2015). Ceci est confirmé par les multiples corrélations négatives enregistrées entre les taux en chlorophylle et en proline notamment chez *E. cladocalyx*, *C. horizontalis*, *O. europaea*, *P. halepensis*, *F. excelsior*, *E. globulus*, et *A. horrida* (tab. 39).

Contrairement à la chlorophylle, les taux en sucres solubles sont beaucoup plus élevées en zone urbaine qu'en zone témoin. *E. globulus* enregistre les teneurs les plus élevées (194.34 mg/m MF), contrairement au *C. horizontalis* qui enregistre les teneurs les plus faibles (37.51 mg/g MF). Les sucres solubles se retrouvent à la surface des feuilles comme d'autres métabolites qui circulent dans l'espace inter-cellulaire (apoplasme) et traversent la couche externe qui recouvre la cuticule (Beldjazia et al. 2015). Leurs quantités sont faibles (nanogramme par cm²) et sont liées à la perméabilité cuticulaire de l'espèce végétale ou de l'organe et suivent la dynamique de leur biosynthèse dans la plante (Arnault, 2015). Les sucres solubles, principalement le saccharose, le glucose et le fructose, jouent un rôle central dans la structure, le métabolisme et le fonctionnement des plantes. Ils sont impliqués dans de nombreux mécanismes de réponse aux stress biotiques et/ou abiotiques, où ils agissent non seulement en tant que métabolites, mais aussi en tant que signaux capables d'activer des voies de signalisation aboutissant à des modifications d'expression génétique (Mohammad khani et Heidari, 2008 ; Derridj, 2013).

Les fortes concentrations enregistrées en sucres solubles indiquent une activation de la dégradation des réserves glucidiques, ce qui suggère une adaptation de la plante aux contraintes de la pollution au risque de provoquer un épuisement des réserves surtout qu'à

ce niveau, une baisse des taux en chlorophylle a été remarquée ; cette baisse se traduit par une faible élaboration de la matière organique, principalement les glucides. Encore une fois, cette hypothèse est confirmée par les nombreuses corrélations négatives enregistrées entre les taux en sucres solubles et en chlorophylle en particulier chez *C. fastigiata*, *P. halepensis* et *E. globulus* (tab. 39).

Aussi, les fortes teneurs en sucres solubles laissent supposer qu'à ce niveau, la pollution agirait de deux manières différentes : soit qu'elle inhibe l'activité de la dégradation des réserves glucidiques ou que ces espèces ne sont plus en mesure d'élaborer des réserves leurs permettant de s'adapter au climat de pollution, ce qui appuie l'hypothèse de dépérissement que subissent les arbres urbains de la région. Les cellules végétales peuvent adapter leur métabolisme aux conditions de pollution en dégradant des sucres. Une concentration élevée en sucres suggère un bon métabolisme comme les basses teneurs indiquent un imminent manque (Loretto et al. 2001).

Par ailleurs, les faibles teneurs enregistrées impliquent une inhibition de la dégradation des sucres, donc une adaptation médiocre au climat de pollution avec une conservation des réserves. Tous les arbres accumulent plus de sucres solubles, ce qui montre que ce métabolite pourrait être influencé par les rejets *in situ*. Nos résultats sont en bon accord avec la littérature ; en effet, Massantini et al. (1995) précisent que sous stress métallique, les plantes accumulent des teneurs en sucres solubles supérieures à 35.5 % de plus que dans les témoins.

En ce qui concerne la proline, cette dernière présente des variations similaires à celles des sucres solubles. En effet, les concentrations en proline enregistrées chez toutes les espèces étudiées sont plus élevées en zone urbaine qu'en zone témoin. *E. globulus* enregistre la teneur la plus élevée (160.53 ± 20.46 mg/g MF) et *E. cladocalyx* la teneur la plus faible (39.20 ± 31.08 mg/g MF) en zone urbaine. Ces espèces semblent ainsi montrer leur caractère de tolérance au stress puisque ils sont soumis aux rejets du parc automobile et de l'infrastructure routière, en particulier les rejets métalliques ; ainsi ce stress semble jouer un rôle important dans l'activation de la biosynthèse de la proline. Cette hypothèse relative à l'accumulation de la proline chez les plantes sous conditions de stress métallique a été démontrée par plusieurs auteurs notamment Briat et Lebrun (1999) ; Bert et al. (2000) ; Shevyakova et al. (2003) ; Lefèvre et al. (2009) et Nedjimi et Daoud (2009).

En effet, en réponse au stress abiotique variés, plusieurs plantes accumulent des acides aminés ou leurs dérivés (Bagni, 1994). Pour Schwakee et al. (2000), la proline représente l'acide aminé libre le plus abondant dans le pollen de *Petunia* sous conditions de stress.

Selon Roosens et al. (1999), dans les plantes supérieures, l'enzyme Δ -pyrroline-5 carboxylate synthétase (Δ -P5CS) qui joue un rôle primordial et critique dans la synthèse de la proline est stimulée sous conditions de stress notamment en présence de teneurs anormales d'ETM.

L'accumulation de la proline, induite par les stress, peut être le résultat de trois processus complémentaires : stimulation de sa synthèse (Morris et al. 1969 ; Boggess et al. 1976 ; Hong et al. 2000 ; Klotke et al. 2004), inhibition de son oxydation (Rayapati et Stewart, 1991; Ashraf et Foolad, 2007) et/ou altération de la biosynthèse des protéines (Stewart et al. 1977). Cette accumulation de la proline a été démontrée chez de nombreuses espèces et dans différentes situations de stress métallique, osmotiques, hydriques et thermiques (Tahri et al. 1998 ; Vereyken et al. 2003).

La proline peut servir de source facilement disponible de carbone et d'azote équivalents, durant la restauration du stress (Hellman et al. 2000). En effet, de nombreux auteurs rapportent que l'accumulation de la proline dans les plantes est la conséquence d'une grande diversité de stress environnementaux (Kishore et al. 2005) y compris les métaux lourds (Hare and Cress, 1997 ; Lagriffoul et al. 1998 ; Pavlikova et al. 2008).

Outre son rôle dans le métabolisme primaire en tant que constituant des protéines, la proline est l'un des solutés compatibles le plus fréquemment accumulé en réponse à des contraintes environnementales variées et joue un rôle important dans la tolérance des plantes (Zhu et al. 2005). Elle a été proposée comme stabilisateur de protéines et de complexes macromoléculaires, piègeur de radicaux libres et régulateur du potentiel redox cellulaire. La concentration intracellulaire de la proline dépend d'une régulation fine entre sa biosynthèse et sa dégradation. Cependant le rôle exact de la proline et les voies de signalisation impliquées dans la régulation de son métabolisme ne sont pas encore complètement élucidés (Arnault, 2015). L'effet physiologique de l'accumulation de la proline peut-être exprimé dans la photosynthèse soutenue et/ou la prévention de la dégradation des protéines et des enzymes (Wang et al. 2007).

Bien que la sécheresse ne soit pas prononcée pendant nos périodes de prélèvements, l'accumulation de la proline pour toutes les espèces est beaucoup plus élevée en zone urbaine qu'en zone témoin, ce qui nous laisse supposer qu'en absence de stress hydrique

ou thermique, les arbres ont subi un stress dû à la pollution qui règne sur la zone urbaine, probablement métallique.

En se basant sur les réactions métaboliques, comme la baisse observée des teneurs en chlorophylle, l'augmentation en sucres solubles et en proline, par rapport à la zone témoin, le stress et le dépérissement de quelques pieds dans la zone d'étude paraissent bien évidents avec des signes de dommages dans la partie aérienne des arbres.

III.6. Teneurs des ETM dans les feuilles et les écorces des arbres

Les arbres possèdent une considérable faculté de s'adapter au stress induit par les métaux toxiques. En dépit de cette capacité, il existe une importante variation d'aptitude chez les différentes espèces et populations d'arbres pour survivre et se développer en réponse aux teneurs élevées en ETM (Ashraf and Foolad, 2007).

Les résultats des ETM (Cd, Cu, Mn, Pb, Zn) dans les différentes parties (feuilles lavées/non lavées, et écorces) des douze espèces étudiées, sont récapitulés dans le tableau 40 et illustrés par les figures 91, 92, 93, 94, 95. Sur les figures, en plus des résultats relatifs à la zone urbaine, sont indiqués aussi les résultats de la zone témoin. Pour chaque espèce et chaque élément, sont indiqués : le minimum, le maximum, la moyenne et l'écart-type. Notons que les abréviations suivantes ont été utilisées pour les différentes parties : FNL pour les feuilles non lavées, FL pour les feuilles lavées, et EC pour l'écorce.

Tableau 40. Teneurs des ETM dans les différents organes des espèces étudiées.

Esp	org	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn
<i>E. Cladocalyx</i>	FL	[0,19 - 0,95] 0,48 ± 0,33	[5,89 - 8,74] ^a 7,41 ± 1,23	[9,45 - 20,48] ^{ab} 13,94 ± 4,66	[6,67 - 10,00] ^{ab} 7,50 ± 1,67	[26,93 - 59,89] 43,58 ± 15,08
	FNL	[0,19 - 1,33] ^{ab} 0,57 ± 0,51	[6,12 - 9,53] ^a 7,92 ± 1,45	[68,79 - 88,65] ^c 74,45 ± 9,49	[10,00 - 13,33] ^a 10,83 ± 1,67	[35,64 - 61,01] 48,94 ± 11,89
	EC	[0,19 - 1,14] ^{ab} 0,52 ± 0,42	[14,52 - 30,01] ^b 21,86 ± 6,36	[24,72 - 40,35] ^{ab} 33,70 ± 6,58	[13,33 - 33,33] ^a 23,33 ± 8,61	[13,07 - 28,49] 23,77 ± 7,20
<i>C. fastigiata</i>	FL	[0,57 - 1,14] 0,81 ± 0,29	[5,58 - 10,23] ^a 7,67 ± 1,92	[5,23 - 9,58] ^a 7,60 ± 2,26	[10,00 - 26,67] ^{ab} 14,17 ± 8,34	[24,58 - 44,92] 35,09 ± 10,54
	FNL	[0,95 - 1,52] ^b 1,19 ± 0,29	[7,44 - 11,63] ^a 9,30 ± 1,97	[12,50 - 36,45] ^a 20,43 ± 11,02	[13,33 - 33,33] ^{ab} 22,50 ± 10,68	[35,64 - 59,55] 47,60 ± 11,06
	EC	[0,95 - 1,33] ^b 1,09 ± 0,18	[10,23 - 19,53] ^{ab} 14,53 ± 3,86	[25,83 - 59,58] ^{abc} 38,09 ± 14,97	[30,00 - 116,67] ^a 63,33 ± 37,22	[25,92 - 74,19] 46,23 ± 22,08
<i>C. horizontalis</i>	FL	[0,38 - 0,57] 0,51 ± 0,11	[4,65 - 6,98] ^a 5,89 ± 1,17	[9,12 - 15,89] ^a 12,90 ± 3,45	[10,00 - 23,33] ^b 17,78 ± 6,94	[13,74 - 45,03] 26,85 ± 16,25
	FNL	[0,57 - 0,76] ^{ab} 0,70 ± 0,11	[4,65 - 11,16] ^a 8,22 ± 3,30	[22,97 - 29,32] ^{ab} 26,33 ± 3,19	[13,33 - 60,00] ^b 35,55 ± 23,41	[23,80 - 48,49] 32,40 ± 13,94
	EC	[0,76 - 0,95] ^{ab} 0,82 ± 0,11	[7,44 - 12,56] ^a 10,70 ± 2,83	[45,38 - 82,12] ^c 68,35 ± 20,03	[16,67 - 96,67] ^a 64,45 ± 42,21	[20,34 - 52,96] 40,67 ± 17,74
<i>O. europaea</i>	FL	[0,19 - 0,76] 0,44 ± 0,44	[6,05 - 7,91] ^a 6,67 ± 1,07	[8,23 - 9,56] ^a 8,92 ± 0,67	[3,33 - 13,33] ^{ab} 7,78 ± 5,09	[26,48 - 32,85] 29,09 ± 3,34
	FNL	[0,38 - 0,95] ^{ab} 0,63 ± 0,29	[6,51 - 12,09] ^a 8,99 ± 2,84	[22,22 - 88,12] ^{bc} 60,33 ± 34,14	[6,67 - 20,00] ^a 13,33 ± 6,67	[29,83 - 38,88] 34,45 ± 4,53
	EC	[0,19 - 0,57] ^a 0,38 ± 0,19	[5,12 - 6,51] ^a 5,74 ± 0,71	[11,58 - 30,89] ^a 18,20 ± 10,99	[6,33 - 23,33] ^a 14,33 ± 8,54	[20,56 - 31,40] 24,51 ± 5,99
<i>P. halepensis</i>	FL	[0,01 - 0,95] 0,51 ± 0,47	[2,33 - 6,05] ^a 4,19 ± 1,86	[9,56 - 11,68] ^a 10,85 ± 1,13	[6,67 - 20,00] ^{ab} 12,22 ± 6,94	[19,89 - 35,64] 28,27 ± 7,92
	FNL	[0,190 - 1,14] ^{ab} 0,57 ± 0,50	[4,65 - 9,30] ^a 6,36 ± 2,56	[13,38 - 19,45] ^a 16,78 ± 3,10	[10,00 - 46,67] ^{ab} 22,22 ± 21,17	[27,26 - 65,81] 41,38 ± 21,25
	EC	[0,19 - 0,76] ^a 0,38 ± 0,33	[5,58 - 7,44] ^a 6,20 ± 1,07	[35,59 - 90,14] ^{bc} 59,11 ± 28,04	[13,33 - 56,67] ^a 27,78 ± 25,02	[16,20 - 25,92] 19,59 ± 5,49
<i>E. Gonphocephala</i>	FL	[0,19 - 0,57] ^{ab} 0,32 ± 0,16	[4,19 - 10,23] ^a 7,08 ± 2,13	[10,21 - 23,45] ^{ab} 16,76 ± 5,81	[3,33 - 10,00] ^a 6,30 ± 2,00	[15,31 - 40,89] 29,40 ± 9,18
	FNL	[0,19 - 0,95] ^{ab} 0,57 ± 0,26	[5,12 - 10,70] ^a 7,91 ± 2,35	[60,38 - 95,78] ^c 71,33 ± 13,68	[6,67 - 20,00] ^a 11,11 ± 4,08	[22,79 - 66,59] 38,52 ± 13,71
	EC	[0,19 - 0,95] ^{ab} 0,57 ± 0,23	[3,26 - 8,84] ^a 5,79 ± 1,92	[14,04 - 29,45] ^a 22,13 ± 5,28	[10,00 - 26,67] ^a 17,41 ± 4,94	[14,41 - 138,77] 48,47 ± 39,62
<i>N. oleander</i>	FL	[0,19 - 0,76] 0,44 ± 0,29	[6,51 - 7,91] ^a 7,44 ± 0,81	[22,32 - 28,12] ^{bc} 24,67 ± 3,05	[6,67 - 13,33] ^{ab} 8,89 ± 3,85	[30,28 - 56,31] 41,23 ± 13,50
	FNL	[0,38 - 0,76] ^{ab} 0,51 ± 0,22	[6,98 - 8,84] ^a 8,06 ± 0,97	[31,52 - 36,45] ^{ab} 34,19 ± 2,49	[10,00 - 13,33] ^a 11,11 ± 1,92	[24,02 - 377,21] 146,70 ± 199,76
	EC	[0,19 - 0,57] ^{ab} 0,44 ± 0,22	[6,51 - 11,16] ^a 8,53 ± 2,39	[39,90 - 81,48] ^{bc} 63,84 ± 21,49	[13,33 - 20,00] ^a 17,78 ± 3,85	[30,61 - 49,50] 36,95 ± 10,87
<i>F. excelsior</i>	FL	[0,19 - 0,38] 0,20 ± 0,11	[8,84 - 19,07] ^b 13,03 ± 4,33	[9,25 - 11,56] ^a 10,46 ± 0,97	[3,33 - 6,67] ^a 4,17 ± 1,67	[19,89 - 47,04] 30,56 ± 12,13
	FNL	[0,38 - 0,57] ^{ab} 0,48 ± 0,11	[10,23 - 20,00] ^b 14,30 ± 4,17	[13,91 - 29,48] ^{ab} 23,37 ± 7,21	[6,67 - 10,00] ^a 7,50 ± 1,67	[20,00 - 59,66] 38,35 ± 18,94
	EC	[0,19 - 0,95] ^{ab} 0,76 ± 0,38	[19,07 - 22,79] ^b 20,58 ± 1,58	[29,11 - 52,26] ^{abc} 40,64 ± 9,54	[13,33 - 166,67] ^a 95,00 ± 81,40	[15,31 - 49,61] 36,37 ± 14,71
<i>E. Globulus</i>	FL	[0,19 - 0,38] 0,32 ± 0,11	[4,65 - 7,44] ^a 5,74 ± 1,49	[19,54 - 42,45] ^c 27,48 ± 12,97	[3,33 - 6,67] ^a 4,44 ± 1,93	[15,20 - 34,19] 24,66 ± 9,50
	FNL	[0,38 - 0,95] ^{ab} 0,68 ± 0,23	[5,12 - 8,84] ^a 6,82 ± 1,88	[21,95 - 58,65] ^{ab} 36,82 ± 19,31	[3,33 - 6,67] ^a 5,56 ± 1,93	[15,31 - 34,75] 27,45 ± 10,59
	EC	[0,57 - 0,95] ^{ab} 0,76 ± 0,19	[3,72 - 5,58] ^a 4,96 ± 1,07	[37,88 - 84,97] ^{bc} 55,00 ± 26,04	[10,00 - 13,33] ^a 12,22 ± 1,92	[21,23 - 151,96] 70,54 ± 71,03

T. gallica	FL	[0,26 - 0,57] 0,40 ± 0,16	[5,12 - 6,44] ^a 5,87 ± 0,68	[6,48 - 21,68] ^{ab} 12,54 ± 8,07	[6,67 - 10,00] ^{ab} 8,11 ± 1,71	[9,67 - 29,61] 19,02 ± 10,03
	FNL	[0,41 - 0,76] ^{ab} 0,58 ± 0,18	[6,51 - 8,98] ^a 7,95 ± 1,29	[14,47 - 54,94] ^{ab} 34,71 ± 28,62	[13,33 - 20,00] ^a 17,70 ± 3,79	[25,03 - 31,59] 28,79 ± 3,38
	EC	[0,57 - 1,87] ^{ab} 1,07 ± 0,70	[4,65 - 9,88] ^a 8,10 ± 2,99	[12,96 - 25,88] ^a 20,61 ± 6,78	[20,00 - 40,55] ^a 27,96 ± 11,03	[12,74 - 35,53] 24,29 ± 11,40
A. cyanophylla	FL	[0,19 - 0,38] 0,25 ± 0,09	[2,79 - 10,70] ^a 5,35 ± 3,61	[8,32 - 15,45] ^a 10,90 ± 3,14	[3,33 - 6,67] ^a 5,84 ± 1,67	[18,21 - 35,64] 30,00 ± 7,96
	FNL	[0,19 - 0,76] ^{ab} 0,52 ± 0,24	[4,19 - 11,16] ^a 7,44 ± 3,77	[30,12 - 73,60] ^{abc} 43,89 ± 20,25	[6,67 - 13,33] ^a 10,00 ± 3,85	[18,88 - 48,16] 36,65 ± 13,56
	EC	[0,19 - 0,57] ^a 0,33 ± 0,18	[5,58 - 19,65] ^a 11,43 ± 6,20	[10,28 - 21,42] ^a 14,32 ± 4,88	[20,00 - 56,67] ^a 30,00 ± 17,85	[14,64 - 33,63] 21,79 ± 8,95
A. horrida	FL	[nd - 0,38] 0,19 ± 0,19	[3,26 - 5,58] ^a 4,50 ± 1,17	[8,32 - 12,65] ^a 10,18 ± 2,23	[6,67 - 10,00] ^{ab} 7,78 ± 1,92	[13,85 - 52,63] 29,27 ± 20,57
	FNL	[0,19 - 0,46] ^a 0,34 ± 0,14	[4,65 - 6,51] ^a 5,58 ± 0,93	[18,21 - 29,55] ^{ab} 22,44 ± 6,20	[10,00 - 13,33] ^a 12,22 ± 1,92	[17,09 - 96,09] 47,67 ± 42,41
	EC	[0,38 - 0,76] ^{ab} 0,57 ± 0,19	[5,12 - 12,56] ^a 8,22 ± 3,87	[10,32 - 22,40] ^a 14,86 ± 6,58	[13,33 - 56,67] ^a 30,00 ± 23,34	[22,35 - 40,22] 32,07 ± 9,04

Esp : espèce, org : organe, nd : non détectable

a, b, c, ab, bc : Groupes homogènes (FL)-test Newman-Keuls à 5%

a, b, ab, bc, abc : Groupes homogènes (FNL)-test Newman-Keuls à 5%

a, b, ab, ac, bc, ac, cd, abc, acd : Groupes homogènes (EC)-test Newman-Keuls à 5%

III.6.1. Cadmium (Cd)

L'examen de la figure 73 et du tableau 40 montre que les teneurs en Cd quantifiées dans les feuilles lavées, non lavées et les écorces des différentes espèces récoltées en zone urbaine varient considérablement non seulement d'une espèce à l'autre pour la même partie analysée, mais aussi d'une partie à l'autre pour une même espèce.

C. fastigiata est l'espèce qui accumule le plus de Cd dans ses organes. En effet, nous avons enregistré une moyenne de 0.81 µg/g pour les feuilles lavées (FL), 1.19 µg/g pour les feuilles non lavées (FNL) et 1.09 µg/g pour l'écorce (EC). La séquence enregistrée est la suivante : FNL > EC > FL. Par ailleurs, chez *A. horrida* nous avons quantifié les teneurs les plus faibles en Cd. Les feuilles lavées enregistrent 0.19 µg/g, les feuilles non lavées 0.34 µg/g et l'écorce 0.57 µg/g. En ce qui concerne cette espèce, nous avons enregistré la séquence suivante : EC > FNL > FL. Le maximum de Cd enregistré est de l'ordre de 1.14 µg/g dans les feuilles lavées et de 1.52 µg/g dans les feuilles non lavées du *C. fastigiata* et de 1.87 µg/g dans l'écorce du *T. gallica*.

D'après la figure 73, nous avons également constaté que pour toutes les espèces, l'accumulation du Cd dans les feuilles non lavées est plus élevée que celle des feuilles lavées (FNL > FL). En ce qui concerne les écorces (EC), celles-ci accumulent plus de Cd que les feuilles non lavées (EC > FNL) pour le cas du *C. horizontalis*, *F. excelsior*, *E.*

globulus, *T. gallica* et *A. horrida*. Nous avons observé la situation inverse (FNL > EC) pour *C. fastigiata*, *E. cladocalyx*, *O. europaea*, *P. halepensis*, *E. gomphocephala*, *N. oleander* et *A. cyanophylla*. Cette variabilité entre les différentes parties analysées a été mise en évidence par l'analyse de la variance qui a révélé un effet significatif ($p < 0.05$) notamment pour *C. horizontalis*, *F. excelsior* et *E. globulus*. Par ailleurs, la comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir 3 groupes homogènes, pour chaque espèce, illustrés par les symboles (*, **, ***) dans la figure 73.

Aussi, il apparaît que les teneurs en Cd sont espèce-dépendante pour une même partie analysée. Pour les feuilles lavées (FL), nous avons enregistré la séquence suivante : *C. fastigiata* > *P. halepensis* > *C. horizontalis* > *E. cladocalyx* > *O. europaea* > *N. oleander* > *T. gallica* > *E. globulus* > *E. gomphocephala* > *A. cyanophylla* > *F. excelsior* > *A. horrida*. Néanmoins, l'analyse de la variance n'a pas révélé d'effet significatif.

En ce qui concerne les feuilles non lavées (FNL), la séquence est : *C. fastigiata* > *C. horizontalis* > *E. globulus* > *O. europaea* > *T. gallica* > *E. cladocalyx* > *P. halepensis* > *E. gomphocephala* > *A. cyanophylla* > *N. oleander* > *F. excelsior* > *A. horrida*. Cette variabilité a été confirmée par l'anova à un facteur qui a révélé un effet significatif pour ($F = 2.14$; $p < 0.05$). Par ailleurs, la comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir trois groupes homogènes (a, b et ab) indiqués dans le tableau 40.

De même, les teneurs en cadmium quantifiées dans l'écorce dépendent des espèces. Nous avons enregistré l'ordre décroissant suivant : *C. fastigiata* > *T. gallica* > *C. horizontalis* > *F. excelsior* > *E. globulus* > *A. horrida* > *E. gomphocephala* > *E. cladocalyx* > *N. oleander* > *O. europaea* > *P. halepensis* > *A. cyanophylla*. Ces fluctuations ont été confirmés par l'analyse de la variance à un facteur qui a révélé un effet significatif ($F = 2.76$; $p < 0.05$). La comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir trois groupes homogènes (a, b et ab) indiqués dans le tableau 40.

De plus, les teneurs en Cd enregistrées en zone urbaine (ZU) sont largement plus élevées que celles enregistrées en zone témoin (ZT) et ceci quelle que soit l'espèce (figure 73).

En ce qui concerne les feuilles lavées (FL), le test *t* de Student a révélé une différence significative entre les deux zones ($p < 0,01$) pour *C. fastigiata*, *C. horizontalis*, *E. gomphocephala* et *A. cyanophylla*. Pour le reste des espèces (*E. cladocalyx*, *O. europaea*, *P. halepensis*, *N. oleander*, *F. excelsior*, *E. globulus*, *T. gallica* et *A. horrida*), la différence est non significative.

Pour les feuilles non lavées (FNL), la différence est significative entre les deux zones avec ($p < 0,05$) pour *C. fastigiata*, *F. excelsior*, *A. cyanophylla* et *A. horrida*, et ($p < 0,01$) et ($p < 0,001$) pour *C. horizontalis* et *E. gomphocephala* respectivement. Pour les autres espèces (*E. cladocalyx*, *O. europaea*, *P. halepensis*, *N. oleander*, *E. globulus*, *T. gallica*), la différence est non significative.

De plus, la différence est significative aussi au niveau des écorces pour *A. horrida*, *F. excelsior* et *C. fastigiata* ($p < 0,05$), et *C. horizontalis*, pour *E. gomphocephala* ($p < 0,001$). Pour *T. gallica*, *E. globulus*, *E. cladocalyx*, *N. oleander*, *O. europaea*, *P. halepensis* > *A. cyanophylla*. La différence est non significative.

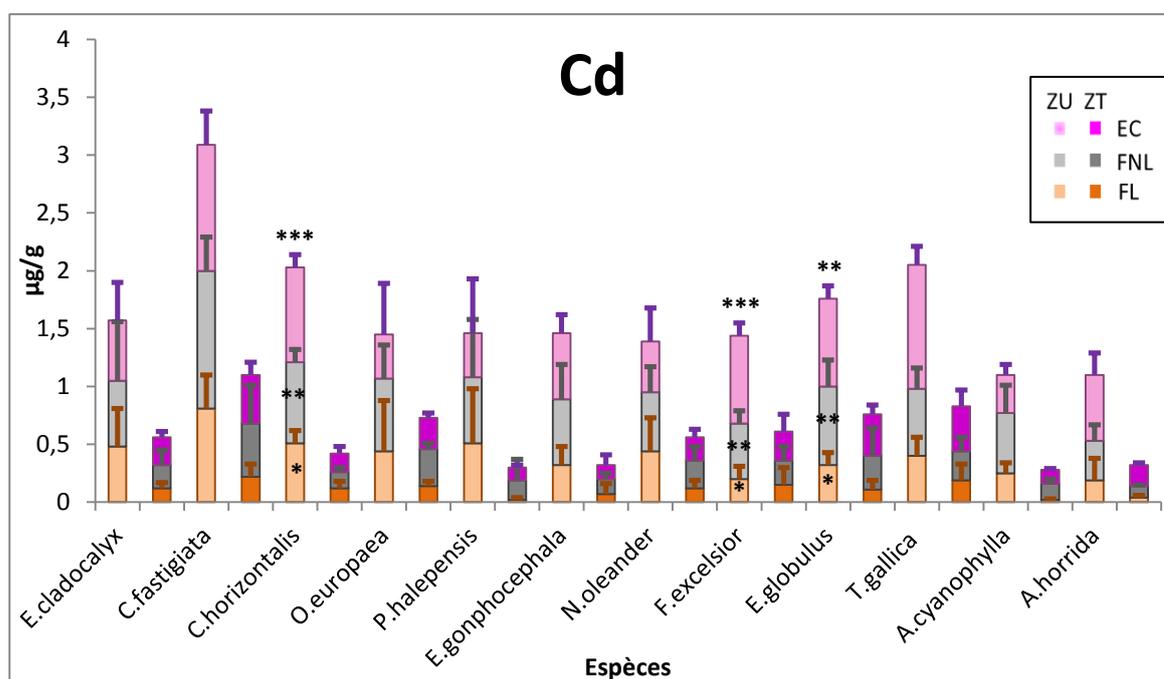


Figure 73. Teneurs en cadmium (Cd) dans les feuilles lavées, non lavées et écorces des arbres collectés en zone urbaine et témoin.

III.6.2. Cuivre (Cu)

La figure 74 et le tableau 40 montrent que les teneurs en cuivre quantifiées dans les différentes parties (feuilles lavées, non lavées, et les écorces) des arbres urbains, présentent des variations considérables entre les espèces pour la même partie mais aussi entre les différentes parties pour la même espèce. Les résultats obtenus montrent que *F. excelsior* est l'espèce qui accumule le plus de Cu dans ses organes. Les feuilles lavées (FL) enregistrent une moyenne de 13.03 μg/g, les feuilles non lavées (FNL) une moyenne de 14.30 μg/g et l'écorce (EC) des teneurs de l'ordre de 20.58 μg/g. Nous avons enregistré la

séquence suivante : EC > FNL > FL. Par ailleurs, *P. halepensis* enregistre les teneurs les plus faibles en Cu. Les feuilles lavées, non lavées et l'écorce enregistrent respectivement 4.19 µg/g, 6.36 µg/g et 6.20 µg/g. En ce qui concerne cette espèce, nous avons enregistré la séquence suivante : FNL > EC > FL. Le maximum de Cu quantifié est de l'ordre de 10.70 µg/g dans les feuilles lavées de *A. cyanophylla*, 20.00 µg/g dans les feuilles non lavées de *F. excelsior* et de 30.01 µg/g dans l'écorce de l'espèce *E. cladocalyx*.

D'après la figure 74, nous constatons aussi que pour toutes les espèces, l'accumulation du Cu dans les feuilles non lavées est plus élevée que celle des feuilles lavées (FNL > FL). En ce qui concerne les écorces (EC), celles-ci accumulent plus de Cu que les feuilles non lavées (EC > FNL) pour le cas de : *E. cladocalyx*, *C. horizontalis*, *C. fastigiata*, *N. oleander*, *F. excelsior*, *T. gallica*, *A. cyanophylla* et *A. horrida*. La situation inverse (FNL > EC) est observée chez *E. globulus*, *O. europaea*, *P. halepensis* et *E. gomphocephala*. L'analyse de la variance à un facteur a révélé un effet significatif entre les organes ($p < 0.05$) pour *C. fastigiata* et *F. excelsior*, et ($p < 0.001$) pour *E. cladocalyx*. Par ailleurs, la comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir deux groupes homogènes (* et **) illustrés dans la figure 74.

De plus, les teneurs en Cu sont espèce-dépendante. En effet, les teneurs en cuivre varient considérablement entre les espèces étudiées. Pour les feuilles lavées (FL), nous avons enregistré la séquence suivante : *F. excelsior* > *C. fastigiata* > *N. oleander* > *E. cladocalyx* > *E. gomphocephala* > *O. europaea* > *C. horizontalis* > *T. gallica* > *E. globulus* > *A. cyanophylla* > *A. horrida* > *P. halepensis*. Cette variabilité est confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet espèce significatif ($F = 3.84$; $p < 0.01$). La comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir deux groupes homogènes (a et b), ces derniers sont indiqués dans le tableau 40.

En ce qui concerne les feuilles non lavées (FNL), nous avons enregistré la séquence suivante : *F. excelsior* > *C. fastigiata* > *O. europaea* > *C. horizontalis* > *N. oleander* > *T. gallica* > *E. cladocalyx* > *E. gomphocephala* > *A. cyanophylla* > *E. globulus* > *P. halepensis* > *A. horrida*. L'analyse de la variance a révélé un effet significatif ($F = 2.73$; $p < 0.01$). Par ailleurs, la comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir deux groupes homogènes (a et b) indiqués dans le tableau 40.

De plus, l'accumulation du Cu dans l'écorce présente une grande variabilité entre les espèces, nous avons enregistré la séquence suivante : *E. cladocalyx* > *F. excelsior* > *C. fastigiata* > *A. cyanophylla* > *C. horizontalis* > *N. oleander* > *A. horrida* > *T. gallica* > *E. globulus* > *P. halepensis* > *E. gomphocephala* > *O. europaea*. L'analyse de la variance a

un effet significatif ($F = 13.91$; $p < 0.001$). La comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir deux groupes homogènes (a, b et ab) indiqués dans le tableau 40.

Aussi, il apparaît que les teneurs en Cu enregistrées en zone urbaine (ZU) sont largement plus élevées que celles enregistrées en zone témoin (ZT) quelle que soit l'espèce (figure 92). En ce qui concerne les feuilles lavées (FL), le test t de Student a révélé une différence très significative entre les deux zones ($p < 0,001$) pour *E. gomphocephala*, ($p < 0.01$) pour *E. cladocalyx*, *O. europaea*, *F. excelsior* et *A. horrida*, et ($p < 0.05$) pour *C. fastigiata*, *N. oleander*, *T. gallica* et *A. cyanophylla*. Néanmoins, ce test s'est révélé non significatif pour *C. horizontalis*, *E. globulus* et *P. halepensis*.

De même, pour les feuilles non lavées (FNL), le test t de Student a révélé une différence très significative entre les deux zones ($p < 0,001$) pour *E. gomphocephala*, ($p < 0.01$) pour le *C. fastigiata*, *F. excelsior*, *T. gallica* et *A. horrida* et ($p < 0.05$) pour le *N. oleander* et *A. cyanophylla*. Cependant, cette variation s'est révélée non significative pour *E. cladocalyx*, *C. horizontalis*, *E. globulus*, *P. halepensis*, *O. europaea*.

Pour les écorces, le test t de student a révélé une différence significative entre les deux zones pour *E. gomphocephala*, *F. excelsior* ($p < 0,001$), *E. cladocalyx* et *C. fastigiata* ($p < 0,01$), *O. europaea* et *N. oleander* ($p < 0.05$). Cependant, le test s'est révélé non significatif pour *A. cyanophylla*, *C. horizontalis*, *A. horrida*, *T. gallica*, *E. globulus* et *P. halepensis*.

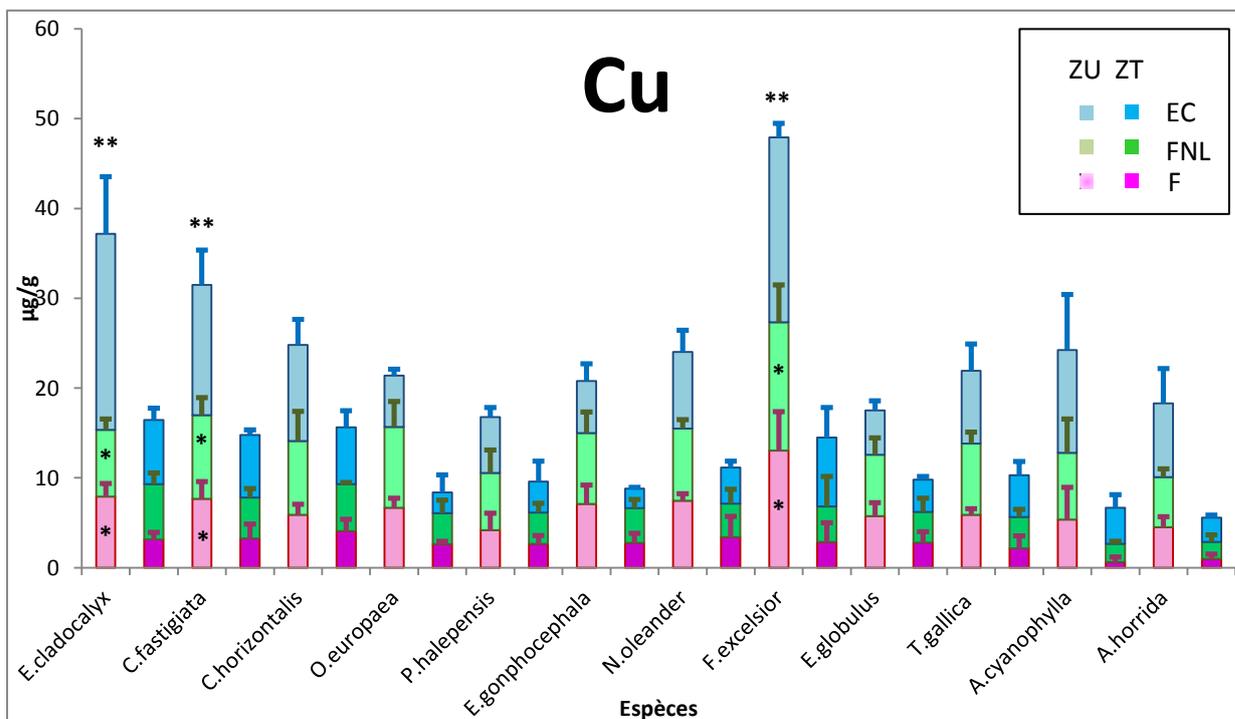


Figure 74. Teneurs en cuivre (Cu) dans les feuilles et les écorces des arbres collectés en zone urbaine et témoin.

III.6.3. Manganèse (Mn)

L'examen de la figure 75 ainsi que le tableau 40 permet de déceler les variations considérables des teneurs en Mn quantifiées surtout en zone urbaine (ZU) entre les douze espèces étudiées mais aussi entre les différentes parties analysées au sein de la même espèce. *N. oleander* est l'espèce qui accumule le plus de Mn dans ses organes. En effet, nous avons enregistré une moyenne de 24.67 µg/g pour les feuilles lavées (FL), 34.19 µg/g pour les feuilles non lavées (FNL) et 63.84 µg/g pour l'écorce (EC). Par ailleurs, *A. horrida* détient les teneurs les plus faibles en Mn. Les feuilles lavées enregistrent 10.18 µg/g, les feuilles non lavées 22.44 µg/g et l'écorce 14.86 µg/g. En ce qui concerne ces deux espèces, nous avons enregistré la séquence suivante : EC > FNL > FL. Le maximum de Mn quantifié est de l'ordre de 42.45 µg/g dans les feuilles lavées de l'espèce *E. globulus*, 95.78 µg/g dans les feuilles non lavées de l'espèce *E. gomphocephala* et de 90.14 µg/g dans l'écorce de *P. halepensis*.

De même, à partir de la figure 75, nous constatons que pour toutes les espèces, l'accumulation du Mn dans les feuilles non lavées est plus élevée que celle des feuilles lavées (FNL > FL). En ce qui concerne les écorces (EC), celles-ci accumulent plus de Mn que les feuilles non lavées (EC > FNL) pour le cas du *C. fastigiata*, *C. horizontalis*, *P. halepensis*, *N. oleander*, *F. excelsior* et *E. globulus*. Pour *E. cladocalyx*, *O. europaea*, *E. gomphocephala*, *T. gallica*, *A. cyanophylla* et *A. horrida*, nous avons enregistré la situation inverse (FNL > EC). L'analyse de la variance à un facteur a révélé une variabilité significative entre les organes pour : *E. cladocalyx*, *E. gomphocephala*, et *F. excelsior* ($p < 0.001$), *C. horizontalis* et *A. cyanophylla* ($p < 0.01$), ainsi que pour *C. fastigiata*, *O. europaea*, *P. halepensis* et *N. oleander* ($p < 0.05$). Par ailleurs, la comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir 3 groupes homogènes (*, ** et ***) représentés dans la figure 75.

En outre, les teneurs en Mn sont espèce-dépendante. Les teneurs varient considérablement entre les espèces étudiées. Pour les feuilles lavées (FL), nous avons enregistré la séquence suivante : *E. globulus* > *N. oleander* > *E. gomphocephala* > *E. cladocalyx* > *C. horizontalis* > *T. gallica* > *A. cyanophylla* > *P. halepensis* > *F. excelsior* > *A. horrida* > *O. europaea* > *C. fastigiata*. Ceci est confirmé par l'analyse de la variance qui a révélé une variabilité significative entre les espèces ($F = 4.55$; $p < 0.001$). La comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir plusieurs groupes homogènes (a, c, ab et bc) indiqués dans le tableau 40.

De plus, pour les feuilles non lavées (FNL), nous avons enregistré la séquence suivante : *E. cladocalyx* > *E. gomphocephala* > *O. europaea* > *A. cyanophylla* > *E. globulus* > *T. gallica* > *N. oleander* > *C. horizontalis* > *F. excelsior* > *A. horrida* > *C. fastigiata* > *P. halepensis*. L'analyse de la variance a révélé une variabilité hautement significative ($F = 8.08$; $p < 0.001$). La comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir plusieurs groupes homogènes (a, c, ab, bc et abc) représentés dans le tableau 55. Même constat pour l'écorce, la séquence enregistrée est : *C. horizontalis* > *N. oleander* > *P. halepensis* > *E. globulus* > *F. excelsior* > *C. fastigiata* > *E. cladocalyx* > *E. gomphocephala* > *T. gallica* > *O. europaea* > *A. horrida* > *A. cyanophylla*. L'analyse de la variance a révélé une variabilité hautement significative ($F = 6.93$; $p < 0.001$). Par ailleurs, la comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir plusieurs groupes homogènes (a, ab, c, bc et abc) ; ces derniers sont indiqués dans le tableau 40.

Par ailleurs, l'examen des teneurs en manganèse montre celles quantifiées en zone urbaine (ZU) sont largement plus élevées que celles de la zone témoin (ZT) et ceci quelle que soit l'espèce (figure 75). En ce qui concerne les feuilles lavées (FL), le test *t* de Student a révélé une différence hautement significative entre les deux zones pour *E. gomphocephala* ($p < 0.001$), *F. excelsior*, *A. cyanophylla* et *A. horrida* ($p < 0.01$), ainsi que pour *E. cladocalyx*, *O. europaea*, *P. halepensis* et *N. oleander* ($p < 0.05$). Cependant, cette variation s'est révélée non significative pour *C. fastigiata*, *C. horizontalis*, *E. globulus* et *T. gallica*.

Pour les feuilles non lavées (FNL), le test *t* de Student a révélé une différence hautement significative entre les deux zones pour *E. gomphocephala*, *E. cladocalyx* ($p < 0.001$), pour *F. excelsior* et *A. horrida* ($p < 0.01$), et aussi pour *C. horizontalis*, *N. oleander* et *A. cyanophylla* ($p < 0.05$). Néanmoins, cette variation s'est révélée non significative pour *P. halepensis*, *E. globulus*, *C. fastigiata*, *T. gallica* et *O. europaea*.

De même, pour les écorces la différence est très significative entre les deux zones seulement pour *E. cladocalyx* et *E. gomphocephala* ($p < 0.01$), ainsi que pour *C. horizontalis* et *F. excelsior* ($p < 0.05$). Cependant, le test s'est révélé non significatif pour *N. oleander*, *P. halepensis*, *E. globulus*, *C. fastigiata*, *T. gallica*, *O. europaea*, *A. horrida* et *A. cyanophylla*.

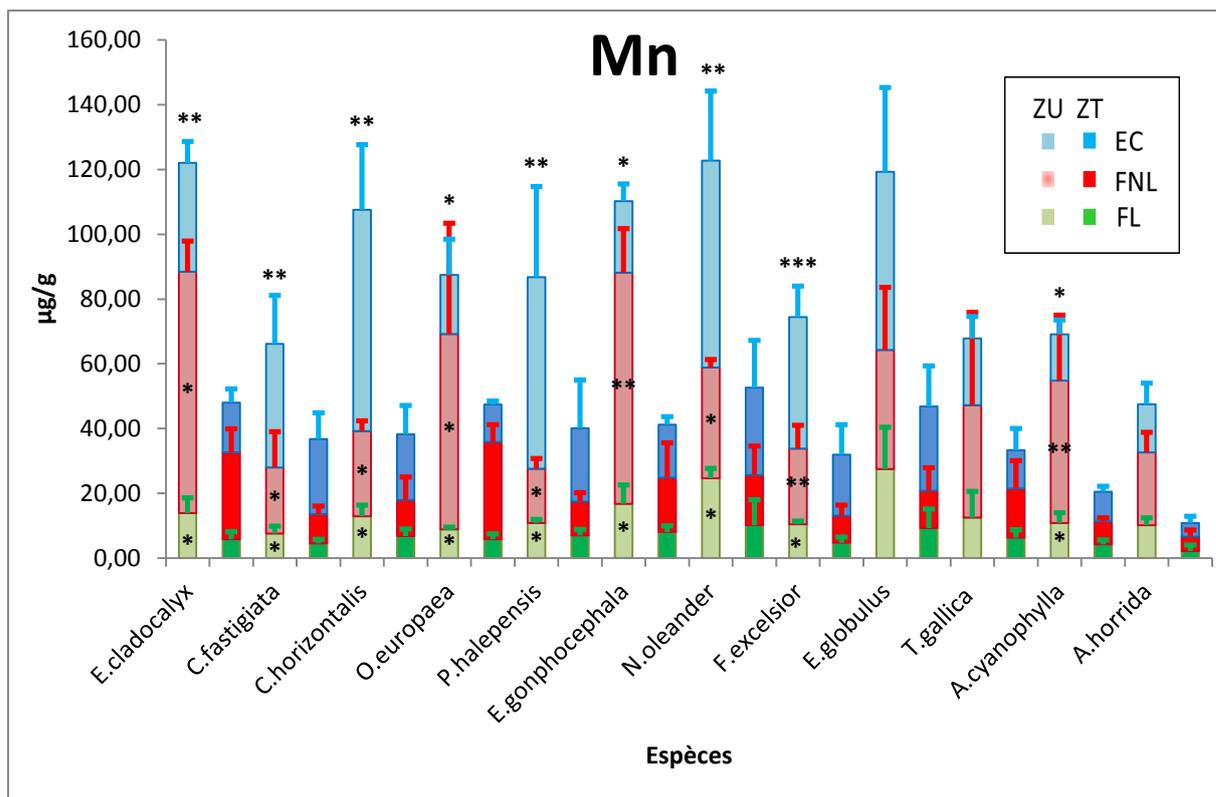


Figure 75. Teneurs en manganèse (Mn) dans les feuilles et les écorces des arbres collectés en zone urbaine et témoin.

III.6.5. Plomb (Pb)

Les teneurs en Pb quantifiées au niveau des différentes parties des douze espèces montrent une grande variabilité entre les espèces et au sein des différents organes de la même espèce. Les résultats obtenus sont présentés dans la figure 76 et le tableau 40. *C. horizontalis* est l'espèce qui accumule le plus de Pb dans ses organes. En effet, nous avons enregistré une moyenne de 17.78 μg/g, 35.55 μg/g et 64.45 μg/g respectivement pour les feuilles lavées (FL), les feuilles non lavées (FNL) et l'écorce (EC). Par ailleurs, *E. globulus* enregistre les teneurs les plus faibles en Pb. De plus, les feuilles lavées enregistrent 4.44 μg/g, les feuilles non lavées 5.56 μg/g et l'écorce 12.22 μg/g. Pour ces deux espèces, nous avons enregistré la séquence suivante : EC > FNL > FL. Le maximum de Pb quantifié est de l'ordre de 26.67 μg/g dans les feuilles lavées de *C. fastigiata*, 60.00 μg/g dans les feuilles non lavées du *C. horizontalis* et 166.67 μg/g dans l'écorce de *F. excelsior*.

De même, d'après la figure 76, nous avons également constaté que pour toutes les espèces, l'accumulation du Pb dans les feuilles non lavées est plus élevée que celle des feuilles lavées (FNL > FL). En générale, toutes les écorces accumulent plus de Pb que les feuilles

non lavées (EC > FNL). La séquence enregistrée pour l'ensemble des espèces est : EC > FNL > FL. L'analyse de la variance à un facteur a révélé une variabilité très significative entre les organes pour le cas de *E. gomphocephala* ($p < 0.001$), *E. cladocalyx* et *E. globulus* ($p < 0.01$), *C. fastigiata*, *N. oleander*, *F. excelsior*, *O. europaea* et *A. cyanophylla* ($p < 0.05$). Par ailleurs, la comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir trois groupes homogènes (*, ** et ***) illustrés dans la figure 76.

Par ailleurs, les teneurs en Pb sont espèce-dépendante. Ces teneurs varient considérablement entre les espèces étudiées et ceci quelle que soit la partie analysée. Pour les feuilles lavées (FL), nous avons enregistré la séquence suivante : *C. horizontalis* > *C. fastigiata* > *P. halepensis* > *N. oleander* > *T. gallica* > *O. europaea* > *A. horrida* > *E. cladocalyx* > *E. gomphocephala* > *A. cyanophylla* > *E. globulus* > *F. excelsior*. Ceci est confirmé par l'analyse de la variance qui a révélé un effet très significatif entre les espèces ($F = 3.39$; $p < 0.01$). La comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir trois groupes homogènes (a, b et ab) indiqués dans le tableau 40.

De plus, les feuilles non lavées (FNL) enregistrent aussi la séquence suivante : *C. horizontalis* > *C. fastigiata* > *P. halepensis* > *T. gallica* > *O. europaea* > *A. horrida* > *E. gomphocephala* > *N. oleander* > *E. cladocalyx* > *A. cyanophylla* > *F. excelsior* > *E. globulus*. L'analyse de la variance a révélé une variabilité significative ($F = 2.82$; $p < 0.05$). De même, la comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir trois groupes homogènes (a, b et ab) présentés dans le tableau 40.

Les teneurs en Pb dans l'écorce présentent une grande variabilité aussi entre les espèces, nous avons enregistré la séquence suivante : *F. excelsior* > *C. horizontalis* > *C. fastigiata* > *A. horrida* > *A. cyanophylla* > *T. gallica* > *P. halepensis* > *E. cladocalyx* > *N. oleander* > *E. gomphocephala* > *O. europaea* > *E. globulus*. Ceci est confirmé par l'analyse de la variance qui a révélé un effet significatif ($F = 2.67$; $p < 0.05$). La comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir deux groupes homogènes (a et b) indiqués dans le tableau 40.

En outre, les teneurs en Pb enregistrées en zone urbaine (ZU) sont nettement plus élevées que celles enregistrées en zone témoin (ZT) et ceci quelle que soit l'espèce (figure 76). En ce qui concerne les feuilles lavées (FL), le test *t* de Student a révélé une différence hautement significative entre les deux zones pour *E. gomphocephala*, *A. cyanophylla* ($p < 0.001$), *A. horrida* et *T. gallica* ($p < 0.01$), ainsi que pour *E. cladocalyx*, *C. fastigiata*, *C.*

horizontalis et *N. oleander* ($p < 0.05$). Néanmoins, cette variation s'est révélée non significative pour *F. excelsior*, *P. halepensis*, *O. europaea* et *E. globulus*.

De même, pour les feuilles non lavées (FNL), le test *t* de Student a révélé une différence hautement significative entre les deux zones pour *E. gomphocephala* ($p < 0.001$), *E. cladocalyx*, *T. gallica*, *A. cyanophylla* et *A. horrida* ($p < 0.01$), ainsi que pour le *F. excelsior*, *N. oleander* et *C. fastigiata* ($p < 0.05$). Cependant, cette variation s'est révélée non significative pour *C. horizontalis*, *P. halepensis*, *O. europaea* et *E. globulus*.

Pour les écorces le test *t* de student a révélé une différence hautement significative entre les deux zones seulement pour *E. gomphocephala* ($p < 0.001$), *E. globulus* ($p < 0.01$), ainsi que *E. cladocalyx*, *C. fastigiata*, *N. oleander*, *T. gallica* et *A. cyanophylla* ($p < 0.05$). Néanmoins, le test s'est révélé non significatif pour *F. excelsior*, *C. horizontalis*, *A. horrida*, *cyanophylla*, *P. halepensis* et *O. europaea*.

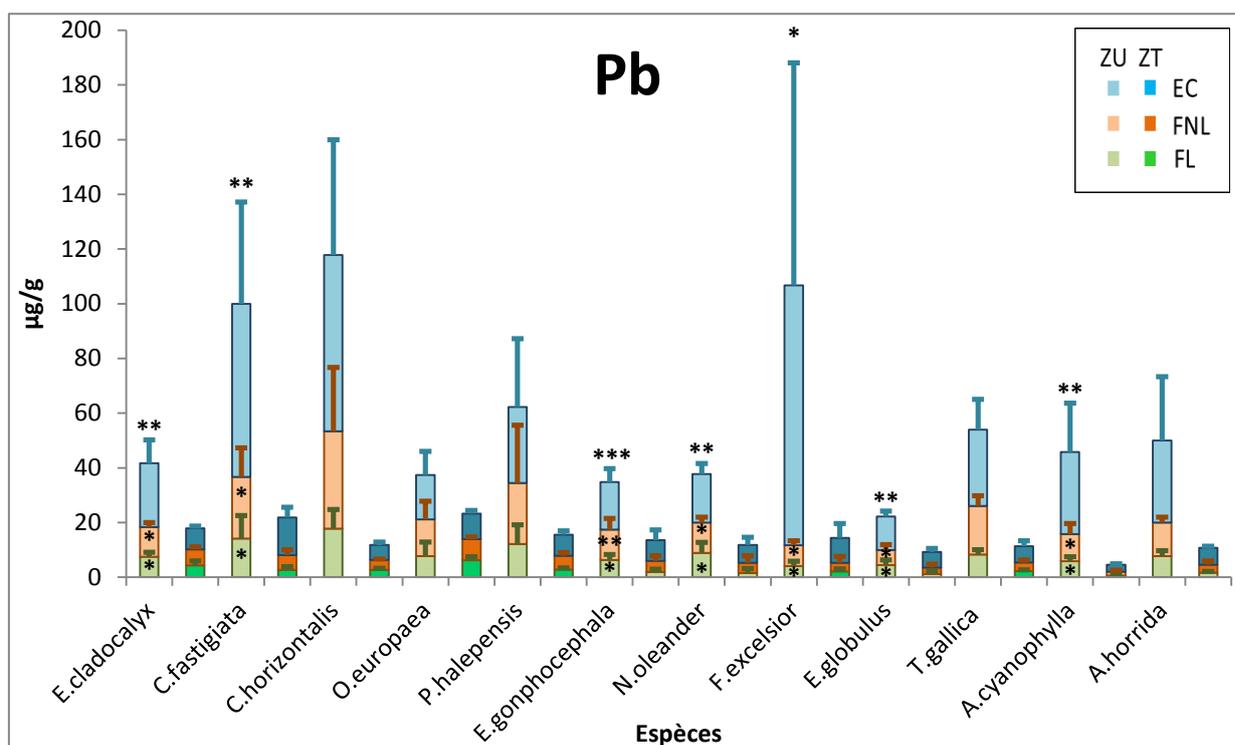


Figure 76. Teneurs en plomb (Pb) dans les feuilles et les écorces des arbres collectés en zone urbaine et témoin.

III.6.5. Zinc (Zn)

L'examen de la figure 77 montre que les teneurs en Zn quantifiées présentent des variations considérables entre les douze espèces et entre les différentes parties au sein de la même espèce. *N. oleander* est considérée comme étant l'espèce qui accumule le plus de

Zn dans ses organes. En effet, nous avons enregistré une moyenne de 41.23 µg/g pour les feuilles lavées (FL), 146.70 µg/g pour les feuilles non lavées (FNL) et 36.95 µg/g pour l'écorce (EC). Par ailleurs, *T. gallica* enregistre les teneurs les plus faibles en Zn. Les feuilles lavées, les feuilles non lavées et l'écorce enregistrent respectivement 19.02 µg/g, 28.79 µg/g et 24.29 µg/g. En ce qui concerne ces deux espèces, nous avons enregistré la séquence suivante : FNL > EC > FL. Le maximum de Zn quantifié est de l'ordre de 59.89 µg/g dans les feuilles lavées, 377.21 µg/g dans les feuilles non lavées de *N. oleander* et de 151.96 µg/g dans l'écorce de l'espèce *E. globulus*.

De plus, nous avons également constaté que pour toutes les espèces, l'accumulation du Zn dans les feuilles non lavées est plus élevée que celle des feuilles lavées (FNL > FL). En parallèle, toutes les écorces accumulent moins de Zn que les feuilles non lavées (FNL > EC) à l'exception du *C. horizontalis*, *E. gomphocephala* et *E. globulus* dont les écorces accumulent plus que les feuilles non lavées (EC > FNL). L'analyse de la variance à un facteur a révélé une variabilité significative entre les organes uniquement pour *E. cladocalyx* ($p < 0.05$). Par ailleurs, la comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls à 5 % a fait ressortir deux groupes homogènes (* et **) indiqués dans la figure 77. De même que pour le Cd, Cu, Mn et Pb, les teneurs en Zn sont espèce-dépendante mais aussi organe-dépendante. Pour les feuilles lavées (FL), nous avons enregistré la séquence suivante : *E. cladocalyx* > *N. oleander* > *C. fastigiata* > *F. excelsior* > *A. cyanophylla* > *E. gomphocephala* > *A. horrida* > *O. europaea* > *P. halepensis* > *C. horizontalis* > *E. globulus* > *T. gallica*. Néanmoins, l'analyse de la variance a révélé une variabilité non significative entre les espèces.

Pour les feuilles non lavées (FNL), nous avons noté la séquence suivante : *N. oleander* > *E. cladocalyx* > *A. horrida* > *C. fastigiata* > *P. halepensis* > *E. gomphocephala* > *F. excelsior* > *A. cyanophylla* > *O. europaea* > *C. horizontalis* > *T. gallica* > *E. globulus*. L'anova à un facteur n'a pas révélé d'effet significatif.

L'accumulation du Zn dans l'écorce présente une variabilité non négligeable. La séquence enregistrée est : *F. excelsior* > *C. horizontalis* > *C. fastigiata* > *A. horrida* > *A. cyanophylla* > *T. gallica* > *P. halepensis* > *E. cladocalyx* > *N. oleander* > *E. gomphocephala* > *O. europaea* > *E. globulus*. Cependant, cette variabilité est non significative.

En outre, les teneurs en Zn enregistrées en zone urbaine (ZU) sont largement plus élevées que celles de la zone témoin (ZT) et ceci quelle que soit l'espèce (figure 77). En ce qui

concerne les feuilles lavées (FL), le test *t* de Student a révélé une différence hautement significative entre les deux zones pour *E. gomphocephala* et *A. horrida* ($p < 0.001$), pour *E. cladocalyx* et *C. fastigiata* ($p < 0.01$), ainsi que pour *P. halepensis*, *N. oleander*, *F. excelsior* et *E. globulus* ($p < 0.05$). Cependant, cette variation s'est révélée non significative pour *C. horizontalis*, *A. cyanophylla*, *T. gallica* et *O. europaea*.

Pour les feuilles non lavées (FNL), le test *t* de Student a révélé une différence significative entre les deux zones pour *E. gomphocephala* ($p < 0.001$), *E. cladocalyx*, *A. horrida* et *C. fastigiata* ($p < 0.01$) ainsi que pour *E. globulus*, *F. excelsior* et *O. europaea* ($p < 0.05$). Néanmoins, cette variation s'est révélée non significative pour *C. horizontalis*, *A. cyanophylla*, *T. gallica*, *P. halepensis* et *N. oleander*.

Pour les écorces, le test *t* de student est significatif aussi pour *E. cladocalyx* ($p < 0.01$), le *C. fastigiata*, *E. gomphocephala*, *N. oleander*, *F. excelsior* et *A. horrida* ($p < 0.05$). Par ailleurs, le test s'est révélé non significatif pour *C. horizontalis*, *A. cyanophylla*, *T. gallica*, *P. halepensis*, *O. europaea* et *E. globulus*.

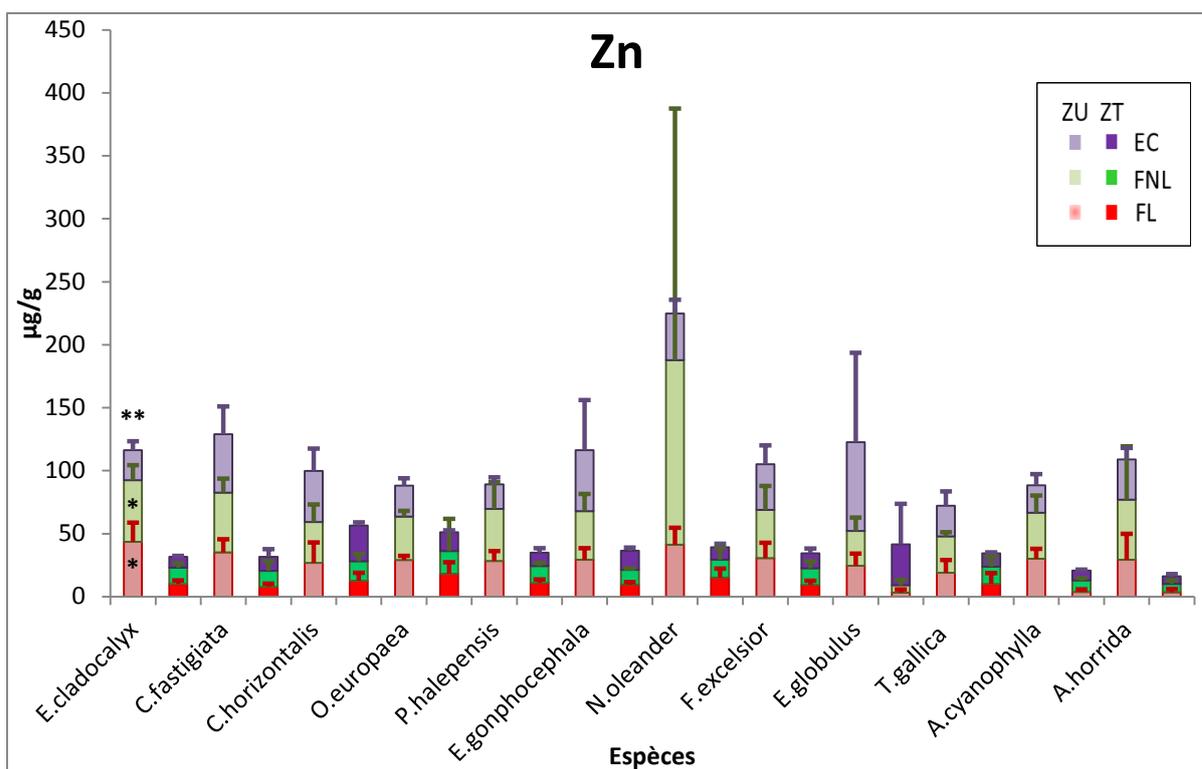


Figure 77. Teneurs en zinc (Zn) dans les feuilles et les écorces des arbres collectés en zone urbaine et témoin.

Discussion

La quantification des polluants dans l'air ne fournit pas d'informations pertinentes sur les effets que pourraient avoir ces derniers sur les organismes vivants ; la surveillance biologique de la qualité de l'air s'avère ainsi plus efficace (Balasooriya et al. 2009; Simon et al. 2014, 2016 ; Allajbeu et al. 2017; Margitai et al. 2017). En effet, il n'y a pas de meilleur indicateur de l'état d'une espèce ou d'un système, qu'une espèce ou un système lui-même (Tingey, 1989).

En milieu urbain, l'arbre agit comme un véritable puits à polluants ; en effet, les caractéristiques morphologiques et les paramètres biochimiques affectés par les polluants atmosphériques peuvent être particulièrement utiles lors d'études relatives à l'évaluation des niveaux de pollution de l'air (Baranyai et al. 2015).

Les feuilles des arbres ont été largement utilisées comme indicateurs de la pollution atmosphérique métallique ; elles interceptent les polluants provenant des dépôts atmosphériques aussi bien humides que secs, mais accumulent aussi ceux du sol (Mingorance et Rossini 2006; Mukherjee et al. 2016; Safari et al. 2018). L'écorce des arbres a également été proposée par plusieurs auteurs comme indicateur de pollution métallique de l'air (Baldantoni et al. 2014 ; Parraga-Aguado et al. 2014; Allahabadi et al. 2017 ; Drava et al. 2017).

Les ETM pris en considération dans le cadre de cette étude ont été déterminés dans toutes les parties analysées et ceci quelque soit l'espèce. Globalement la séquence enregistrée en zone urbaine est la suivante : Mn > Zn > Pb > Cu > Cd.

Le cadmium est ainsi présent avec les concentrations les plus faibles. Néanmoins, ces dernières reflètent un enrichissement relativement important ; en effet, ces concentrations sont nettement plus élevées que la limite inférieure de celles considérées comme normales chez les plantes et qui sont de l'ordre de 0.2 à 2.4 µg/g (Oliva et Rautio, 2005). Notons que les concentrations enregistrées ne dépassent jamais le seuil de toxicité donné par Markert (1993) fixé à une concentration en cadmium (>10µg/g) au niveau des feuilles.

En milieu urbain, les pneus des véhicules, les combustibles fossiles, l'incinération des déchets municipaux solides ainsi que la combustion des huiles de graissage sont considérés comme les principales sources de cadmium artificielle (Hu et al. 2014). Le cadmium n'est pas essentiel au développement des organismes végétaux et ne participe pas à leur métabolisme. Pourtant, ses propriétés physiques et chimiques, proches à celles du calcium, lui permettent de franchir les barrières biologiques et s'accumuler dans les tissus. La

plupart du Cd pris par la plante est stocké dans la cuticule et les parois cellulaires sous forme insoluble et ne migre pas dans la plante (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

Par rapport à la littérature, les concentrations en cadmium quantifiées au niveau des écorces des douze espèces sont supérieures à celles données par Ejidike et Onianwa (2015) à Iban au Niger. En effet, ces auteurs ont enregistré des concentrations de 0.10 µg/g dans l'écorce de 65 arbres récoltés dans des sites à différents niveaux de perturbations anthropiques. Elles sont du même ordre de grandeur ou nettement supérieures, pour la plupart des espèces, que celles enregistrées par Alahabadi et al. (2017) au niveau de l'écorce de *Robinia pseudoacacia* (0.55±0.04 µg/g), *Pinus eldarica* (0.70±0.08 µg/g), *Olea europaea* (0.66±0.06 µg/g), et *Cupressus arizonica* (0.7±0.1 µg/g) récoltées en zone urbaine dans la ville de Yazd en Iran. Les concentrations dans le sol de cette même zone sont de l'ordre de (0.958 ± 0.24µg/g). Cependant, elles sont faibles par rapport à celles rapportées par Astier et al. (2014) dans une étude qui a porté sur l'utilisation des jeunes sapins de Douglas pour la phytoremédiation des sols contaminés par le Cd ; les teneurs enregistrées dans l'écorce sont de l'ordre de 6 µg/g de matière sèche en présence de 68 µg/g de Cd dans le sol.

Pour les feuilles aussi bien lavées que non lavées, les teneurs en cadmium sont faibles par rapport à celles rapportées par Monfared (2012) pour des feuilles lavées de *Platanus orientalis*, *Robinia pseudoacacia* et *Fraxinus rotundifolia* récoltées dans la zone urbaine de Karadj ; une ville située dans la province d'Alborz en Iran caractérisée par un trafic routier relativement important. Les concentrations enregistrées par ces auteurs sont de l'ordre de 2.4 ± 0.2µg/g, 2.5 ± 0.1 µg/g, et 2.4 ± 0.2µg/g pour *P. orientalis*, *R. pseudoacacia* et *F. rotundifolia* respectivement, avec des concentrations dans les sols de l'ordre de 3.7±0.3µg/g. Par ailleurs, ces mêmes concentrations sont proches de celles enregistrées par Cicek et Koparal (2004) qui sont de l'ordre de 0,1 à 2,73 µg/g pour des feuilles d'arbres échantillonnées aux alentours d'une centrale thermoélectrique Tuncbilek dans la ville de Kütahya en Turquie. Elles sont par contre nettement supérieures à celles rapportées par Alfani et al. (2000) pour des feuilles de *Quercus ilex* récoltées dans une zone urbaine, en bordures de routes et dans un site de contrôle. En effet, ces auteurs ont enregistré des concentrations allant de 0.01 à 0.09 µg/g pour la zone urbaine, 0.007 à 0.21 pour celles des bordures de routes, et 0.007 à 0.01 µg/g pour des feuilles récoltées dans une zone témoin. De même, les concentrations dans les feuilles sont nettement plus élevées que celles enregistrées par Alahabadi et al. (2017) au niveau des feuilles non lavées de *Robinia pseudoacacia* (0.5±0.21 µg/g), *Pinus eldarica* (0.62 ± 0.09 µg/g), *Olea europaea* (0.45 ±

0.17 $\mu\text{g/g}$), et *Cupressus arizonica* ($0.38 \pm 0.22 \mu\text{g/g}$) récoltées en zone urbaine dans la ville de Yazd en Iran.

En présence ou non d'activités anthropiques, les plantes peuvent accumuler des quantités considérables de cuivre dans leurs tissus (Serbula et al. 2012). Le Cu est un micronutriment essentiel qui participe à de nombreuses fonctions physiologiques vitales des plantes ; en servant de catalyseur, le cuivre entre dans la constitution de nombreuses enzymes impliquées dans les réactions d'oxydoréduction au niveau des mitochondries, des chloroplastes et du cytoplasme des cellules (Celik et al. 2005 ; Fargašová, 2004). Cependant, et au-delà d'un certain seuil, le cuivre peut devenir toxique pour les plantes (Lombardi and Sebastiani, 2005). La gamme normale de concentration en Cu chez les végétaux est comprise dans l'intervalle 3-30 $\mu\text{g/g}$ (Kabata et Pendias, 2001). Dans l'ensemble, les teneurs en cuivre quantifiées dans les différentes parties des douze espèces étudiées sont nettement supérieures à la limite inférieure mais elles restent tout de même inférieures à la limite supérieure. Cependant, des cas de dépassement des seuils de toxicité (20-100 $\mu\text{g/g}$ et $> 20 \mu\text{g/g}$) fixés par Padmavathiamma et Li (2007) et Markert (1993) ont été enregistrés notamment pour *E. cladocalyx* et *F. excelsior*. Les concentrations enregistrées sont de l'ordre de 30.01 $\mu\text{g/g}$ et 22,79 $\mu\text{g/g}$ au niveau de l'écorce pour les deux espèces respectivement. Une telle situation peut être attribuée au fait que ces espèces sont implantées le long d'une route à trafic intense ; en effet, les gaz émis par les pots d'échappement, additionnés à l'usure des revêtements routiers, des pneus et des freins constituent une source importante d'émission de cuivre en domaine routier (Fujiwara et al. 2011).

Par ailleurs et comparativement aux résultats obtenus, Ejidike et Onianwa (2015) ont enregistré une teneur de l'ordre de 7,29 mg/kg de Cu dans l'écorce des arbres de 65 sites ayant différentes activités anthropiques. El-Hasan et al. (2002) ont enregistré des teneurs en Cu d'environ 1,5 à 82,7 mg/kg dans l'écorce du *C. sempervirens var. fastigiata*. Dans le cadre de notre étude, nous avons quantifié des teneurs de 7.44 $\mu\text{g/g}$ à 11.63 $\mu\text{g/g}$ pour la même espèce. Par ailleurs, Cicek et Koparal (2004) ont enregistré des teneurs allant de 2,1 à 59 mg/kg dans les feuilles des arbres.

Le Mn est un micronutriment qui joue un rôle essentiel dans de nombreux processus métaboliques et de croissance chez les plantes, notamment la photosynthèse, la respiration et la biosynthèse d'enzymes (Todorović et al. 2009 ; Schäfer, 2004).

Les teneurs moyennes en manganèse dans la matière sèche des plantes cultivées vont de 50 à 150 ppm. Les teneurs en manganèse mesurées dans les feuilles peuvent atteindre pour certaines plantes 6000 ppm (Smith et al. 1997). Dans la présente étude, le maximum enregistré dans les feuilles est de l'ordre de 88.12 $\mu\text{g/g}$ chez *O. europaea* et de 90.14 $\mu\text{g/g}$ dans l'écorce du *P. halepensis*.

Le Mn^{2+} est la forme de manganèse la plus stable et la plus soluble dans le sol. Un pH acide du sol, un taux faible en matière organique, ou encore un potentiel redox réduit augmentent la disponibilité ou la toxicité du manganèse pour les plantes (Hue and Mai, 2002). Ce métal est un élément chimique naturel assez commun, il compose 0,1 % de la croûte terrestre et est omniprésent dans l'environnement. Il est présent dans de nombreux types de roches et sédiments, dans le sol et dans l'eau. L'érosion des sols est la principale source naturelle d'émission de manganèse dans l'air, en plus des embruns marins, des incendies de forêt, des émissions de poussière volcanique et des transferts par les végétaux. L'absorption racinaire du manganèse augmente avec la diminution du pH du sol. Aluminium, cadmium, calcium et fer sont des compétiteurs du manganèse pour les sites d'échange du sol et peuvent ainsi influencer sur son absorption par les végétaux (Schäfer, 2004). Le processus d'absorption du manganèse par les plantes est caractéristique de l'absorption ionique, conjuguant une phase rapide passive suivie d'une phase lente métabolique (Loué, 1993). Ce processus passif semble également se produire à forte concentration du métal dans le sol. L'absorption globale dépend du gradient électrochimique du sol dans la rhizosphère (Schäfer, 2004). Le manganèse passerait dans le cytoplasme pour s'accumuler dans la vacuole des cellules racinaires, d'où il est ensuite distribué dans la plante, et plus particulièrement dans le méristème, ce qui génère des concentrations plus fortes dans les tissus jeunes (Adam et Beaugelin-Seiller, 2005). Toutefois, il existe une très grande disparité de concentration entre espèces, stades de croissance et parties de la plante, même si une relation inverse a été généralement observée entre ce paramètre et l'âge des plantes. Les feuilles contiennent plus de manganèse que n'importe quel autre organe ou partie de la plante (Schäfer, 2004). Dans le cas de notre étude, l'accumulation du Mn diffère entre les espèces, certaines accumulent plus de Mn dans les feuilles et d'autres dans l'écorce.

Notons par ailleurs, que les concentrations déterminées en zone urbaine dépassent largement celles de la zone témoin et ceci quelle que soit l'espèce et quelle que soit la partie analysée ; reflétant par conséquent des situations d'enrichissement en manganèse. En bordures de routes, cet élément provient essentiellement de la corrosion de pièces

automobiles et la combustion de l'essence (Shi et al. 2012). Le processus d'absorption du manganèse par les plantes est caractéristique de l'absorption ionique, conjuguant une phase rapide passive suivie d'une phase lente métabolique (Loué, 1993). Ce processus passif semble également se produire à forte concentration du métal dans le sol. L'absorption globale dépend du gradient électrochimique du sol dans la rhizosphère (Schäfer, 2004). Le manganèse passerait dans le cytoplasme pour s'accumuler dans la vacuole des cellules racinaires, d'où il est ensuite distribué dans la plante, et plus particulièrement dans le méristème, ce qui génère des concentrations plus fortes dans les tissus jeunes (Adam et Beaugelin-Seiller, 2005). Toutefois, il existe une très grande disparité de concentration entre espèces, stades de croissance et parties de la plante, même si une relation inverse a été généralement observée entre ce paramètre et l'âge des plantes (Kula et al. 2013).

Les teneurs en Pb considérées comme normales chez les végétaux sont généralement inférieures à 10 µg/g (Allen, 1989 ; Brooks, 1998 ; Kabata et Pendias, 2001 ; Padmavathiamma et Li, 2007; Hu et al. 2014). Celles qui constituent un danger et sont ainsi considérées comme toxiques diffèrent d'un auteur à l'autre. Pour Kabata-Pendias et Pendias (2001), le seuil de toxicité du plomb chez les végétaux est de 30 à 300 µg/g, alors que pour Opydo et al. (2004) et Markert (1993), ce seuil est compris dans l'intervalle 3-20 µg/g. Les teneurs enregistrées dans le cadre de cette étude dépassent largement celles considérées comme normales et ceci quelque soit la partie analysée et quelque soit l'espèce. La limite supérieure du seuil de toxicité fixé par Opydo et al. (2004) est également dépassée dans la majeure partie des cas. Une telle situation reflète un enrichissement en plomb relativement important chez toutes les espèces implantées le long de la route nationale N°03 reliant la ville de Constantine à la commune de Hamma Bouziane. Ceci est probablement dû au trafic routier intense caractérisant ladite route. En effet, la relation entre les concentrations en plomb et l'intensité du trafic a été démontrée par de nombreux auteurs (Li et al. 2001 ; Yilmaz et Zengin, 2004 ; Yan-Ju et al. 2007). Le plomb se trouve principalement dans les gaz d'échappement (7227 g/L), les lubrifiants (2,1 g/L), les pneumatiques (2,6 g/L), les garnitures de freins (438 g/L) et le dégivrage (8,5 g/L) (Maatoug et al. 2007). En Algérie, la teneur en plomb dans l'essence est de l'ordre de 0,45 g/L (Semadi et Deruelle, 1993). Ainsi et compte tenu de cette utilisation intense de cet élément, les concentrations en plomb dans la végétation implantées dans les zones industrielles et urbaines ont augmentés au cours des dernières décennies (Maatoug et al. 2007; Kandziora-Ciupa et al. 2016). Ainsi, Zhao et al. (2014) ont enregistré une concentration de 50 mg/kg de plomb dans les feuilles des arbres ligneux sauvages croissant

naturellement dans la ville de Hunan (Chine). Aussi, Matin et al. (2016) ont signalé une concentration en Pb comprise entre 35 et 52 mg/kg lors d'une biosurveillance des concentrations en Cd, Pb, Ar et Hg dans les feuilles de peupliers et de pin dans une zone industrielle à Izmir en Turquie. En effet, les végétaux peuvent facilement absorber le Pb atmosphérique après son dépôt, mais la translocation de ce dernier des racines vers les feuilles n'est pas la principale voie d'accumulation (Turer et al. 2001; Hu et al. 2014). Une étude des clones de peuplier en bordures de routes, soumis à une fumigation avec des gaz d'échappement, a montré une résistance à la diffusion de ces gaz due aux stomates qui restent ouverts, et qui entraîne des dysfonctionnements chez les plantes (Alfani et Baldantoni, 2000). La capacité de ces stomates à réguler les mouvements d'ouverture et de fermeture est inhibée par les composants des gaz d'échappement (Maatoug et al. 2010).

En milieu urbain, un taux relativement important du plomb est transportée sous forme de particules, le reste part dans les eaux de ruissellements, soit environ 1mg/km/véhicule/jour (Deruelle, 1981). Son dépôt est supérieur lorsque le vent dominant souffle perpendiculairement à la route, et lorsque la température augmente (Sawidis et al. 2011). Le plomb peut être ainsi considéré comme un bon traceur de la circulation qu'il ne faut pas perdre de vue (Carsignol et Calovi, 2004).

Le zinc est un élément essentiel pour tous les organismes. Il est considéré comme un facteur important dans la biosynthèse des enzymes, des auxines et certaines protéines (Serbula et al. 2012). La concentration normale en Zn chez les plantes se situe entre 10 et 150 mg/kg (Markert 1992; Padmavathiamma et Li, 2007; Hu et al. 2014). Le seuil critique du Zn dans les feuilles est d'environ 100 ppm (Allen et al. 1974; Yilmaz et Zengin, 2004). Dans la présente étude, la majorité des espèces étudiées n'ont pas enregistré de concentration en Zn en dehors de la normale et du seuil toxique quelle que soit la partie d'arbre analysée.

Par ailleurs, nos résultats concordent dans l'ensemble avec la littérature. En effet, Ejidike et Onianwa (2015) ont enregistré des teneurs de 30,96 mg/kg en zinc dans l'écorce des arbres, alors que Cicek et Koparal (2004) ont détecté des teneurs allant de 1,7 à 222,4 mg/kg dans les feuilles des arbres.

Cependant chez *N. oleander*, les teneurs en Zn ont atteint un maximum de 377.21 µg/g au sein des feuilles non lavées dépassant ainsi aussi bien la limite supérieure des concentrations naturelles que le seuil de toxicité. Il en est de même pour *E. globulus* et *E. gomphocephala* qui ont enregistré des teneurs maximales de l'ordre de 151.96 µg/g et 138.77 µg/g respectivement dans l'écorce. Notons que même si les plantes sont exposées à

des sources similaires de métaux lourds dans des conditions environnementales similaires, l'accumulation diffère énormément entre chaque espèce et d'un organe à un autre (Mukherjee et al. 2016). L'excès en zinc chez les végétaux en domaine routier provient essentiellement des gaz d'échappement, de l'usure des pneus et freins, des huiles des moteurs et des lubrifiants (Fujiwara et al. 2011).

Par ailleurs, l'accumulation des ETM chez les plantes est très variable et dépend de facteurs à la fois physiologiques et environnementaux, même si ces plantes poussent dans le même milieu et sont exposés à des sources similaires d'ETM (Satpathy and Reddy, 2013; Ipeaiyeda and Dawodu, 2014; Mukherjee et al. 2016). L'accumulation des ETM est ainsi espèce-dépendante. Dans l'ensemble, les résultats obtenus dans le cadre de cette étude montrent que les teneurs en ETM quantifiées chez les résineux dépassent largement celles des feuillus notamment pour le cadmium et le plomb et ceci quelque soit l'organe. Ces deux éléments sont particulièrement redoutables pour les végétaux supérieurs (Ots et Mandre, 2012). Ainsi, les concentrations les plus élevées en cadmium ont été enregistrées chez *C. fastigiata*, alors que pour le plomb c'est *C. horizontalis* qui enregistre les teneurs les plus élevées. Notons que *P.halepensis* accumule aussi des taux non négligeables non seulement en cadmium, mais aussi en plomb. Ces espèces sont caractérisées par des feuilles sous forme d'aiguilles à surface rugueuse. Plusieurs études ont montré que, lorsque la surface des feuilles est rugueuse et en plus de la présence de trichomes denses, l'accumulation des ETM augmente en raison de leur plus grande capacité à piéger les polluants en suspension dans l'air et à les absorber (Maatoug et al. 2007 ; Louati, 2008 ; Maizi, 2010 ; Sawidis et al. 2011 ; Catinon et al. 2012).

De plus, ce que nous avons constaté aussi dans le cadre de cette étude, c'est que les teneurs en ETM diffèrent d'un organe à l'autre. Les concentrations les plus importantes ont été enregistrées au niveau de l'écorce notamment pour le plomb dont l'origine est certainement le trafic routier intense caractérisant la zone d'étude. Szopa et al. (1973) ont indiqué que la concentration du plomb dans l'écorce réagit rapidement aux changements des concentrations de ce métal dans l'atmosphère. Ce polluant s'accumule passivement à la surface de l'écorce et peut être absorbé soit par le biais de processus d'échange d'ions dans les zones externes de la couche de cellules mortes de suber (Schulz et al. 1997), soit par une intégration physique dans le suber (Zhang et al. 2008). L'absorption des ETM dans l'écorce peut se faire aussi par translocation à partir des racines. Une fois absorbé par le système racinaire, le métal est stocké dans les racines et/ou transporté vers les parties

aériennes à travers le xylème. La capacité des plantes à transporter et à stocker les ETM en excès dépendent de l'efficacité du système de transport de ces derniers, du compartimentage des vacuoles, de la réponse et défense anti-oxydante et de l'état physiologique de la plante (Krämer, 2010).

En raison du piégeage des particules qui est favorisé par la présence de crevasses, et avec la formation de tissus supplémentaires à chaque saison de croissance, l'écorce représente ainsi un puits biologique potentiel pour la rétention des ETM. Les tissus sont lents et prennent du temps à entrer dans le cycle de décomposition. Par conséquent, les ETM accumulés peuvent être immobilisés dans un compartiment métaboliquement inactif durant une période de temps considérable. Ils sont largement disponibles sans pour autant affecter la santé des arbres, ni la structure et la porosité de l'écorce (Mandiwana et al. 2006; Berlizov et al. 2007; Sawidis et al. 2011). L'écorce des arbres peut ainsi être considérée comme un bon traceur de la pollution plombique en domaine routier. Cucu-Man et Steinnes (2013) ont comparé la capacité d'accumulation d'ETM par la mousse épiphyte du *H. cupressiforme* et l'écorce du chêne (*Quercus spp*) dans de nombreux sites en Roumanie, et ont conclu que les écorces de chêne possèdent un pouvoir accumulateur important d'ETM et qu'elles peuvent ainsi être utilisées comme bioindicateurs de la pollution métallique en absence de mousses.

Notons par ailleurs que l'écorce de plus de 40 espèces d'arbres différentes a été utilisée dans des études de biosurveillance, les espèces les plus couramment utilisées sont : *Acer platanoides*, *Aesculus hippocastanum*, *Cupressus sempervirens*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, *Tilia cordata*, *Picea abies* et *Pinus sylvestris* (El-Hasan et al. 2002 ; Saarela et al. 2005 ; Mandiwana et al. 2006 ; Tye et al. 2006 ; Ayrault et al. 2007 ; Shin et al. 2007), et les espèces les plus communément utilisées sont : *Betula sp.* (Herman, 1992) ; *Pinus nigra* ou *P. sylvestris* (Huhn et al. 1995 ; Schulz et al. 1999 ; Haapala & Kikuchi, 2000 ; Narewski et al. 2000 ; Harju et al. 2002 ; Saarela et al. 2005), *Olea europaea* (Pacheco et al. 2001 ; 2002, 2004 ; Freitas et al. 2003), *Platanus hybrida* (Freitas et al. 2006), *Fagus sylvatica* (Bellis et al. 2004), et *Populus nigra* (Berlizov et al. 2007).

III.7. Corrélations entre les teneurs en ETM et les marqueurs biochimiques

Afin de faire ressortir une éventuelle influence de l'accumulation des ETM sur les taux en marqueurs biochimiques, nous avons établi une matrice de corrélations entre les taux en chlorophylle totale, en sucres solubles, en proline, et les teneurs en Cd, Cu, Mn, Pb et Zn.

Les principaux résultats obtenus sont récapitulés dans le tableau 41. Seules les corrélations significatives sont indiquées. L'examen de ce dernier permet de faire les constatations suivantes :

- ***E. cladocalyx*** : la chlorophylle totale (Chl tot) présente des corrélations significatives et positives avec le Cd et le Zn ($r = 0.64$ et $r = 0.70$) respectivement. Les sucres solubles (SS) sont corrélés négativement au Cd ($r = -0.55$) et positivement au Pb ($r = 0.92$). La proline (Pro), est corrélée négativement au Pb ($r = -0.65$).

- ***C. fastigiata*** : la Chl tot présente des corrélations négatives avec le Cu, Pb ($r = -0.95$, $r = -0.81$) respectivement. Les sucres solubles sont corrélés positivement avec le Mn ($r = 0.87$) et négativement avec le Pb ($r = -0.59$). Par ailleurs, la proline est corrélée positivement au Zn ($r = 0.80$) et négativement au manganèse ($r = -0.84$). La Chl tot présente une corrélation négative avec le Cd ($r = -0.96$).

- ***C. horizontalis*** : la Chl tot est corrélée positivement au Pb ($r = 1.00$), Cu ($r = 0.95$), Zn ($r = 0.91$), et négativement au Cd ($r = -0.93$). En ce qui concerne les sucres solubles, ils présentent des corrélations positives avec Cu ($r = 1.00$), Pb ($r = 1.00$), et Zn ($r = 0.74$), et négative au Cd ($r = -0.77$). La proline à son tour présente une corrélation négative avec Pb ($r = -1.00$), Cu ($r = -0.96$), Zn ($r = -0.90$), Mn ($r = -0.50$), et positives avec le Cd ($r = 0.91$).

- ***O. europaea*** : la Chl tot présente une corrélation négative avec Pb ($r = -1.00$), et positive avec Cu ($r = 0.64$) et Mn ($r = 0.72$). En ce qui concerne les sucres solubles, ces derniers présentent une corrélation positive avec Zn ($r = 0.94$), Cu ($r = 0.84$) et Cd ($r = 0.65$). Les SS sont corrélés négativement au Mn ($r = -0.59$). La proline est corrélée positivement au Pb ($r = 0.90$), et négativement au Cu ($r = -0.93$) et Zn ($r = -0.82$).

- ***P. halepensis*** : la Chl tot présente des corrélations positives avec Cd ($r = 0.94$), Zn ($r = 0.90$) et Mn ($r = 0.69$). Les sucres solubles présentent une corrélation négative avec Mn ($r = -0.99$), Cu ($r = -0.69$), Pb ($r = -0.62$) et Cd ($r = -0.54$). La proline présente des corrélations plutôt positives Cu ($r = 0.99$), Pb ($r = 1.00$) et Mn ($r = 0.74$).

- ***E. gomphocephala*** : seuls sucres solubles sont corrélés positivement au Zn ($r = 0.61$) pour cette espèce.

- ***N. oleander*** : la Chl tot est corrélée négativement au Pb ($r = -1.00$) et positivement au Cd ($r = 0.64$) et Zn ($r = 0.67$). Les sucres solubles aussi présente une corrélation négative avec Pb ($r = -1.00$) et positives avec Cd ($r = 0.50$) et Zn ($r = 0.53$). Alors que, la proline est corrélée positivement au Cu ($r = 0.57$) et négativement au Pb et Mn ($r = -0.60$ et $r = -0.86$).
- ***F. excelsior*** : les sucres solubles ne présentent que des corrélations négatives avec Cu ($r = -0.73$) et Zn ($r = -0.58$). La proline présente une corrélation positive avec Cu ($r = 0.91$) et Zn ($r = 0.52$), et négative avec Mn ($r = -0.75$).
- ***E. globulus*** : la chl tot présente une seule corrélation positive avec Zn ($r = 0.99$). Les sucres solubles présentent une corrélation plutôt négative avec Zn ($r = -0.95$). Alors que la proline, présente des corrélations négatives avec Zn ($r = -0.94$), Cd ($r = -0.68$) et Mn ($r = -0.52$), et positive avec Pb ($r = 0.68$).
- ***T. gallica*** : la Chl tot présente uniquement des corrélations positives avec Cu ($r = 1.00$), Pb ($r = 0.98$) et Mn ($r = 1.00$). Les sucres solubles ne présentent aussi que des corrélations positives avec Cu ($r = 1.00$), Pb ($r = 0.95$) et Mn ($r = 0.98$). En ce qui concerne la proline, les corrélations sont positives avec Cu ($r = 0.64$), Zn ($r = 0.76$) et Mn ($r = 0.51$) et négatives avec Cd ($r = -0.87$).
- ***A. cyanophylla*** : la Chl tot présente une corrélation positive Zn ($r = 0.75$). Les sucres solubles présentent des corrélations positives avec Cd ($r = 0.94$) et Zn ($r = 0.72$), et négatives avec Mn ($r = -0.79$). En ce qui concerne la proline, les corrélations sont positives avec Zn ($r = 0.94$) et Cd ($r = 0.88$), et négatives avec Mn ($r = -0.55$).
- ***A. horrida*** : la Chl tot présente des corrélations négatives avec Mn ($r = -0.90$) et Pb ($r = -0.75$), et positives avec Cu ($r = 0.79$), Cd ($r = 0.69$) et Zn ($r = 0.82$). Les sucres solubles sont corrélés positivement au Pb ($r = 1.00$) et Cd ($r = 0.96$) et Mn ($r = 0.59$). La proline est corrélée positivement au Pb ($r = 0.99$) et Cd ($r = 0.90$).

Tableau 41. Matrice de corrélation des teneurs métalliques avec les marqueurs biochimiques dans les feuilles des arbres étudiés.

Espèce	Variable	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn
<i>E. cladocalyx</i>	Chl tot	0,64	-	-	-	0,70
	SS	-0,55	-	-	0,92	-
	Pro	-	-	-	-0,65	-
<i>C. fastigiata</i>	Chl tot	-	-0,94	-	-0,81	-
	SS	-	-	0,87	-0,59	-
	Pro	-0,96	-	-0,84	-	0,80
<i>C. horizontalis</i>	Chl tot	-0,93	0,95	0,53	1,00	0,91
	SS	-0,77	1,00	-	1,00	0,74
	Pro	0,91	-0,96	-0,50	-1,00	-0,90
<i>O. europaea</i>	Chl tot	-0,67	0,64	0,72	-1,00	-
	SS	0,65	0,84	-0,59	-	0,94
	Pro	-	-0,93	-	0,90	-0,82
<i>P. halepensis</i>	Chl tot	0,94	-	0,69	-	0,90
	SS	-0,54	-0,69	-0,99	-0,62	-
	Pro	-	0,99	0,74	1,00	-
<i>E. gomphocephala</i>	Chl tot	-	-	-	-	-
	SS	-	-	-	-	0,61
	Pro	-	-	-	-	-
<i>N. oleander</i>	Chl tot	0,64	-	-	-1,00	0,67
	SS	0,50	-	-	-1,00	0,53
	Pro	-	0,57	-0,86	-0,60	-
<i>F. excelsior</i>	Chl tot	-	-	-	-	-
	SS	-	-0,73	-	-	-0,58
	Pro	-	0,91	-0,75	-	0,52
<i>E. globulus</i>	Chl tot	-	-	-	-	0,99
	SS	-	-	-	-	-0,95
	Pro	-0,68	-	-0,52	0,68	-0,94
<i>T. gallica</i>	Chl tot	-	1,00	1,00	0,98	-
	SS	-	1,00	0,98	0,95	-
	Pro	-0,87	0,64	0,51	-	0,76
<i>A. Cyanophylla</i>	Chl tot	-	-	-	-	0,75
	SS	0,94	-	-0,79	-	0,72
	Pro	0,88	-	-0,55	-	0,94
<i>A. horrida</i>	Chl tot	0,69	0,79	-0,90	-0,75	0,82
	SS	0,96	-	0,59	1,00	-
	Pro	0,90	-	-	0,99	-

p < 0.5 ; p < 0.01 ; p < 0.001

Discussion :

Tous les polluants atmosphériques déposés et retenus par le système foliaire sont transformés à l'intérieur de la plante et affectent sa respiration et sa photosynthèse. Les dommages causés apparaissent sous forme de chloroses et de lésions nécrotiques au niveau des feuilles (Karp, 2004) ; ces polluants peuvent aussi affecter la formation des parois cellulaires, la germination, l'absorption d'eau, le mouvement des minéraux nutritifs, l'élongation cellulaire ainsi que d'autres processus physiologiques (Lambert et al. 2008 ; Pavlikova et al. 2008).

Par ailleurs, sous conditions de stress causé par les ETM, les plantes développent des mécanismes de défense afin de préserver le bon fonctionnement de leur métabolisme et assurer une production organique stable. Ils peuvent réduire l'absorption des ETM dans les cellules, les séquestrer dans des vacuoles en formant des complexes, lier les ions des ETM *via* les phytochélatines, synthétiser des osmolytes, tels que la proline et les sucres solubles (Prusty et al. 2005 ; Baumann et al. 2009 ; Emamverdian et al. 2015).

Dans le cadre de cette étude, nous avons relevé plusieurs corrélations positives et négatives entre les marqueurs biochimiques et les différents ETM pris en considération. Ce qui apparait, c'est que chaque espèce réagit différemment selon son métabolisme et son système de défense ; le stress induit par les ETM a ainsi causé soit une diminution soit une augmentation des teneurs en biomarqueurs biochimiques (chlorophylle, sucres solubles, proline). Ainsi et selon les cas, les corrélations entre ces derniers et les ETM sont soit positive, soit négatives (tableau, 41).

Les symptômes initiaux de stress environnementaux liés à un excès d'ETM se manifestent souvent par des réductions de la photosynthèse. Par conséquent, évaluer l'intégralité de l'appareil photosynthétique conduisant le processus photosynthétique fournit un système de diagnostic rapide de la détection et la quantification de la tolérance des plantes aux stress environnementaux (Bernal et al. 2007). La fluorescence de la chlorophylle offre potentiellement une méthode rapide et précise pour déterminer la santé des arbres urbains. Elle fonctionne sur le principe que la photosynthèse est au cœur de l'usine de biosynthèse qui fournit un lien interactif entre le métabolisme interne d'un arbre et de l'environnement externe (Percival and Fraser, 2001). Les arbres plantés le long des routes et sur les aires de loisirs publics sont soumis aux stress environnementaux tels que la pauvreté des sols, la pollution de l'air et la chaleur (Philip and Azlin, 2005).

Par rapport aux résultats obtenus, il apparait que chez certaines espèces, les teneurs en chlorophylle enregistrent des corrélations positives avec les ETM, alors que chez d'autres elles sont plutôt négatives.

Les teneurs en chlorophylle sont affectées dans une certaine mesure par divers facteurs, tels que l'espèce elle-même, l'âge de la plante, l'âge des feuilles, le type et la concentration des polluants atmosphériques et d'autres conditions biotiques et abiotiques (Tanee et Albert, 2013). À l'exception de quelques espèces particulièrement tolérantes, le contenu en chlorophylle est généralement affecté négativement par la pollution atmosphérique (Chauhan, 2010; Sen et al. 2017; Wagh et al. 2006). Les pigments chlorophylliens sont

essentiels aux activités de photosynthèse. Par conséquent, la diminution des pigments induite par la pollution interfère également avec la production de biomasse et la croissance des plantes (Padmaja et al. 1990).

Dans le cadre de cette étude, plusieurs cas de corrélations négatives entre les taux en chlorophylle et les teneurs en ETM ont été enregistrés. A titre d'exemple chez *N. oleander*, les taux en Chl tot sont corrélés négativement au Pb, chez *O. europaea* la corrélation est négative avec Cd et Pb, pour *C. horizontalis* c'est avec le Cd et pour *C. fastigiata* c'est avec le Cu et Pb. Cette diminution de la teneur en chlorophylle est probablement due au voisinage des sources d'émission anthropiques notamment le trafic routier intense caractérisant la zone d'étude. De tels situations ont déjà été signalées par plusieurs auteurs (Joshi et Swami, 2007; Saquib, 2008 ; Pathak et al. 2015).

Par ailleurs, plusieurs cas de corrélations plutôt positives entre les taux en chlorophylle totale et les teneurs en ETM ont été enregistrés, notamment pour *E. cladocalyx* et *P. halepensis* avec le Cd, pour *A. cyanophylla* et *E. globulus* c'est avec le Zn, pour *T. gallica* et *C. horizontalis* c'est avec le Cu et le Pb, et pour *O. europaea* et *A. horrida* c'est à nouveau avec le Cu. Selon Nadgórska-Socha et al. (2017) et Sen et al. (2017), des taux élevés en chlorophylle chez les plantes poussant dans un environnement pollué est un signe de tolérance.

Nos résultats concordent avec la littérature ; en effet, plusieurs auteurs ont également signalé des corrélations positives entre les taux en chlorophylle et la pollution métallique notamment Petrova (2011) et Mukherjee et Agrawal (2015). Dans leurs études, ces auteurs ont démontré qu'une charge polluante moyenne de l'air peut entraîner une augmentation de la teneur en chlorophylle en raison d'une protection accrue des plantes contre le stress. De même, Joshi et Swami (2007) ont signalé une teneur en chlorophylle "a" relativement importante pour plusieurs espèces d'arbres poussant sur des sites à forte densité du trafic routier à Haridwar, en Inde.

En ce qui concerne la proline, elle peut être impliquée dans le stress des plantes causé par les ETM *via* des mécanismes différents, comme la régulation osmotique et redox, la chélation des ETM et le piégeage des radicaux libres. La possibilité d'une implication de la proline dans la chélation des ions métalliques a été prouvée. Sharma and Dietz, (2006), ont démontré *in vitro* qu'elle protège le glucose-6-phosphate déshydrogénase et nitrate réductase contre l'inhibition induite par le Zn et le Cd. De plus, tout comme la chlorophylle, le stress induit par les ETM peut causer en effet une diminution ou une

augmentation de la proline. Une augmentation des teneurs de proline en réponse à un stress causé par les ETM est un phénomène répandu parmi de nombreuses espèces de plantes et a été démontré par de nombreux chercheurs (Tripathi et Gaur 2004; Balestrasse et al. 2005; Sharma et Dietz 2006; Sun et al. 2007 ; Abdel-Latif 2008 ; Karimi et al. 2012). Dans le cas de notre étude, plusieurs corrélations positives ont été enregistrées entre la proline et les ETM, notamment avec le Cu et le Pb chez *P. halepensis*, avec le Cd et Pb chez *A. horrida*, avec le Cu et Zn chez *F. excelsior* et *T. gallica*, avec le Cd chez *A. horrida*, *A. cyanophylla* et *C. horizontalis*, et avec Pb chez *O. europaea*, *P. halepensis*, *E. globulus* et *A. horrida*.

Par ailleurs, chez certaines espèces, nous avons enregistré une situation plutôt inverse, autrement dit des affinités négatives entre la proline et les teneurs en ETM. A titre d'exemple, avec le Pb chez *E. cladocalyx* ($r = -0.65$), *C. horizontalis* ($r = -1.00$) et *N. oleander* ($r = -0.60$), avec Cd chez *C. fastigiata* ($r = -0.96$), *E. globulus* ($r = -0.68$) et *T. gallica* ($r = -0.87$), avec Cu chez *C. horizontalis* ($r = -0.96$) et *O. europaea* ($r = -0.93$) et avec Zn chez *E. globulus* ($r = -0.94$).

La production de taux élevés en proline par les plantes supérieures est une réponse non enzymatique typique aux tensions causées par un large éventail de facteurs de stress biotiques et abiotiques tels que la salinité excessive, la sécheresse, l'augmentation du rayonnement ultraviolet solaire (UV), les ETM et le stress oxydatif (Szabados et Savoure, 2010). En effet, la proline joue plusieurs rôles, dont l'adaptation, la récupération et la signalisation en matière de lutte contre le stress chez les plantes (Fidalgo et al. 2013). Un certain nombre de mécanismes par lesquels la proline augmente la résistance des plantes à la toxicité induite par les ETM ont été proposés. Il est rapporté que la proline peut agir en tant que chélateur des ETM et stabilisateur de protéines (Mishra et Dubey, 2006).

Pour ce qui est des sucres solubles, les cellules végétales peuvent adapter leur métabolisme aux conditions de pollution en dégradant les sucres. Une concentration élevée en sucres suggère un bon métabolisme comme les basses teneurs peuvent indiquer un imminent manque (Rejskova et al. 2007). Les concentrations élevées en sucres solubles sont proportionnelles au contenu prolinique cellulaire (Loretti et al. 2001). Dans le cadre de cette étude, des affinités positives ont été enregistrés par exemple avec le Cd pour *A. horrida*, *A. cyanophylla*, *N. oleander* et *O. europaea*, avec le Pb pour *T. gallica*, *A. horrida* et *C. horizontalis*, avec le Cu pour *C. horizontalis*, *O. europaea* et *T. gallica*, et avec le Zn pour *A. cyanophylla*, *N. oleander*, *E. gomphocephala*, *C. horizontalis* et *O. europaea*.

La sécheresse, la salinité, les basses et/ou les hautes températures et les inondations entraînent en général une augmentation des concentrations en sucre soluble, alors qu'une forte irradiation lumineuse, les ETM, une pénurie d'éléments nutritifs et l'ozone peuvent diminuer les concentrations (Strand et al. 1999). Ainsi, plusieurs affinités négatives des sucres solubles avec les teneurs en ETM ont été relevées dans le cadre de cette étude notamment pour le Cd chez *E. cladocalyx* ($r = -0.55$), *C. horizontalis* ($r = -0.77$) et *P. halepensis* ($r = -0.54$), le Pb chez *N. oleander* ($r = -1.00$), *P. halepensis* ($r = -0.62$), *C. fastigiata* ($r = -0.59$) et *E. cladocalyx* ($r = -0.92$), le Zn chez *E. globulus* ($r = -0.95$) et *F. excelsior* ($r = -0.58$), et le Cu chez *P. halepensis* ($r = -0.69$) et *F. excelsior* ($r = -0.73$).

John et al. (2008) ont rapporté que des concentrations faibles en Cd et en Pb augmentaient la teneur en sucre soluble; toutefois, des concentrations plus élevées (40 mg/l de Cd et de Pd) ont provoqué une diminution de 74,7 et 73,8 % des teneurs en sucre solubles après 30 jours d'exposition chez *Lemna polyrrhiza* L. La diminution des teneurs en sucre dans les feuilles stressées correspond probablement à l'effet photosynthétique, et à l'inhibition ou à la stimulation du taux de respiration.

III.8. Evaluation de la capacité d'accumulation métallique chez les espèces étudiées

III.8.1. Facteur de bioconcentration (FBC)

Le facteur de bioconcentration (FBC) indique la capacité d'une plante à absorber les ETM du sol (Zhuang et al. 2007; Xiaohai et al. 2008; Shi et al. 2011; Hladun et al. 2015; Allahabadi et al. 2017). Il est défini comme le rapport entre la concentration d'un ETM chez un organisme vivant (feuilles et écorces dans notre cas) et la concentration du même élément dans le sol. Il est calculé selon la formule suivante :

$$FBC = \frac{C_{\text{tissu végétal}}}{C_{\text{sol}}}$$

Où :

C_{tissu} : Concentration de l'ETM dans le tissu végétal (feuilles, écorce).

C_{sol} : Concentration de l'ETM dans le sol (feuilles, écorce).

Les résultats du facteur de bioconcentration (FBC) obtenus pour les 12 espèces étudiées sont présentés dans le tableau 42. Selon Yoon et al. (2006), Serbula et al. (2013), Zhai et al. (2016) et Liang et al. (2017). le facteur de bioconcentration peut être interprété de la manière suivante :

- **BCF > 1** : indique que l'espèce accumule le métal.
- **BCF < 1** : indique que l'espèce exclue le métal.
- **BCF = 1** : indique que l'espèce peut être utilisée comme indicatrice.

Tableau 42. Moyennes et valeurs extrêmes du facteur de bioconcentration (FBC) dans les feuilles et les écorces des espèces étudiées.

Espèce	Organe	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn
<i>E. cladocalyx</i>	F	[0,28 - 1,91] 0.92	[0,54 - 0,67] 0.62	[0,46 - 0,76] 0.58	[0,06 - 0,19] 0.13	[0,56 - 0,90] 0.75
	EC	[0,28 - 1,64] 0.85	[1,28 - 2,69] 1.75	[0,16 - 0,37] 0.27	[0,09 - 0,41] 0.29	[0,19 - 0,45] 0.37
<i>C. fastigiata</i>	F	[0,24 - 2,90] 1.67	[0,48 - 1,03] 0.71	[0,08 - 0,26] 0.14	[0,14 - 0,57] 0.27	[0,50 - 0,88] 0.70
	EC	[0,24 - 2,90] 1.53	[0,65 - 1,31] 1.09	[0,17 - 0,42] 0.25	[0,51 - 1,01] 0.66	[0,38 - 1,04] 0.67
<i>C. horizontalis</i>	F	[0,13 - 1,48] 0.72	[0,20 - 0,76] 0.50	[0,14 - 0,29] 0.21	[0,14 - 1,34] 0.53	[0,50 - 0,80] 0.49
	EC	[0,17 - 1,98] 0.89	[0,32 - 0,82] 0.64	[0,35 - 0,80] 0.54	[0,51 - 1,78] 0.78	[0,38 - 0,80] 0.61
<i>O. europaea</i>	F	[0,75 - 2,17] 1.31	[0,49 - 1,18] 0.78	[0,14 - 0,63] 0.46	[0,11 - 0,21] 0.19	[0,33 - 0,60] 0.53
	EC	[0,38 - 1,45] 0.81	[0,42 - 0,63] 0.49	[0,08 - 0,26] 0.14	[0,13 - 0,39] 0.26	[0,28 - 0,49] 0.38
<i>P. halepensis</i>	F	[0,08 - 0,98] 0.55	[0,21 - 0,64] 0.36	[0,12 - 0,19] 0.15	[0,05 - 0,91] 0.34	[0,29 - 0,87] 0.55
	EC	[0,08 - 0,49] 0.32	[0,24 - 0,51] 0.33	[0,32 - 0,77] 0.53	[0,07 - 1,10] 0.42	[0,18 - 0,41] 0.27
<i>E. gomphocephala</i>	F	[0,73 - 4,01] 2.42	[0,35 - 0,91] 0.63	[0,46 - 0,70] 0.56	[0,06 - 0,58] 0.29	[0,38 - 1,21] 0.68
	EC	[0,57 - 3,99] 2.04	[0,30 - 0,76] 0.45	[0,12 - 0,22] 0.17	[0,08 - 0,87] 0.46	[0,23 - 2,45] 0.86
<i>N. oleander</i>	F	[0,29 - 3,12] 1.32	[0,43 - 0,55] 0.49	[0,27 - 0,32] 0.30	[0,08 - 0,34] 0.18	[0,42 - 6,95] 2.65
	EC	[0,15 - 2,34] 1.10	[0,44 - 0,54] 0.50	[0,35 - 0,71] 0.55	[0,11 - 0,68] 0.32	[0,45 - 0,91] 0.63
<i>F. excelsior</i>	F	[1,12 - 2,61] 1.65	[0,89 - 1,68] 1.36	[0,14 - 0,20] 0.18	[0,15 - 0,28] 0.22	[0,36 - 0,95] 0.66
	EC	[0,54 - 4,36] 2.70	[1,72 - 2,11] 1.96	[0,30 - 0,36] 0.32	[0,38 - 4,57] 2.55	[0,24 - 0,93] 0.63
<i>E. globulus</i>	F	[0,82 - 3,99] 1.88	[0,50 - 0,67] 0.60	[0,18 - 0,47] 0.30	[0,04 - 0,07] 0.06	[0,26 - 0,61] 0.47
	EC	[0,84 - 4,99] 2.31	[0,28 - 0,54] 0.45	[0,32 - 0,69] 0.44	[0,10 - 0,18] 0.14	[0,36 - 2,88] 1.28
<i>T. gallica</i>	F	[0,63 - 2,04] 1.17	[0,59 - 0,65] 0.62	[0,12 - 0,55] 0.37	[0,11 - 0,58] 0.33	[0,38 - 0,56] 0.49
	EC	[0,63 - 3,76] 2.15	[0,44 - 0,71] 0.61	[0,11 - 0,24] 0.18	[0,16 - 0,68] 0.48	[0,23 - 0,53] 0.40
<i>A. cyanophylla</i>	F	[0,58 - 2,33] 1.42	[0,29 - 1,26] 0.68	[0,29 - 0,75] 0.43	[0,05 - 0,30] 0.20	[0,33 - 0,80] 0.61
	EC	[0,19 - 1,67] 1.03	[0,54 - 2,21] 1.06	[0,11 - 0,22] 0.14	[0,17 - 1,29] 0.59	[0,24 - 0,52] 0.36
<i>A. horrida</i>	F	[0,32 - 0,81] 0.59	[0,41 - 0,47] 0.43	[0,17 - 0,22] 0.19	[0,09 - 0,25] 0.16	[0,27 - 1,70] 0.86
	EC	[0,48 - 2,59] 1.24	[0,38 - 1,13] 0.67	[0,10 - 0,17] 0.13	[0,23 - 0,37] 0.31	[0,40 - 0,82] 0.58

L'examen du tableau 42 permet de faire les constatations suivantes pour les douze espèces étudiées :

- *E. cladocalyx* : les séquences des FBC enregistrées sont : Cd > Zn > Cu > Mn > Pb pour les feuilles et Cu > Cd > Zn > Pb > Mn pour les écorces. Des FBC en cadmium et cuivre dépassant l'unité ont été enregistrés pour les feuilles et les écorces reflétant ainsi des phénomènes de bioconcentration.
- *C. fastigiata* : pour cette espèce, les phénomènes de bioconcentration (FBC >1) concernent 4 éléments sur 5 étudiés pour l'écorce (Cd, Cu, Pb et Zn) et deux pour les feuilles (Cd et Cu). Le FBC le plus élevé (2.90) a été enregistré pour le cadmium aussi bien pour les feuilles que pour les écorces. La séquence enregistrée est : Cd > Cu > Zn > Pb > Mn aussi bien pour les feuilles que pour les écorces.
- *C. horizontalis* : chez cette espèce les phénomènes de bioconcentration concernent les deux éléments les plus redoutables ; en l'occurrence le cadmium et le plomb aussi bien au niveau des feuilles qu'au niveau des écorces. Notons que la bioconcentration est beaucoup plus prononcée pour les écorces que pour les feuilles ; les valeurs extrêmes enregistrées pour les deux parties analysées sont de l'ordre de 1.48 *versus* 1.98 et 1.34 *versus* 1.78 pour le cadmium et le plomb respectivement. Les séquences des FBC moyens sont les mêmes pour les deux parties analysées : Cd > Pb > Cu > Zn > Mn.
- *O. europaea* : chez *O. europaea*, les FBC dépassant l'unité sont ceux du cadmium pour les feuilles et les écorces, et ceux du cuivre pour les feuilles. La séquence pour les feuilles est : Cd > Cu > Zn > Mn > Pb avec des valeurs extrêmes de l'ordre de 1.31 et 0.19 enregistrées pour le cadmium et le plomb respectivement. Pour l'écorce, la séquence est : Cd > Cu > Zn > Pb > Mn avec un minimum de l'ordre de 0.14 et maximum de 0.81 enregistrés pour le cadmium et le manganèse respectivement.
- *P. halepensis* : pour cette espèce, seul le plomb semble être concerné par un phénomène de bioconcentration au niveau de l'écorce ; le FBC le plus élevé est de l'ordre de 1.10. La séquence des FBC moyens pour l'écorce est la suivante : Mn > Pb > Cu > Cd > Zn. Pour les feuilles la séquence est : Cd \approx Zn > Cu > Pb > Mn.
- *E. gomphocephala* : d'après le tableau 42, il apparaît que l'espèce *E. gomphocephala* accumule surtout le cadmium et le zinc aussi bien au niveau des feuilles qu'au niveau de l'écorce. L'accumulation du cadmium est beaucoup plus importante ; nous avons enregistré des FBC extrêmes de l'ordre de 4.01 et 3.99 pour les feuilles et l'écorce

respectivement. La séquence enregistrée pour les feuilles est : Cd > Zn > Cu > Mn > Pb, celle de l'écorce est : Cd > Zn > Pb > Cu > Mn.

- *N. oleander* : de même les facteurs de bioconcentration dépassant l'unité sont ceux du cadmium pour les feuilles et l'écorce, et ceux du zinc pour les feuilles. Les maximums FBC-Cd sont de l'ordre de 3.12 et 2.34 pour les feuilles, celui du zinc est deux fois plus important pour les feuilles (6.95). La séquence pour les feuilles est : Zn > Cd > Cu > Mn > Pb, alors que pour l'écorce est : Cd > Zn > Mn > Cu > Pb.

- *F. excelsior* : le phénomène de bioconcentration chez *F. excelsior* concerne des éléments particulièrement douteux ; il s'agit du cadmium avec un FBC maximum de l'ordre de 2.61 au niveau des feuilles et 4.36 au niveau de l'écorce, du cuivre avec un FBC max de 1.68 pour les feuilles et 2.11 pour l'écorce, et enfin le plomb avec un FBC de 4.57 pour l'écorce. La séquence enregistrée au niveau des feuilles est Cd > Cu > Zn > Pb > Mn, celle de l'écorce est : Cd > Pb > Cu > Zn > Mn.

- *E. globulus* : une bioconcentration du cadmium a encore été enregistrée chez *E. globulus* aussi bien au niveau des feuilles que de l'écorce ; les FBC maximums sont de l'ordre de 3.99 et 4.99 respectivement. Une accumulation du zinc a également été enregistrée au niveau de l'écorce pour cette espèce. Les séquences sont : Cd > Cu > Zn > Mn > Pb et Cd > Zn > Cu > Mn > Pb pour les feuilles et l'écorce respectivement.

- *T. gallica* : les séquences des FBC enregistrées au niveau des feuilles et de l'écorce sont : Cd > Cu > Zn > Mn > Pb, et Cd > Cu > Zn > Pb > Mn respectivement. Le phénomène de bioconcentration chez cette espèce ne concerne qu'un seul élément ; il s'agit du cadmium. Les FBC maximums sont de l'ordre de 2.04 et 3.76 pour les feuilles et l'écorce respectivement.

- *A. cyanophylla* : chez cette l'accumulation concerne le cadmium et le cuivre au niveau des feuilles, le cadmium, le cuivre et le plomb au niveau de l'écorce. La séquence enregistrée au niveau des feuilles est Cd > Cu > Zn > Mn > Pb, avec des valeurs extrêmes des FBC de l'ordre de 1.42 et 0.20 pour Cd et Mn respectivement. Pour l'écorce, la séquence est : Cu > Cd > Pb > Zn > Mn.

- *A. horrida* : pour les feuilles de cette espèce, seul le zinc est concerné par le phénomène de bioconcentration avec un FBC max de l'ordre de 1.70. Au niveau de l'écorce, c'est plutôt le cadmium et le cuivre qui sont concernés par ce phénomène ; les FBC max sont de l'ordre de 2.59 et 1.13 respectivement.

Discussion :

Le potentiel d'accumulation des ETM dépend de plusieurs conditions qui régissent de la nature interne de l'espèce en question, à savoir la structure interne et externe des racines et des tiges, la charge du xylème, les changements dans la réponse de défense anti-oxydante, l'état physiologique de la plante, la présence de différentes molécules de chélation, et des facteurs externes tels que le pH du sol, la conductivité électrique, la matière organique, la texture du sol, la topographie, la concentrations et la spéciation des ETM dans le sol, les sources de pollution, la nature de la zone et la saison (humide/sèche) qui conditionnent les dépôts ainsi que la direction des vents (Sun et al. 2007; Verbruggen et al. 2009; Chao et al. 2010; Ugolini et al. 2013; Li et al. 2015 ; Gondek et al. 2018).

Pour la zone d'étude, le principal facteur possible est l'existence d'un vaste réseau routier et la proximité de l'autoroute avec un trafic relativement important pour la ville de Constantine. Le deuxième facteur est le transfert de polluants provenant de sources de contamination (industries) par les vents. Dans cette région, les vents soufflent en direction dominante nord-ouest et nord avec des masses d'air venant des montagnes. En outre, cette région est caractérisée par des vents du sud qui soufflent surtout en été et à la fin de l'automne. Ceux-ci sont souvent chargés d'une quantité appréciable de sable, limon et particules contenant différents types de polluants.

Selon Baker (1981), en fonction de leur capacité à accumuler les ETM, les espèces végétales sont classées en deux grands groupes, à savoir les "exclueurs", caractérisés par une accumulation préférentielle d'ETM dans les racines et une faible translocation vers les organes aériens, et les "hyperaccumulateurs", des espèces capables d'accumuler et de tolérer des niveaux considérables d'ETM dans leurs tissus.

Ainsi et sur la base des résultats obtenus pour le FBC, il apparaît que 10 espèces sur 12 étudiées accumulent le cadmium non seulement au niveau des feuilles mais aussi de l'écorce ; il s'agit de : *E. cladocalyx*, *C. fastigiata*, *C. horizontalis*, *O. europaea*, *E. gomphocephala*, *N. oleander*, *F. excelsior*, *E. globulus*, *T. gallica* et *A. cyanophylla*. De même *A. horrida* accumule du cadmium aussi mais seulement au niveau de l'écorce. Pour la plupart des espèces, l'accumulation au niveau des feuilles est plus importante.

Le cadmium est un oligoélément hautement toxique et un polluant du sol qui pourrait facilement être absorbé par les racines *via* des transporteurs et transféré aux parties aériennes (Hall, 2002). Borišev et al. (2016) ont rapporté que la quantité de nutriments

essentiels présente dans le sol pouvait avoir une influence significative sur l'absorption et l'accumulation du cadmium dans les plantes. Ces auteurs ont observé une accumulation accrue de Cd dans les feuilles, les tiges et les racines d'un clone de *Salix viminalis* dans des conditions de carence en Mg et en Fe. En effet, les ions Cd, Mg et Fe utilisent les mêmes voies de transport pour leur absorption par les racines et leur translocation vers les parties aériennes de la plante. Ainsi, des interactions compétitives peuvent se produire entre ces éléments, à la fois dans les régions d'apoplasme et de symplasme de la plante. Si le Cd²⁺ est présent sous forme soluble dans la région racinaire, il peut atteindre l'apoplaste de la racine et traverser les membranes plasmiques des cellules des racines (Maestri, 2010).

Par ailleurs, *P. halepensis* semble être une espèce qui exclue le cadmium. Ceci a déjà été démontré par Kim et al. (2003) lors d'une étude réalisée sur une espèce du même genre, il s'agit de *P. sylvestris*. Les auteurs ont étudiés les effets du cadmium sur la croissance de l'espèce, et l'accumulation et la translocation de ce métal du système racinaire vers les parties aériennes, et ont conclu que la croissance des racines était moins affectée par le cadmium que celles des autres parties. L'accumulation du cadmium enregistrée pour les racines était de l'ordre de 325 µg/g, contre 65.5 µg/g au niveau des tiges et 64.9 µg/g au niveau des aiguilles pour un substrat contenant 100 µg/g de cadmium.

Contrairement au cadmium et exception faite pour *F. excelsior*, les FBC moyens calculés pour le Pb sont inférieurs à l'unité dans 100% des cas et ceci quelque soit la partie analysée. Le FBC moyen enregistré pour *F. excelsior* est de l'ordre de 2.55 traduisant ainsi un phénomène de bioconcentration.

Les FBC du Pb sont ainsi relativement faibles par rapport aux FBC des autres ETM étudiés et ceci quelque soit la partie analysée. Dans une étude comparative sur la capacité de différentes essences à accumuler les ETM du sol et de l'air, Allahabadi et al. (2017) ont aussi enregistré les FBC les plus faibles pour le plomb dans le cas des feuilles. De même, Zhao et al. (2014) ont déterminé le BCF dans les feuilles de 18 espèces d'arbres dans plusieurs sites contaminés à Hunan (Chine), le plus bas FBC était aussi celui du plomb. Jensen et al. (2009) ont démontré que chez les plantes poussant sur des sols contaminés, le plomb s'accumule principalement dans les racines plutôt que dans les feuilles, et que dans les parties aériennes des plantes, le plomb était plus concentré dans les feuilles que dans les rameaux.

Le cuivre et le zinc sont des oligo-éléments indispensables au métabolisme des plantes (serbula, 2012). Ainsi, les plantes peuvent accumuler des quantités considérables de ces

éléments dans leurs tissus. Les FBC moyens calculés pour le Cu et le Zn sont supérieurs à l'unité pour 5 espèces sur 12 dans le cas du Cu et 2/12 dans le cas du zinc. L'accumulation de ces éléments est plus importante au niveau de l'écorce, les FBC les plus importants ont été enregistrés chez *E. cladocalyx* pour Cu, *E. gomphocephala* et *E. globulus* pour le Zn. De tels résultats sont en contradiction avec ceux de Mughini et al. (2013). Ces auteurs ont étudiés le potentiel de 13 clones d'eucalyptus pour l'absorption d'ETM et la production de biomasse à partir de sols naturels et pollués. Les auteurs ont rapporté que le Cu et le Zn s'accumulaient davantage dans les feuilles que dans les tiges et les branches, ce qui suggère que l'élimination de toute la biomasse aérienne, y compris les feuilles, augmenterait le potentiel de phytoextraction de ces contaminants à l'aide d'*Eucalyptus* spp., en particulier compte tenu du fait que les eucalyptus sont des arbres à feuilles persistantes.

À l'issue de ces résultats et bien que les plantes herbacées puissent accumuler de plus fortes concentrations de métaux et avoir des facteurs de bioconcentration plus élevés que les plantes ligneuses (Dickinson et al. 2009 ; Lai et al. 2009), une solution écologique très utile pour nettoyer les zones (forestières) contaminées consiste à cultiver des plantes ligneuses caractérisées principalement par de bonnes capacités d'accumulation pour les polluants et la production de biomasse élevée. En règle générale, les arbres sont considérés comme des plantes appropriées pour l'utilisation dans un but de phytoremédiation en raison de leur production rapide et importante de biomasse, leur valeur économique importante, leur variabilité génétique, leurs pratiques de culture bien établies, leur degré élevé d'acceptabilité pour le public et leur contribution à la stabilité des sites lors de la migration des ETM par lessivage, dispersion éolienne ou érosion par l'eau (Pulford et Watson, 2003). Ainsi, parmi les espèces investiguées dans le cadre de cette étude, plusieurs peuvent être proposés, nous citons à titre d'exemple :

- *C. fastigiata*, *C. horizontalis*, *O. europaea*, *E. gomphocephala* et *N. oleander* pour le traitement des sols contaminés par le cadmium,
- *C. fastigiata*, *A. cyanophylla* et *F. excelsior* pour le traitement des sols contaminés par le cuivre,
- *E. gomphocephala*, *N. oleander* et *A. horrida* pour le traitement des sols contaminés par le zinc.

III.8.2. Indice d'accumulation métallique (MAI)

L'indice d'accumulation métallique (MAI) indique la capacité d'une plante à absorber les ETM contenu dans l'atmosphère (Liu et al. 2007; Hu et al. 2014). Il est calculé selon la formule suivante :

$$MAI = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n I_j$$

Où :

n : est le nombre total d'ETM.

I_j : est un sous-indice (I_j est le rapport entre la concentration moyenne de chaque métal et son écart-type).

Les résultats de l'indice d'accumulation métallique (MAI) obtenus pour les 12 espèces étudiées sont représentés dans la figure 78.

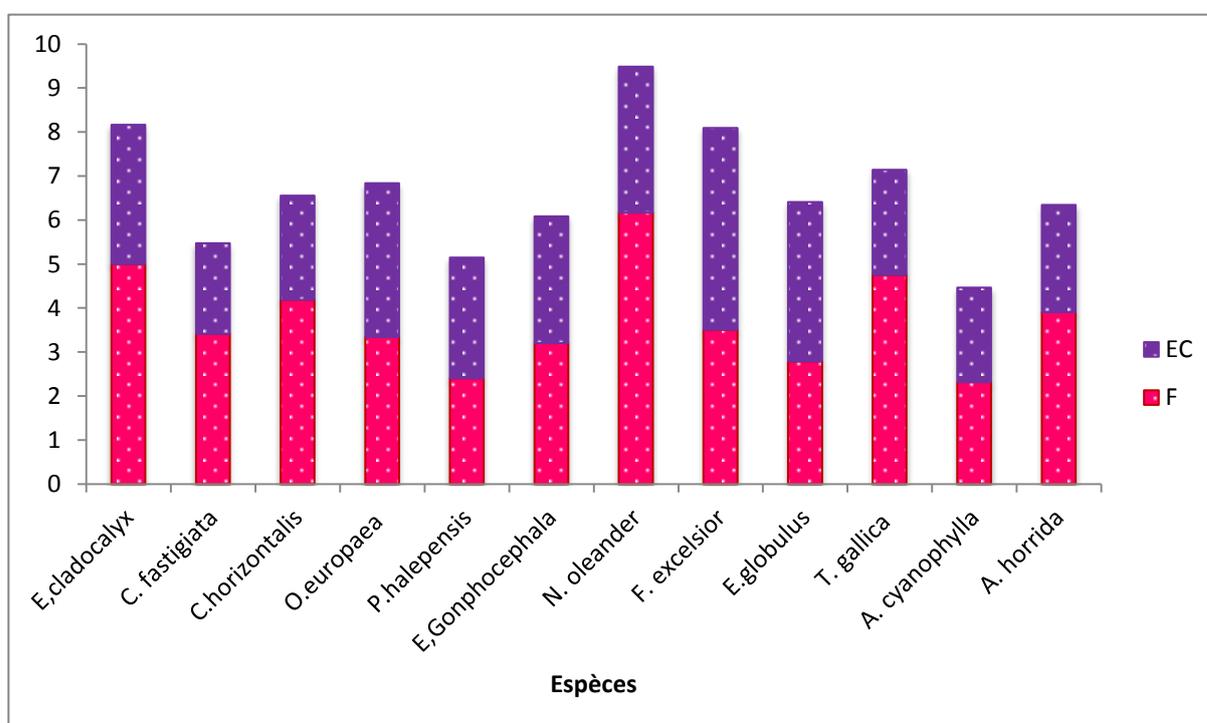


Figure 78. Indice d'accumulation métallique (MAI) dans les feuilles et les écorces des espèces étudiées.

Globalement, il apparaît que les valeurs MAI varient en fonction des espèces mais aussi des parties analysées (feuilles et écorces). La séquence enregistrée pour les feuilles est la suivante : *N. oleander* > *E. cladocalyx* > *T. gallica* > *C. horizontalis* > *A. horrida* > *F. excelsior* > *C. fastigiata* > *O. europaea* > *E. gomphocephala* > *E. globulus* > *P. halepensis* > *A. cyanophylla*.

Ainsi, *N. oleander* est l'espèce qui enregistre l'indice d'accumulation métallique le plus élevé (MAI = 6.18). Sa capacité d'accumulation des ETM semble être plus importante que

celle des autres espèces pour lesquelles nous avons enregistré respectivement 5.01, 4.76, 4.19, 3.91, 3.51, 3.42, 3.34, 3.20, 2.79, 2.41 et 2.32 pour *E. cladocalyx*, *T. gallica*, *C. horizontalis*, *A. horrida*, *F. excelsior*, *C. fastigiata*, *O. europaea*, *E. gomphocephala*, *E. globulus*, *P. halepensis*, et *A. cyanophylla*.

De même, les écorces s'avèrent être de bons accumulateurs d'ETM. L'indice d'accumulation métallique (MAI) le plus élevé est de l'ordre de 4.58 enregistré chez *F. excelsior*, alors que le plus faible (2.06) a été enregistré chez *C. fastigiata*. Les espèces *E. cladocalyx*, *C. horizontalis*, *O. europaea*, *P. halepensis*, *E. gomphocephala*, *N. oleander*, *E. globulus*, *T. gallica*, *A. cyanophylla* et *A. horrida* enregistrent respectivement (3.16, 2.37, 3.50, 2.75, 2.89, 3.31, 3.62, 2.39, 2.15 et 2.44). La séquence des MAI_écorce pour l'ensemble des espèces étudiée est la suivante : *F. excelsior* > *E. globulus* > *O. europaea* > *N. oleander* > *E. cladocalyx* > *E. gomphocephala* > *P. halepensis* > *A. horrida* > *T. gallica* > *C. horizontalis* > *A. cyanophylla* > *C. fastigiata*.

De plus, il apparaît que la capacité d'accumulation diffère selon la partie analysée. Nous avons constaté que *E. cladocalyx*, *C. fastigiata*, *C. horizontalis*, *E. gomphocephala*, *N. oleander*, *T. gallica*, *A. cyanophylla* et *A. horrida* présentent une capacité d'accumulation dans les feuilles supérieure à celle des écorces ($MAI_{\text{feuilles}} > MAI_{\text{écorces}}$). Cependant, *O. europaea*, *P. halepensis*, *F. excelsior* et *E. globulus* ont une capacité d'accumulation plus importante dans les écorces que dans les feuilles ($MAI_{\text{écorces}} > MAI_{\text{feuilles}}$).

Les feuilles et les écorces des essences d'arbres en zone urbaine sont exposées à la fois aux effets de l'air et du sol. L'intensité de la variation des MAI obtenus confirme les hypothèses de Yin et al. (2011), Hofman et al. (2013), Remon et al. (2013), Hu et al. (2014) et Nadg Orska-Socha et al. (2017) stipulant que la capacité d'accumulation des ETM dépend des caractéristiques des espèces, des parties analysées, du métal, du niveau de contamination de l'environnement, du gradient de tolérance des espèces aux ETM, mais aussi des propriétés météorologiques.

Contrairement aux arbres à croissance rapide, les feuilles d'arbre à croissance lente sont beaucoup plus sujette à l'accumulation des ETM *via* le sol (Hu et al. 2014). Il est à noter aussi que les espèces ayant une surface foliaire plus grande ont la capacité de mieux capter et piéger les ETM dans leurs tissus (*N. oleander* et *E. cladocalyx* enregistrent les MAI les plus élevés dans le cadre de cette étude). D'ailleurs, de nombreuses études ont rapporté que les feuilles des arbres peuvent être utilisées comme bioindicateurs de la pollution atmosphérique métallique mais aussi comme de bons outils de monitoring et d'élimination

des ETM notamment ceux contenus dans l'atmosphère (Yang et al. 2005; Nowak et al. 2006; Serbula et al. 2012; Mok et al. 2013). L'écorce aussi s'avère être très intéressante pour la biosurveillance de la pollution atmosphérique métallique. En effet, l'écorce des arbres peut donner des résultats plus fiables à long terme parce que sa structure lui confère la capacité de retenir les polluants plus longtemps (Berlizov et al. 2007). D'autre part, les feuilles sont éliminées périodiquement, alors que l'écorce dure plus longtemps. Notons que, la structure rugueuse de l'écorce augmente sa capacité à mieux piéger les particules atmosphériques (Sawidis et al. 2011).

Les espèces étudiées possèdent une remarquable capacité à accumuler les ETM (Cd, Cu, Mn, Pb et Zn). C'est pourquoi il serait intéressant de sélectionner ces espèces qui accumulent de grandes quantités d'ETM pour la surveillance de la qualité de l'air notamment en zone urbaine. Selon Liu et al. (2007), les espèces ayant une valeur de MAI élevée s'avèrent être intéressantes et forme un bon choix pour la plantation dans les villes et les zones urbaines où la contamination métallique peut poser problème (Mok et al. 2013). Ces espèces peuvent aussi être utilisées comme des barrières entre les zones polluées et les zones vulnérables (Hu et al. 2014; Zhai et al. 2016). Aussi, par rapport aux végétaux inférieurs, les arbres peuvent accumuler de très grandes concentrations d'ETM en raison de leur plus grande surface, une biomasse plus élevée et une durée de vie plus longue.

Ainsi, à cet effet et de même que pour le FBC, parmi les espèces étudiées plusieurs peuvent être proposées pour la plantation dans les zones contaminées, nous citons à titre d'exemple : *N. oleander*, *T. gallica*, *E. cladocalyx*, *C. horizontalis* et *A. horrida*.

III.9. Ecotoxicité du plomb chez les espèces ligneuses : test d'inhibition de la germination

Dans cette partie un test préliminaire d'écotoxicité a été réalisé, il s'agit d'un test d'inhibition de la germination effectué sur les graines de 4 espèces ligneuses (*C. sempervirens*, *P. halepensis*, *F. excelsior* et *E. cladocalyx*) fournies par la conservation des forêts de la wilaya de Constantine. Pour ce test, seule la toxicité du plomb a été testée ; ce dernier s'est révélé être parmi les ETM qui contaminent le plus les sols et les arbres des bordures de routes et en milieu urbain. A travers cet essai, nous avons essayé de déterminer l'effet toxique de cet élément sur la germination des graines *via* la contamination du

substrat par des concentrations croissantes en plomb. Pour le déroulement de ce test, plus de 2000 graines par espèce ont été utilisées.

La germination est le passage de la vie latente de la graine à la vie active, sous l'effet de facteurs favorables. Selon Evenari (1957), c'est un processus physiologique dont les limites sont le début de l'hydratation de la semence et le tout début de la croissance de la radicule. Une semence germe, lorsque la radicule a percé les enveloppes ou elle est visiblement allongée (Hariki et Labiod, 2018).

III.9.1. Test de germination sur papier filtre

Le test de germination réalisé sur les graines des 4 espèces ligneuses n'a malheureusement pas abouti à des résultats. En effet, pour le cas des graines de *F. excelsior* et *E. cladocalyx* aucun changement et aucune germination n'a été enregistrée aussi bien chez les témoins que chez les graines exposées aux différentes concentrations testées. Ceci peut être attribué au fait que les graines passent par une période de dormance où la germination n'est pas possible, une levée de dormance est alors nécessaire. En ce qui concerne les graines de *F. excelsior* et *E. cladocalyx*, elles doivent impérativement être stratifiées avant la mise en germination. Pour cela, il est possible soit de les stratifier naturellement en laissant les graines dehors en hiver, soit en les mettant au réfrigérateur durant 2 à 3 semaines pour le cas du *F. excelsior* et 2 mois pour *E. cladocalyx*. Faute d'informations, nous ignorons si les graines fournies par la conservation des forêts ont été stratifiées ou pas.

En ce qui concerne *C. sempervirens* et *P. halepensis*, les premières germinations ont débuté le 10^{ème} jour et 6^{ème} jour respectivement. Cependant, dès les premières germinations, nous avons constaté la présence d'une contamination qui a affecté la totalité des boîtes, ce qui a forcé l'arrêt immédiat du test. Toute boîte ayant été contaminée, devait impérativement être sortie de la chambre de culture (figure 79). Le test a été refait plusieurs fois et à chaque fois avec beaucoup plus de précautions, le matériel a été stérilisé avec un grand soin, et les graines stérilisées de différentes manières (*cf. chapitre 2*). Néanmoins, la contamination par des moisissures était toujours là, nous pensons qu'elle est due probablement à la qualité des graines.



Figure 79. Contamination des boîtes de pétri lors du test de germination sur papier filtre.

III.9.2. Test de germination sur la tourbe

La tourbe est le résultat d'une décomposition de débris végétaux plus ou moins avancée dans un milieu naturel très pauvre en oxygène. La tourbe est composée essentiellement : d'eau, de cendre et de matière organique décomposée ou en décomposition. Malgré que la tourbe soit un agent complexant des ETM, le test de germination réalisé sur cette dernière a néanmoins abouti à des résultats très intéressants notamment pour *C. sempervirens* et *P. halepensis*.

Pour *E. cladocalyx*, aucune germination n'a été enregistrée, alors que pour *F. excelsior*, jusqu'au 28^{ème} jour, seulement 8 graines sur un total de 210 ont germés notamment chez les témoins. Ces résultats ont été jugés non satisfaisants. L'idée de tester la toxicité du plomb chez ces deux espèces a ainsi été abandonnée.

Pour *C. sempervirens* et *P. halepensis*, les tests ont abouti à des résultats très satisfaisants. Les 1^{ères} germinations ont débuté le 10^{ème} jour pour *C. sempervirens* et le 6^{ème} jour pour *P. halepensis*.

Les résultats obtenus nous ont permis de valider le test sur tourbe. En effet, les taux de germination chez les témoins à la fin du test sont $\geq 90\%$, et nous n'avons enregistré aucune contamination ni bactérienne, ni par les champignons. Par rapport à la faculté germinative, les graines fournies ne sont pas certifiées et donc nous ne pouvons conclure quant à ce critère. Néanmoins, les graines semblent être de très bonne qualité puisque les taux de germination chez les témoins à la fin du test avoisinent les 100%.

Les résultats du suivi temporel (j10 et j31) de la germination en fonction des différentes concentrations en plomb dans le milieu sont récapitulés dans les tableaux 43 et 44. Notons que nous avons effectué un suivi journalier de la germination. La durée de la fin du test retenue pour *C. sempervirens* et *P. halepensis* est de 31 jours.

Par ailleurs des taux de germination des graines (TG) exprimés en % ont été calculés pour les deux espèces. Les résultats sont illustrés par les figures 80 et 83.

Egalement les taux d'inhibition de la germination (TIG) par rapport aux témoins ont été calculés selon la formule décrite ci-dessous. Les résultats sont illustrés par les figures 81 et 84.

$$\text{TIG (\%)} = \frac{\text{TG (\% Témoins)} - \text{TG (\% Conc.)}}{\text{TG (\% Témoins)}}$$

L'examen du tableau 43 récapitulant le comportement germinatif des graines de l'espèce *C. sempervirens*, montre qu'au 10^{ème} jour, seulement 2 graines ont germées dans le milieu témoin et celui traité avec la solution contenant 10 $\mu\text{g/L}$ de plomb. Au 31^{ème} jour, nous avons enregistré un total de germination de 29 graines sur 30 pour le témoin. Pour ce qui est des boîtes traitées, nous avons enregistré un total de 28, 22, 20, 17, 13 et 7 graines sur 30 pour les concentrations de 10 $\mu\text{g/L}$, 20 $\mu\text{g/L}$, 40 $\mu\text{g/L}$, 60 $\mu\text{g/L}$, 80 $\mu\text{g/L}$ et 100 $\mu\text{g/L}$ respectivement.

Tableau 43. Suivi temporel du test de germination sur les graines de *C. sempervirens*.

Concentration ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Témoin	10	20	40	60	80	100
10^{ème} jour							
R1	1	1	0	0	0	0	0
R2	0	0	0	0	0	0	0
R3	1	1	0	0	0	0	0
Tot/30	2	2	0	0	0	0	0
31^{ème} jour							
R1	10	9	7	6	6	4	2
R2	10	10	8	7	6	5	3
R3	9	9	7	7	5	4	2
Tot/30	29	28	22	20	17	13	7

La figure 80 représente le taux de germination chez le *C. sempervirens* en fonction des différentes concentrations en plomb. Nous avons réalisé un suivi journalier, cependant, nous avons opté pour une représentation hebdomadaire (10^{ème}, 17^{ème}, 24^{ème} et 31^{ème} jours) ; le 10^{ème} jour correspond à l'apparition de la germination chez cette espèce.

Ce qui apparait, c'est qu'au 10^{ème} jour le taux de germination chez les témoins est relativement faible (6.67 %). Pour les différentes concentrations testées (10, 20, 40, 60, 80 et 100 $\mu\text{g/L}$), les taux sont de l'ordre de 6.67% pour la concentration-test de 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$, et il est nul pour le reste des concentrations.

Au fil des jours, le taux de germination n'a pas cessé d'augmenter (figure 80). Pour le témoin, au 17^{ème} et au 24^{ème} jour, nous avons enregistré un taux de germination de l'ordre de 60 % et 90 % respectivement. Ce taux n'a fait qu'augmenter aussi pour les différentes concentrations. En effet, à 10 $\mu\text{g/L}$, les taux sont de l'ordre de 63.33 % au 17^{ème} jour et 83.33 % au 24^{ème} jour. Alors qu'à 100 $\mu\text{g/L}$, les taux sont de 20 % et 23.33 % pour le 17^{ème} et 24^{ème} jour respectivement.

A la fin du test, c'est-à-dire au 31^{ème} jour, nous avons obtenu un taux de germination de 96.67 % pour le témoin. Par ailleurs, nous avons enregistré une grande variation de ce taux pour les différentes concentrations. Le taux le plus élevé est de l'ordre de 93.33 % pour la concentration-test de 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$ et le plus faible de 23.33 % pour 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (figure 80). En ce qui concerne le taux d'inhibition de la germination, le plomb semble exercer un effet inhibiteur sur la germination des graines de cette espèce ; cette inhibition est plus prononcée pour les concentrations élevées. En effet, nous avons enregistré un taux

d'inhibition de l'ordre de 6.67 % pour la concentration à 10 µg.L⁻¹ contre 76.67 % pour la concentration à 100 µg.L⁻¹ (figure 81).

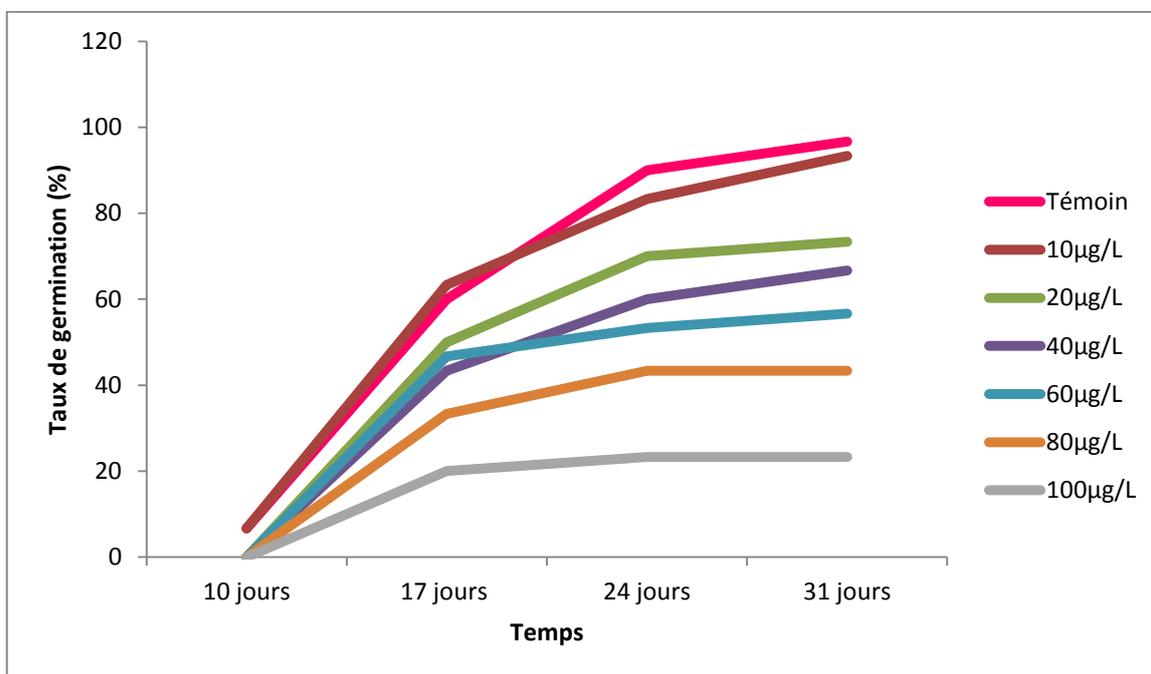


Figure 80. Évolution des taux de germination en fonction du temps et des concentrations chez *C. sempervirens*.

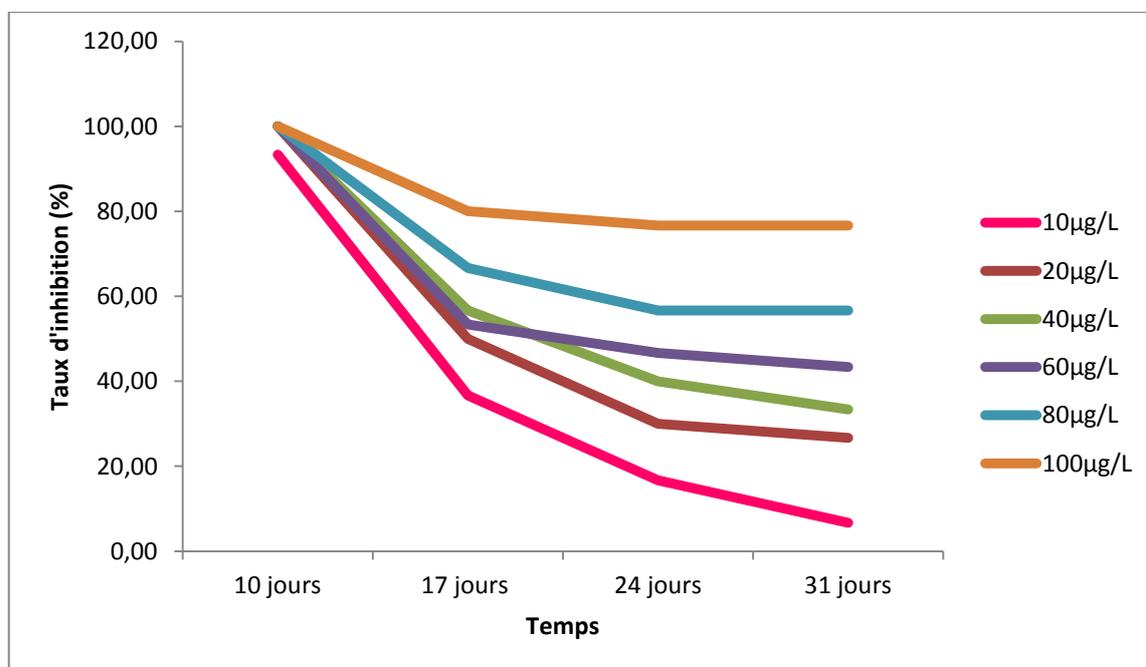


Figure 81. Évolution du taux d'inhibition en fonction du temps et des concentrations chez le *C. sempervirens*.

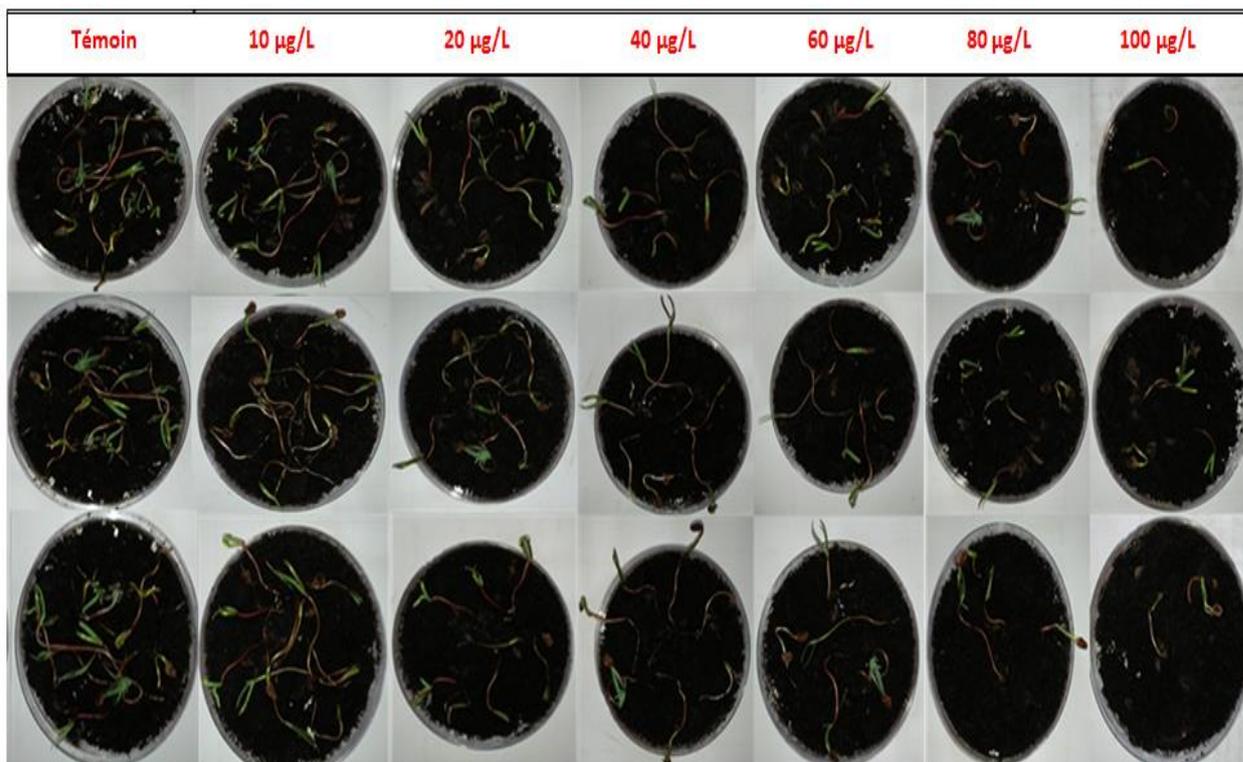


Figure 82. Résultats du test de germination de *C. sempervirens* sur tourbe.

De même, l'examen du tableau 44 montre que la première germination pour *P. halepensis* a débuté le 6^{ème} jour, et a concerné seulement une graine sur 30 pour le témoin et les milieux traités avec les solutions contenant 10 et 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de plomb. Au 31^{ème} jour, nous avons enregistré 100% de germination chez les témoins, donc 30 graines contre 28, 27, 26, 23, 19, 16, 13 pour les substrats traités avec 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 40 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 60 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 80 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$ et 120 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de plomb respectivement.

Tableau 44. Suivi du test de germination sur les graines de *P. halepensis*.

Concentration ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Témoin	10	20	40	60	80	100	120
6^{ème} jour								
R1	0	1	0	0	0	0	0	0
R2	1	0	0	0	0	0	0	0
R3	0	0	1	0	0	0	0	0
Tot/30	1	1	1	0	0	0	0	0
31^{ème} jour								
R1	10	10	9	9	8	7	5	4
R2	10	9	9	8	7	6	6	5
R3	10	9	9	9	8	6	5	4
Tot/30	30	28	27	26	23	19	16	13

La figure 83 représente le taux de germination chez *P. halepensis* en fonction des différentes concentrations. Comme pour *C. sempervirens*, le suivi était journalier, mais la représentation graphique des résultats est hebdomadaire (06 jours, 12 jours, 17 jours et 31 jours) ; le 6^{ème} jour correspond à l'apparition de la germination chez cette espèce.

Ainsi, au 6^{ème} jour nous avons enregistré chez le témoin et les deux premières concentrations testées (10, 20 µg/L), un taux de germination de l'ordre de 3.33 %. Pour le reste des concentrations, aucune graine n'a germé.

Le taux de germination n'a pas cessé d'augmenter avec le temps (figure 133). Pour le témoin, au 12^{ème} et au 17^{ème} jour, nous avons enregistré des taux de l'ordre de 16.67 % et 46.67 % respectivement, et à 10 µg.L⁻¹, des taux de l'ordre de 13.33 % au 12^{ème} jour et 40 % au 17^{ème} jour. A 120 µg/L, nous avons enregistré un taux de 3.33 % au 12^{ème} jour et 20 % au 17^{ème} jour.

A la fin du test, c'est-à-dire au 31^{ème} jour, nous avons obtenu un taux de germination de 100 % pour le témoin. Par ailleurs, nous avons enregistré une grande variation de ce taux pour les différentes concentrations. Le taux le plus élevé est de l'ordre de 93.33 % pour la concentration de 10 µg.L⁻¹ et le plus faible de 43.33 % pour le substrat imbibé avec la solution contenant 120 µg.L⁻¹ de plomb (figure 83). De même que pour *C. sempervirens*, les taux d'inhibition de la germination sont relativement importants ; ils sont de l'ordre de 6.67 % pour la concentration à 10 µg.L⁻¹ et 65.67 % pour la concentration à 120 µg.L⁻¹ (figure 84).

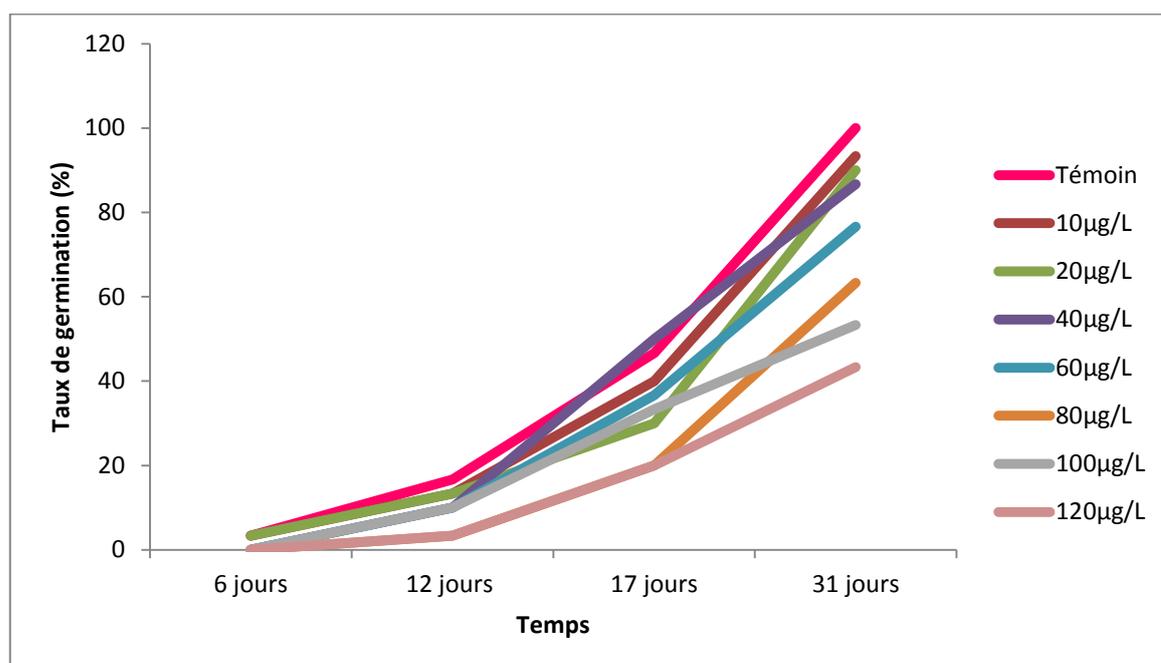


Figure 83. Évolution du taux de germination en fonction du temps et des concentrations chez le *P. halepensis*.

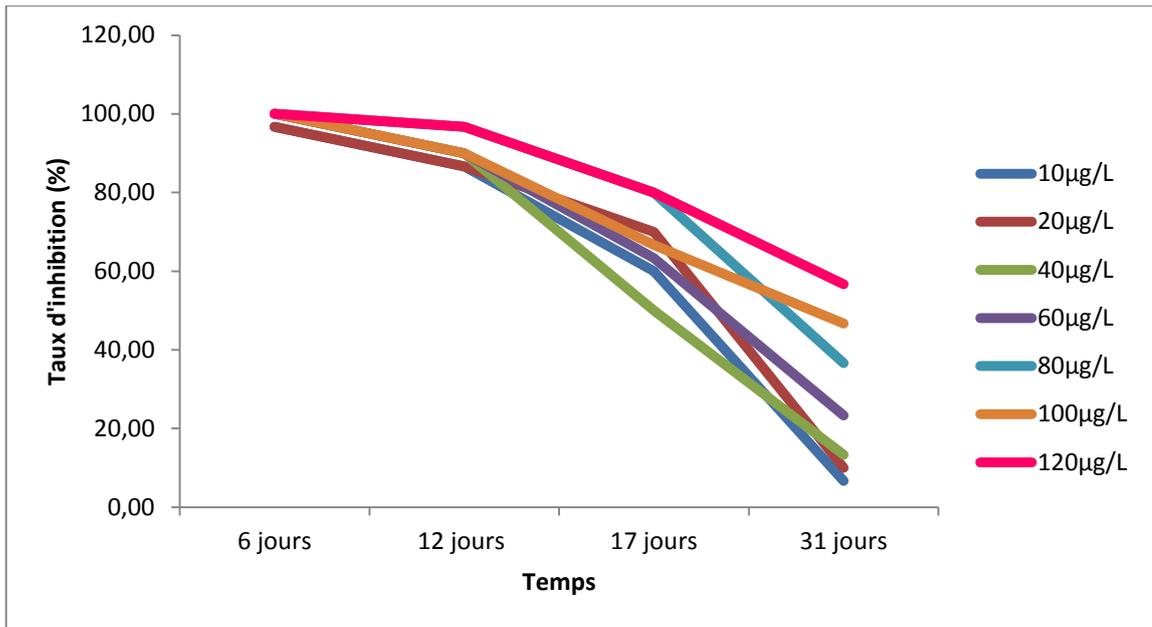


Figure 84. Évolution du taux d’inhibition en fonction du temps et des concentrations chez le *P. halepensis*.

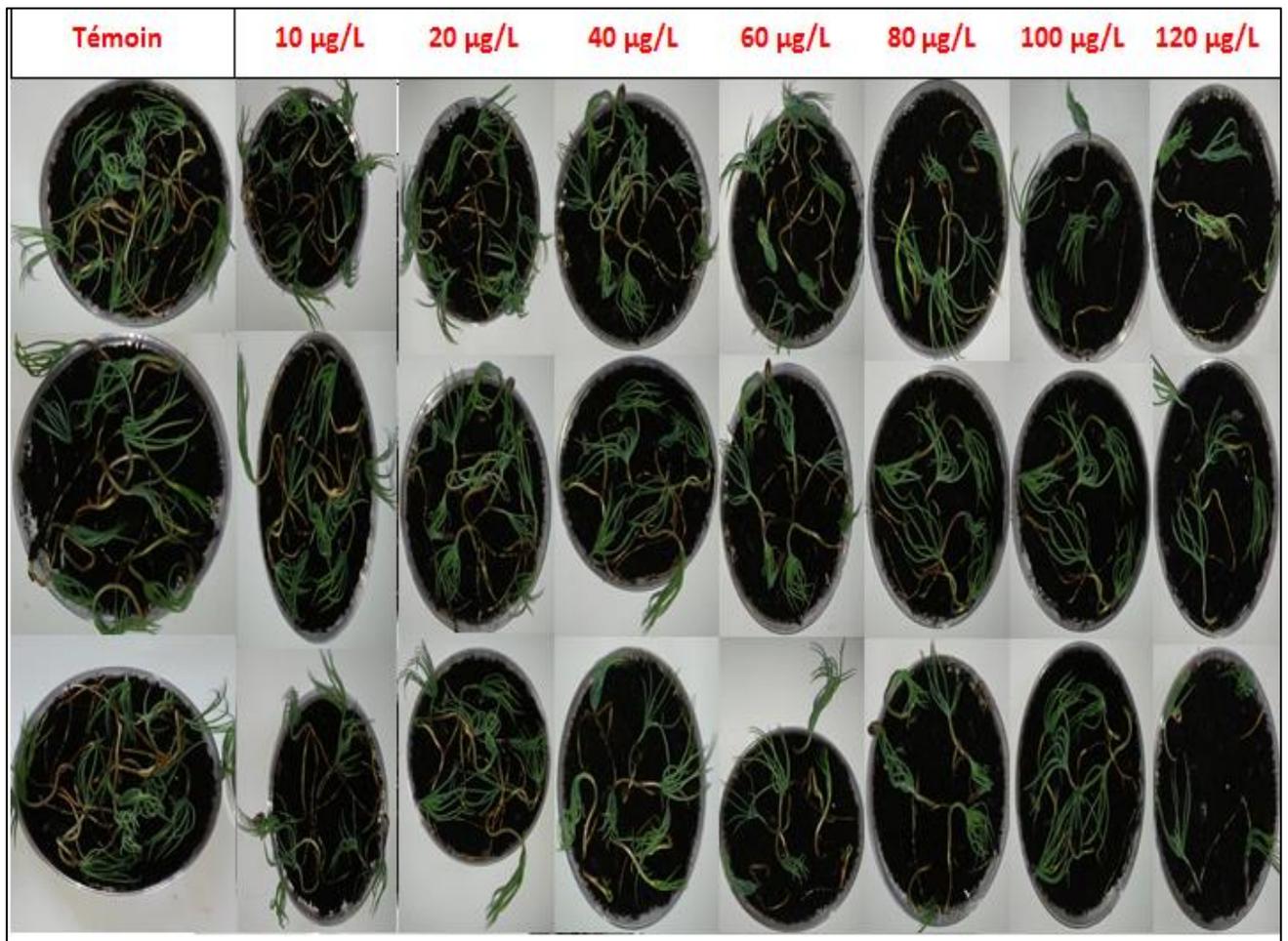


Figure 85. Résultats du test de germination de *P. halepensis* sur tourbe.

Discussion

Les essais testant la toxicité des ETM sur la germination ou encore la croissance des plantes ligneuses, peuvent fournir un environnement approprié pour la sélection de plantules et donc d'espèces tolérantes à ces éléments. En effet, de tels clones de plantes ligneuses pourraient constituer un matériau précieux pour les processus de dépollution des sols.

Néanmoins, la germination est l'étape la plus sensible du cycle de vie d'une plante et il n'y a pas de test cohérent ni de paramètres mesurables valable pour toutes les conditions possibles au moment du semis, les tests de germination en conditions contrôlées ayant généralement une valeur prédictive faible pour la croissance des plantes dans les conditions naturelles (Naylor et Hutcheson 1986).

Globalement, dans le cadre de cette étude le test d'écotoxicité effectué par contamination du substrat avec des concentrations croissantes en plomb a révélé des perturbations considérables par rapport à la germination des graines aussi bien chez *C. sempervirens* que *P. halepensis*. En effet, nous avons enregistré des taux d'inhibition de la germination relativement importants ; cette inhibition a tendance à s'accroître au fur et à mesure que la concentration en plomb dans le milieu augmente.

Globalement, nos résultats concordent avec la littérature. En effet, plusieurs auteurs ont prouvé *via* des études, en conditions contrôlées, relatives à la toxicité du plomb chez les plantes qu'il existe un lien étroit entre les concentrations en plomb dans le milieu et la germination des graines ou encore la croissance des plantes.

Ainsi, Kabir et al. (2011) lors d'une étude en conditions contrôlées de la tolérance de *Samanea Saman* au Cd, Cu, Pb et Zn, ont conclu que le traitement en ETM réduit la germination des graines et la croissance de ladite espèce à différentes concentrations. Ainsi, après 12 jours d'exposition à un substrat contenant 100 ppm de plomb, cadmium, cuivre et zinc, les taux de germination par rapport aux témoins étaient respectivement de 53 %, 56 %, 60 % et 66 %. Également, ces auteurs ont observés des réductions significatives et remarquables, par rapport aux témoins, de la taille (longueur de la racine et des pousses), le poids frais et sec des plantules pour un milieu contenant 25 ppm de plomb, cette réduction est encore plus importante à 100 ppm. Des réductions similaires ont également été observées pour le poids sec des racines et le poids sec des semis de *S. saman*. La longueur de la plantule et le poids sec à 100 ppm étaient respectivement de 5,76 cm et 262 mg contre 11,70 cm et 461 mg pour les témoins.

De même, Farooqi et al. (2009) en étudiant les effets toxiques du plomb et du cadmium sur la germination et la croissance des semis de l'espèce *Albizia lebbek* L., ont conclu que les traitements au plomb à des concentrations de 10, 30, 50, 70 et 90 $\mu\text{mol/L}$ produisaient des réductions significatives par rapport aux témoins ($p < 0,05$), et que 50 $\mu\text{mol/L}$ de plomb affecte de manière significative la croissance des racines et la biomasse sèche des plantules.

Par ailleurs, les tests d'écotoxicité qui visent à générer des courbes et donc des relations doses-réponses, ont l'avantage de tenir compte de la dose du toxique et de la nature et l'intensité des effets en même temps. L'interprétation des résultats des tests d'écotoxicité peut se décliner à partir de la valeur de la concentration efficace (CE50) qui correspond à la concentration du toxique ayant produit un effet sur 50% de la population.

Les résultats des tests pour les deux espèces après 31 jours d'exposition au toxique nous ont servi pour le calcul des CE50 et l'établissement des relations *via* des représentations graphiques de type courbe dose-réponse. Les résultats des CI50 pour les deux espèces sont donnés avec leurs intervalles de confiance à 95 % dans le tableau 45 et illustrés par la figure 86.

Tableau 45. CI50 ($\mu\text{g.L}^{-1}$) d'inhibition de la germination des graines de *C. sempervirens* et *P. halepensis* après 31 j d'exposition au plomb.

Espèces	CE50-Inhibition de la germination		Durée
	<i>C. sempervirens</i>	<i>P. halepensis</i>	
CI50 ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	64.97 [54.96-74.76]	110.43 [103.55-119.49]	31j

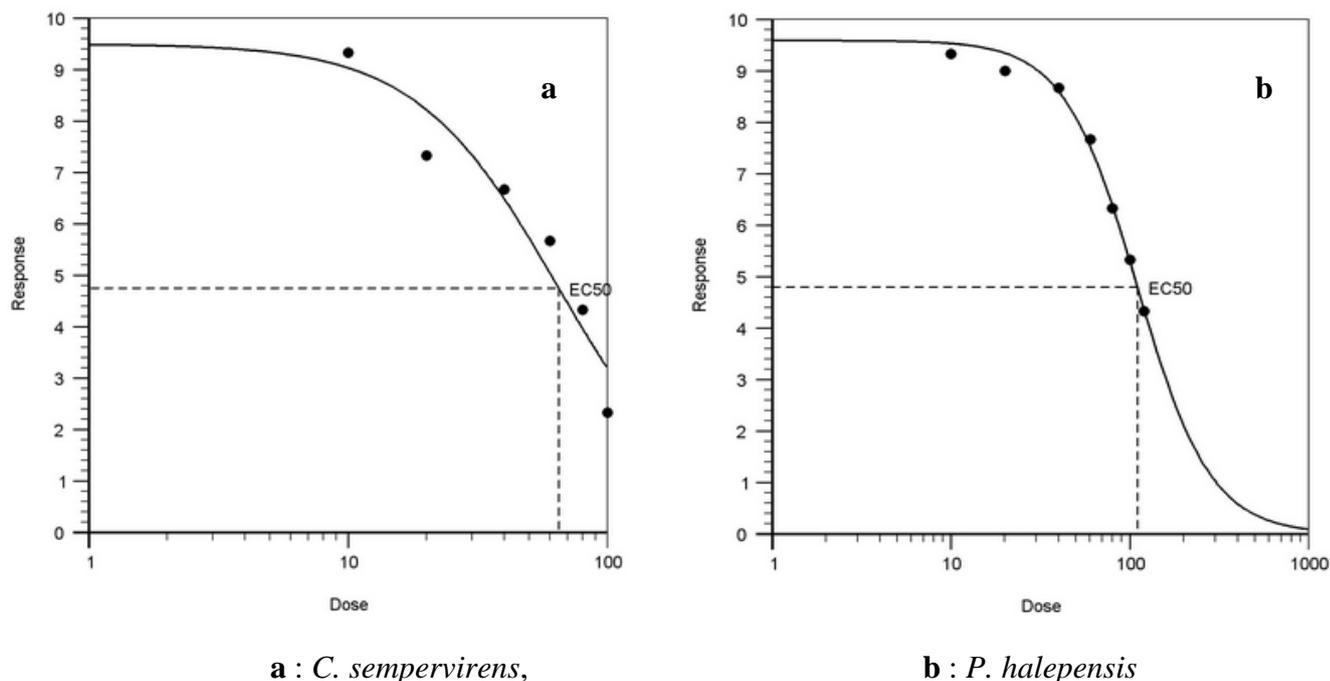


Figure 86. Courbe dose-réponse d'inhibition de la germination des graines.

L'examen de ce tableau montre que la concentration qui inhibe la germination de 50 % des graines est de l'ordre de $64.97 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour *C. sempervirens* et $110.43 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour *P. halepensis*. Le plomb semble ainsi avoir un effet toxique beaucoup plus important sur la germination des graines de *C. sempervirens* que sur celles de *P. halepensis*. Ainsi, les graines de *C. sempervirens* semblent être plus sensibles au plomb, et la toxicité du plomb est donc espèce-dépendante.

La CE50 est un paramètre important qui décrit la tolérance des espèces (animales ou végétales) aux multiples concentrations testées d'un toxique (Köhl et Löscher, 1999). Une tolérance élevée aux métaux est un facteur clé pour qu'une plante puisse coloniser avec succès un sol contaminé par les ETM. D'après les valeurs des CE50 observées, *P. halepensis* s'est révélé être plus tolérant à la présence du plomb dans le milieu ; il pourrait donc constituer un candidat approprié pour la phytostabilisation du plomb dans les zones contaminées surtout que cette espèce accumule des taux relativement importants en plomb dans ses tissus (cf. III.6. Teneurs des ETM dans les feuilles et les écorces des arbres).

Néanmoins, il est important de signaler que les modèles d'absorption, de transport et d'accumulation de Pb dans les plantes sont fortement régis par les facteurs végétaux mais aussi par l'accumulation et la distribution de cet élément qui varient largement entre les différents organes de la plante (Yang et al. 2004 ; Yoon et al. 2006). Aussi, de nombreux

chercheurs ont montré que, pour la majorité des espèces végétales, l'absorption du Pb se limite aux racines, seule une petite partie est transférée aux pousses (Kumar et al. 1995 ; Wierzbicka, 1999 ; Grejtovský et al. 2008).

Nos résultats concordent encore une fois avec la littérature. En effet, Wang et al. (2014), dans un objectif d'une sélection efficace de variétés de saules (Weishanhu, Yizhibi, Dahongtou) en vue d'une application en phytoremédiation, ont étudié le potentiel d'accumulation du plomb et ont déterminé les seuils de toxicité de ce dernier *via* l'estimation de la CE50, pour ces trois variétés cultivées par des méthodes de cultures en hydroponie. Toutes les valeurs de CE50 estimées par ces auteurs étaient > 200 mM, la plus haute valeur de CE50 a été enregistrée pour les racines (258,5 mM) et les tissus hors sol (537,5 mM) de la variété Weishanhu. Les CE50 les plus basses ont été enregistrées pour la variété Dahongtou. Ces auteurs ont conclu qu'il existe une variabilité inter-spécifique quant à la sensibilité au stress métallique, et que la toxicité est ainsi espèce-dépendante. Ces auteurs ont également enregistré des CE50 dans les racines nettement inférieures à celles enregistrées pour les parties aériennes, et ont conclu que la toxicité du plomb était aussi organe-dépendante.

Conclusion

« Les espèces qui survivent ne sont pas les espèces les plus fortes, ni les plus intelligentes, mais celles qui s'adaptent le mieux aux changements ».

Charles Darwin

Ce travail de thèse avait pour objectif de confirmer l'utilité et l'efficacité de l'utilisation des sols, des feuilles et de l'écorce des arbres des bords de routes comme des outils de screening de la pollution métallique en milieu urbain. Cette dernière constitue aujourd'hui un problème environnemental très complexe aussi bien à l'échelle locale que mondiale.

Pour cela, plusieurs sorties d'échantillonnage sur terrain couplées à des approches méthodologiques diverses au laboratoire ont été effectuées, afin d'obtenir les résultats les plus représentatifs possibles sur l'état des lieux. Trois approches ont été développées : une approche physico-chimique, biochimique et approche écotoxicologique. Les principales conclusions peuvent être résumées comme suit :

● *La caractérisation physico-chimique des sols montre que :*

- ✓ Le pH varie entre 7.22 et 9.18 pour le profil (0-20 cm) et 7.40 et 9.39 pour le profil (20-40 cm), il a tendance à augmenter en profondeur. Les sols sont alors considérés neutres, légèrement alcalins à alcalins,
- ✓ La CE varie de 51.30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 1230.92 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et de 78.70 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 2080.89 pour le profil (0-20 cm) et (20-40 cm) respectivement, elle a tendance à augmenter en profondeur. Les sols sont considérés non salins,
- ✓ Pour le calcaire total (CT), ce dernier varie de 4.24 % à 41.43 % pour le profil (0-20 cm), ces sols sont considérés peu calcaires, modérément calcaires à fortement calcaires. Les taux sont plus importants en profondeur, le CT varie de 6.09 % à 54.20 % dans le profil (20-40 cm), ces sols sont alors considérés comme modérément calcaires, fortement calcaires à très fortement calcaires,
- ✓ Les taux en matière organique (MO) varient de 2.45 % à 4.85 % pour le profil (0-20 cm) et de 0.40 % à 5.87 % pour le profil (20-40 cm). Ces taux décrivent des sols riches à très riche en matière organique,
- ✓ Les taux en azote varient de 0.02 % à 1.24 % pour le profil (0-20 cm), et de 0.007 % à 3.25 % dans le profil (20-40 cm). Les sols de la zone urbaine sont considérés comme étant faiblement à moyennement riches en azote,
- ✓ De même, le rapport C/N varie considérablement d'une station à l'autre, nous avons enregistré des valeurs passant de 1.78 à 62.97 pour le profil (0-20 cm) et de 1.61 à 184.52 dans le (20-40 cm). Ces taux décrivent une décomposition lente de la matière organique,
- ✓ L'analyse granulométrique a montré que les sols présentent une texture équilibrée, toutes les stations étudiées de la zone urbaine et de la zone témoin appartiennent à la classe limono-sableuse.

● **L'évaluation du niveau de contamination des sols par les ETM montre que :**

- ✓ Les teneurs pseudo-totales en ETM dans les sols enregistrent l'ordre d'abondance suivant : $Mn > Pb > Zn > Cu > Cd$. Les concentrations sont de l'ordre de : 0.17-5.64 $\mu\text{g/g}$ pour le Cd, 0.88-23.26 $\mu\text{g/g}$ pour le Cu, 92.42-160.68 $\mu\text{g/g}$ pour le Mn, 22.88-222.63 $\mu\text{g/g}$ pour le Pb et 49.31-92.79 $\mu\text{g/g}$ pour le Zn pour le profil (0-20 cm). On retrouve cette contamination beaucoup plus en surface car les concentrations ont tendance à diminuer en profondeur, les teneurs sont de 0.05-2.82 $\mu\text{g/g}$ pour le Cd, 3.61-18.48 $\mu\text{g/g}$ pour le Cu, 74.79-131.06 $\mu\text{g/g}$ pour le Mn, 10.27-136.77 $\mu\text{g/g}$ pour le Pb et le 15.44-43.38 $\mu\text{g/g}$ pour le Zn dans le cas du profil (20-40 cm).
- ✓ En comparant les teneurs en ETM avec celles enregistrées par quelques auteurs dans le monde, il apparait que globalement nos résultats reflètent une contamination assez prononcée en zone urbaine. Cette contamination est due certainement aux polluants rejetés par les véhicules et les infrastructures routières. Toutefois, les concentrations enregistrées en zone urbaine sont largement plus élevées que celles enregistrées en zone témoin éloignée de toutes perturbations anthropiques.
- ✓ Les données de la répartition spatio-temporelles des teneurs séquentielles varient d'une fraction à l'autre selon l'ETM en question. Les ordres d'abondance enregistrés pour les différents métaux (Cd, Cu, Mn, Pb et Zn) sont les suivants :

Cd : $Cd_R > Cd_C > Cd_E > Cd_O > Cd_M$.

Cu : $Cu_R > Cu_M > Cu_E > Cu_O > Cu_C$.

Mn : $Mn_O > Mn_R > Mn_C > Mn_M > Mn_E$.

Pb : $Pb_R > Pb_O > Pb_M > Pb_E > Pb_C$.

Zn : $Zn_R > Zn_E > Zn_C > Zn_O > Zn_M$.

Le Cd est le métal le plus mobile, il présente une mobilité estimée à $39.25 \pm 16.22 \%$ et $39.53 \pm 17.51 \%$ pour les deux profils (0-20 cm et 20-40 cm) respectivement. Cependant, le Pb s'avère être le moins mobile (6.48 %) pour le profil (0-20 cm) et le Cu (3.99 %) pour le profil (20-40 cm). En général, les facteurs de mobilité sont faibles pour les 5 ETM étudiés du fait que la majeure partie de ces ETM est fortement liée aux particules du sol. Toutefois, ces résultats révèlent une séquence de mobilité décroissante pour ces éléments :

✚ Profil **0- 20 cm** : $FM_{Cd} > FM_{Mn} > FM_{Zn} > FM_{Cu} > FM_{Pb}$

✚ Profil **20- 40 cm** : $FM_{Cd} > FM_{Mn} > FM_{Zn} > FM_{Pb} > FM_{Cu}$

● ***L'évaluation du niveau de contamination par le calcul d'indices montre que :***

- ✓ Les facteurs de contamination (FC) décrivent une contamination modérée par les 5 ETM étudiés. Le Cd et le Pb présentent les valeurs les plus élevées de cet indice (entre 3 et 6) dans quelques stations qui se révèlent donc considérablement contaminées. Certaines stations présentent même une contamination très élevée ($6 \leq FC$) atteignant un maximum de 37.59 pour le Cd et 9.72 pour le Pb.
- ✓ En moyenne, les facteurs d'enrichissement (FE) enregistrés permettent de conclure que la zone étudiée est non-contaminée par le Cu, Mn et Zn. Cependant, le Cd et le Pb présentent des valeurs relativement importantes par rapport à cet indice. Le FE pour Cd varie de la classe non contaminée ($FE \leq 2$) à extrêmement contaminée ($20 \leq FE < 40$), la valeur maximale enregistrée est de l'ordre de 21.98. En ce qui concerne le Pb, nous avons atteint un maximum de 5.66, ce qui signifie que l'intensité de la pollution en Pb est jugée modérée à élevée ($5 \leq FE < 20$).
- ✓ Les indices de géoaccumulation (Igeo) classe la zone d'étude dans la catégorie non-contaminée à modérément contaminée par le Cu, Mn et Zn. Cependant, le Cd et le Pb présentent des valeurs plus élevées de cet indice. L'Igeo du Cd varie du non-contaminé à modéré ($0 < Igeo \leq 1$), élevé au extrêmement élevé ($5 < Igeo$), la valeur maximale enregistrée est de l'ordre de 7.54. En ce qui concerne le Pb, nous avons atteint un maximum de 1.95, ce qui décrit une intensité de contamination modérée ($1 < Igeo \leq 2$).
- ✓ Les facteurs de risque écologique (FRE) des 4 ETM (Cu, Mn, Pb et Zn) en moyenne sont faibles. Pour le Cd, le FRE varie considérablement et reflète toutes les classes établies par Hakanson (1980) allant du risque faible, modéré, considérable, élevé à très élevé. En ce qui concerne le Pb, nous avons atteint un maximum de 48.61 ; le risque écologique est jugé ainsi comme modéré ($40 \leq FRE < 80$).
- ✓ Pour le degré de contamination (DC), nous avons atteint un maximum que 55.41 et 43.26 respectivement pour les deux profils 0- 20 cm et 20- 40 cm, ce qui représente un degré de contamination très élevé ($24 \leq DC$).
- ✓ L'indice du niveau de pollution (PLI) montre que la contamination se fait le plus ressentir au niveau du profil (0-20 cm) où on a enregistré un niveau de pollution supérieur à celui du profil (20-40 cm). Les deux profils sont jugés pollués ($PLI > 1$) et suggère un apport anthropique.
- ✓ L'indice du risque écologique potentiel (RI) en moyenne est jugé modéré ($90 \leq RI < 180$) selon les classes établies par Hakanson (1980). Cependant, nous avons atteint un

maximum de 1201.02 et 893.59 respectivement pour les deux profils 0-20 cm et 20-40 cm, ce qui représente un risque très élevé ($720 \leq \text{RI}$).

● **L'évaluation du stress métallique chez les arbres via la quantification des marqueurs biochimiques montre que :**

✓ Les taux en chlorophylle totale enregistrés chez toutes les espèces sont moins faibles en zone urbaine par rapport à la zone témoin. La teneur la plus élevée est de l'ordre de 5.99 mg/g MF enregistrée chez *T. gallica*, alors que la plus faible (2.90 mg/g MF) a été enregistrée chez *A. horrida*. Nous avons enregistré la séquence suivante : *T. gallica* > *O. europaea* > *A. cyanophylla* > *E. cladocalyx* > *E. gomphocephala* > *N. oleander* > *E. globulus* > *C. fastigiata* > *C. horizontalis* > *F. excelsior* > *P. halepensis* > *A. horrida*.

✓ Pour les sucres solubles, *E. globulus* enregistre la teneur la plus élevée (194.34 mg/g MF), alors que *C. horizontalis* enregistre la teneur la plus faible de l'ordre de (37.51 mg/g MF). Nous avons enregistré la séquence suivante : *E. globulus* > *A. horrida* > *E. gomphocephala* > *F. excelsior* > *N. oleander* > *T. gallica* > *O. europaea* > *C. fastigiata* > *E. cladocalyx* > *P. halepensis* > *A. cyanophylla* > *C. horizontalis*. Les teneurs en sucres solubles chez les arbres sont beaucoup élevées en zone urbaine qu'en zone témoin.

✓ Les teneurs en proline enregistrées en zone urbaine sont beaucoup plus élevées que celles de la zone témoin. La teneur la plus élevée (160.53 mg/g MF) a été enregistrée chez *E. globulus*, alors que la plus faible (39.20 mg/g MF) chez *E. cladocalyx*. La séquence enregistrée est la suivante : *E. globulus* > *A. horrida* > *A. cyanophylla* > *E. gomphocephala* > *T. gallica* > *N. oleander* > *C. fastigiata* > *E. cladocalyx* > *F. excelsior* > *C. horizontalis* > *P. halepensis* > *O. europaea*.

● **L'évaluation du niveau de contamination des arbres par les ETM montre que :**

✓ Les teneurs en ETM dans les feuilles et les écorces d'arbres enregistrent l'ordre d'abondance suivant : Mn > Zn > Pb > Cu > Cd. Par ailleurs, toutes les espèces implantées en zone urbaine accumulent plus d'ETM que les espèces de la zone témoin quel que soit l'organe.

✓ Toutes les espèces accumulent plus d'ETM dans les feuilles non lavées que dans les feuilles lavées, et certaines espèces enregistrent des teneurs plus importantes dans les feuilles non lavées que dans l'écorce.

✓ Pour le Cd, *C. fastigiata* est l'espèce qui accumule le plus ce métal dans ses organes. Par ailleurs, *A. horrida* enregistre les teneurs les plus faibles. Le maximum de Cd

enregistré est de l'ordre de 1.14 µg/g dans les feuilles lavées et de 1.52 µg/g dans les feuilles non lavées du *C. fastigiata* et de 1.87 µg/g dans l'écorce du *T. gallica*.

✓ *F. excelsior* est l'espèce qui accumule le plus de Cu dans ses organes. Cependant, *P. halepensis* enregistre les teneurs les plus faibles. Le maximum de Cu quantifié est de l'ordre de 10.70 µg/g dans les feuilles lavées de *A. cyanophylla*, 20.00 µg/g dans les feuilles non lavées du *F. excelsior* et de 30.01 µg/g dans l'écorce de l'*E. cladocalyx*.

✓ *N. oleander* est l'espèce qui accumule le plus de Mn dans ses organes. Par ailleurs, *A. horrida* enregistre les teneurs les plus faibles. Le maximum de Mn quantifié est de l'ordre de 42.45 µg/g dans les feuilles lavées de l'espèce *E. globulus*, 95.78 µg/g dans les feuilles non lavées de l'*E. gomphocephala* et de 90.14 µg/g dans l'écorce de *P. halepensis*.

✓ *C. horizontalis* est l'espèce qui accumule le plus de Pb dans ses organes. Par ailleurs, *E. globulus* enregistre les teneurs les plus faibles. Le maximum de Pb quantifié est de l'ordre de 26.67 µg/g dans les feuilles lavées de *C. fastigiata*, 60.00 µg/g dans les feuilles non lavées du *C. horizontalis* et de 166.67 µg/g dans l'écorce de *F. excelsior*.

✓ Pour le Zn, le *N. oleander* est l'espèce qui accumule le plus de Zn dans ses organes. Par ailleurs, *T. gallica* enregistre les teneurs les plus faibles. Le maximum de Zn quantifié est de l'ordre de 59.89 µg/g dans les feuilles lavées, 377.21 µg/g dans les feuilles non lavées de *N. oleander* et de 151.96 µg/g dans l'écorce de l'*E. globulus*.

✓ Les facteurs de bioconcentration (FBC) confirment l'utilité de l'utilisation des espèces prises en considérations dans cette étude dans un but de bioindication ou encore de phytoremédiation. Par ailleurs, les indices d'accumulation métallique (MAI) confirment l'efficacité de l'utilisation des arbres comme bioindicateurs de la pollution métallique de l'air. Les feuilles et les écorces d'arbres s'avèrent être de bons outils de la biosurveillance de l'air.

L'évaluation de l'écotoxicité du plomb sur la germination des graines des espèces ligneuses a montré que :

✓ Le plomb a un réel effet sur le pouvoir germinatif des graines. Plus les concentrations augmentent, plus le taux de germination diminue et le taux d'inhibition s'élève. Pour *C. sempervirens*, en espace de 31 jours, nous sommes passés d'un taux de germination de 93.33 % pour une concentration de 10 µg/L à 23.33% pour la concentration à 100 µg/L, alors que pour *P. halepensis*, nous sommes passés de 93.33 % pour une concentration de à 10 µg/L à un taux plus faible de 43.33 %.

Perspectives

« La bataille contre l'ignorance se gagne tous les jours, et elle finit par ouvrir sur des perspectives insoupçonnées ».

Dalai Lama

Via ce travail nous confirmons l'utilité des feuilles et des écorces dans les processus de biosurveillance de la pollution atmosphérique métallique. Ainsi comme perspectives à ce travail et d'un point de vue fondamental nous suggérons ce qui suit :

- Elargir la zone d'étude en se concentrant sur les plus grands axes d'entrée de la wilaya de Constantine où l'intensité du trafic routier se fait le plus ressentir en multipliant les prélèvements ;
- Prendre en considération d'autres essences ;
- Exploiter d'autres parties aériennes des végétaux (fleurs, fruits...) ainsi que le système racinaire ;
- Doser d'autres ETM (Cr, Ni, Co ...) ainsi que les polluants organiques ;
- Prendre en considération d'autres paramètres, physiologiques, morphologiques ou encore biochimiques révélateurs de stress ;
- Quantifier et caractériser les polluants particuliers ;
- Multiplier et renforcer les prélèvements et le dosage d'autres ETM dans la zone témoin de « Draa Naga » qui peut refléter le background des ETM dans les sols Constantinois. Ce dernier est d'une grande importance pour les études visant à évaluer la contamination et/ou la toxicité des matrices solides par les ETM ;
- Confirmer les résultats des tests d'écotoxicité préliminaires et procéder à d'autres tests spécifiques aux végétaux supérieurs notamment les tests de croissance foliaire, élongation racinaire, génotoxicité, etc.

Références
Bibliographiques

A

- **Adam C., Beaugelin-Seiller K., 2005.** Manganèse 54 et environnement. Fiche Radionucléide. Direction de l'environnement et de l'intervention - Service d'étude du comportement des radionucléides dans les écosystèmes 20 p.
- **Abdel-Latif A., 2008.** Cadmium Induced Changes in Pigment Content, Ion Uptake, Proline Content and Phosphoenolpyruvate Carboxylase Activity in Triticum Aestivum Seedlings. Australian Journal of Basic and Applied Sciences, 2(1): 57-62, 2008ISSN 1991-8178.
- **Abdul Rida A.M.M., 1992.** Biosurveillance de la contamination du sol: Apport de l'étude des lombriciens à l'évaluation des risques liés aux éléments traces. Document pédozoologique, Lab. de Zooécologie du sol, INRA, Montpellier, 233 p.
- **Abdul M., Zubeda C., Zahir M., 2012.** Allelopathic assessment of fresh aqueous extracts of chenopodium album l. For growth and yield of wheat (triticum aestivum L.). Assessment of fresh aqueous extracts for growth and yield of wheat. Pak. J. Bot., 44(1): 165-167
- **ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maitrisede l'Energie). 2017.** <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=10157;29/03/17>.
- **Adriano D.C., 2001.** Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. 2nd Edition, Springer, New York, 867.
- **AFNOR, (Association Française de Normalisation). X31-201. 1982.** Essai d'inhibition de la germination des semences par une substance. 5p.,
- **AFNOR, (Association Française de Normalisation). 1998.** Qualité des sols – Détermination du pH.NF X 31-103. Paris (France).
- **Afri-Mehennaoui F-Z., Sahli L., Mehennaoui S., 2004.** Assessment of sediment trace metal level and biological quality of Rhumel River by using multivariate analysis. Environmetrics. 15(5):435–446.
- **Agnan Y., 2013.** Bioaccumulation et bioindication par les lichens de la pollution atmosphérique actuelle et passée en métaux et en azote en France : sources, mécanismes et facteurs d'influence.Thèse de doctorat de l'université de Toulouse. Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse). 307 p.
- **Alatou H., 2015.** Viabilité des feuillus de l'arboretum de Draa Naga, Constantine. Mémoire de Master. Université Frères Mentouri- Constantine p 60.
- **Alfani A., Baldantoni D., Maisto G., Bartoli G., Virzo De Santo A., 2000.** Temporal and spatial variation in C, N, S and trace element contents in the leaves of Quercus ilex within the urban area of Naples. Environ Pollut. 109(1):119–129.

- Allahabadi A., Ehrampoush MH., Miri M., Ebrahimi Aval H., Yousefzadeh S., Ghaffari HR., Ahmadi E., Talebi P., Abaszadeh Fathabadi Z., Babai F., et al. 2017. A comparative study on capability of different tree species in accumulating heavy metals from soil and ambient air. *Chemosphere*. 172:459–467.
- Allajbeu S., Yushin N.S., Qarri F., Dulu O.G., Lazo P., Frontasyeva M.V., 2017. Atmospheric deposition of rare earth elements in albania studied by the moss biomonitoring technique, neutron activation analysis and gis technology, *Environ Sci Pollut Res Int*, 23(14), 14087-14101.
- Allen SE., Grimshaw HM., Parkinson JA., Quarmby C., 1974. Chemical analysis of ecological materials. Osney Mead (Oxford, UK): Blackwell Scientific Publications.
- Allen S.E., 1989. Chemical analysis of ecological materials (second edition). Blackwell Scientific Publications, Oxford, London.
- Alkorta I., Hernández-Allica J., Becerril JM., Amezaga I., Albizu I., Garbisu C., 2004. Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead and arsenic. *Rev Environ Sci Bio/Technol* 3:71–90.
- Almas A.R., Salbu B., Singh B.R., 2000. Changes in partitioning of cadmium-109 and Zinc-65 in soil as affected by organic matter addition and temperature. *Soil sci.soc.amer. J* :1951-1958.
- Alloway B.J., 1995. Soil processes and the behaviour of heavy metals. In: Alloway, B.J. (Ed.). *Heavy metals in soils*. Chapman & Hall, London, p. 11-35.
- Alloway B.J., 2013. Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils. In Alloway B.J. (ed.): *Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. 3th Ed. Springer, Dordrecht (The Netherlands). p. 11-50.
- Aranguren S., M.M., Probst A., Roulet M., Isaure M.P., 2008. Contamination of surface waters by mining wastes in the Milluni Valley (Cordillera Real, Bolivia): mineralogical and hydrological influences. *Applied Geochemistry* 23, 1299-1324.
- Arnault I., 2015. Optimisation des stratégies de biocontrôle par la stimulation de l'immunité des plantes avec des applications d'infra-doses de sucres simples. AAP IP 2015 N° 5525.p 9.
- Ashraf M., Foolad M.R., 2007. Roles of glycinebetaine and proline in improving plant abiotic stress tolerance. *Environ. Exp. Bot.*, 59: 206-216.
- Assad M., Titin-Froux F., Blaudez D., 2018. Accumulation of trace elements in edible crops and poplar grown on a titanium ore landfill.
- Assadian N., Fenn L-B., 2001. Rhizosphere Chemical Changes Enhance Heavy Metal Absorption by Plants Growing in Calcareous Soils. DOI: 10.1201/9781420039993.ch3

- **Asta J., Erhardt W., Ferretti M., Fornasier F., Kirschbaum U., Nimis P.L., Purvis O.W., Pirintsos S., Scheidegger C., van Haluwyn C., Wirth V., 2002.** Mapping Lichen Diversity as an Indicator of Environmental Quality. - In: Nimis, P.L.; Scheidegger, C.; Wolseley, P.A. (eds) *Monitoring with Lichens - Monitoring Lichens*. Dordrecht, Boston, London, Kluwer Academic. 273-279. hniques, LCSN.
- **Astier C., 2010.** Adsorption des éléments traces métalliques par les écorces forestières, un coproduit de la filière bois. Optimisation des propriétés par modifications induites par voies chimique et biologique. Thèse [74-β010] de l'Université de Limoges, Faculté des Sciences et Technologie. 122-205.
- **Astier C., Gloaguen V., Faugeron C., 2014.** Phytoremediation of cadmium-contaminated soils by young Douglas fir trees: effects of cadmium exposure on cell wall composition. *Int J Phytoremediation*.16(7-8):790-803.
- **Austruy A., Shahid M., Xiong T.T., Castrec M., Payre V., Niazi N.K., Sabir M., Dumat C., 2012.** Mechanisms of metal-phosphates formation in the rhizosphere soils of pea and tomato: environmental and sanitary consequences. *Journal of Soils and Sediments* 14:666-678.
- **Ayrault S., Ezzahra El Alaoui-Faris F., Asta J., Tissut M., Daudin L., Mariet C., Ravanel P., Gaudry A. and Cherkaoui R., 2007.** A PIXE and ICP-MS analysis of metallic atmospheric contaminants in tree bark tissues, a basis for biomonitoring uses. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 70, 742-749.

B

- **Baba Ahmed A., 2012.** Etude de contamination et d'accumulation de quelques métaux lourds dans des céréales, des légumes et des sols agricoles irrigués par des eaux usées de la ville de hammam boughrara.
- **Bagni G., 1994.** Functions: processes, properties, objects. European research in mathematics education III. Thematic Group 6. P 1-3.
- **Baize D., 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et stratégies d'interprétation. INRA Éditions, Paris, 410 p.
- **Baize D., 2000.** Teneurs totales en « métaux lourds » dans les sols français. Résultats généraux du programme Aspitet. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 39, 39-54.
- **Baize D., 2001.** Évaluer les contaminations diffuses en éléments traces dans les sols. V^{es} Journées Gemas-Comifer, Blois, novembre 2001, p. 281-295.
- **Baize D., 2009.** Elements en traces dans les sols : fonds géochimiques ; fonds pédogéochimiques et teneurs agricoles habituelles. Définitions et utilités. *Courrier de l'Environnement INRA* 57: 63-72.

- **Baker A. J. M., 1981.** Accumulators and excluders - Strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant. Nutr*, 3: 643-654.
- **Baker A.J.M., and Brooks R.R., 1989.** Terrestrial higher plants which hyper accumulate metallic elements – Review of their distribution, ecology, and photochemistry. *Biorecovery*1, 81-126.
- **Baker A., Reeves R., McGrathS., 1991.** In situ decontamination of heavy metal polluted soils using crops of metal-accumulating plants-a feasibility study. *In situ bioreclamation Boston, Butterworth-Heinemann: 600–605.*
- **Balades J.D., Cathelain M., Marchandise P., Peybernard J., Pilloy J.C., 1985.** Pollution chronique des eaux de ruissellement d'autoroute interurbaines. *Bull.de liaison des laboratoires des ponts et chaussées, n°140, pp.93-100.*
- **Balasooriya W., Samson R., Mbikwa F., Vitharana U.W.A., Boeckx P., Van Meirvenne M., 2009.** Biomonitoring of urban habitat quality by anatomical and chemical leaf characteristics. *Environmental and Experimental Botany*. 65 (2017) 386–394.
- **Baldantoni D., De Nicola F., Alfani A., 2014.** Air biomonitoring of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons near a cement plant *AtmosPollRes*.5(2):262–269.
- **Balestrasse K.B., Gallego S.M., Benavides M.P., Tomaro M.L., 2005.** Polyamines and proline are affected by cadmium stress in nodules and roots of soybean plants. *Plant Soil* 270, 343-353.
- **Banu M.N., Hoque M.A., Watanabe-Sugimoto M., Matsuoka K., Nakamura Y., Shimoishi Y., Murata Y., 2009.** Proline and glycinebetaine induce antioxidant defense gene expression and suppress cell death in cultured tobacco cells under salt stress. *Journal of Plant Physiology*, 166 (2009), pp. 146-156
- **Baranyai Z., Brücher E., Uggeri F., Maiocchi A., Tóth I., Andrási M., Gáspár A., Zékány L., Aime S., 2015.** The role of equilibrium and kinetic properties in the dissociation of Gd. DTPA-bis(methylamide).(Omniscan) at near to physiological conditions. *Chemistry*. 2015 Mar 16;21(12):4789-99. doi: 10.1002/chem.201405967. Epub 2015 Feb 12.
- **Bargagli, R., 1998.** Trace Element in Terrestrial Plants.A Ecophysiological Approach to Biomonitoring and Biorecovery. Springer Verlag, Berlin, New York, pp. 324.
- **Barkman J.J., 1958.** Phytosociology and Ecology of Cryptogamic Epiphytes. Van Gorum, Assen, Netherlands.
- **Baumann HA., Morrison L., Stengel DB., 2009.** Metal accumulation and toxicity measured by PAM - Chlorophyll fluorescence in seven species of marine macroalgae. *Ecotox Environ Safe* 72: 1063-1075.

- **Beldjazia A., Rached-Kanouni M., Alatou D., Sakr S., Hedef A., 2015** .Les actes du Med Suber 1 : 1ère Rencontre Méditerranéenne Chercheurs- Gestionnaires-Industriels sur la Gestion des Suberaies et la Qualité du liège. Les 19 et 20 octobre 2009 – Université de Tlemcen, pp : 132-140.
- **Bellis D., Bramall N., McLeod C.W., Chapman N., Satake K., 2001**. Airborne uranium contamination – As revealed through elemental and isotopic analysis of tree bark, Environ. Pollut.114, 383- 387.
- **Benton, 2001**. Laboratory guide for conducting soils tests and plant analysis. Boca Raton London New York Washington, D.C. 382p.
- **Berdonces MAL., Higuera PL., Fernandez-Pascual M., Borreguero AM.,Carmona M., 2017**. The role of native lichens in the biomonitoringof gaseous mercury at contaminated sites. J Environ Manag. 186:207–213.
- **Berg T., Pedersen U., Steinnes E., 2003**. Environmental indicators for long-range atmospheric transported heavy metals based on national moss surveys. Environ Monitoring Assess 43:11 –17.
- **Bergamaschi H., Dalmago G.A., Bergonci J.I., Bianchi C.A.M., Müller A.G., Comiran F., Heckler B.M.M., 2004**. Water supply in the critical period of maize and the grainproduction. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.39, p.831-839.
- **Berlizov A., Blum O., Filby R., Malyuk I., Tryshyn V., 2007**. Testingapplicability of black poplar (*Populus nigra* L.) bark to heavy metalair pollution monitoring in urban and industrial regions.Sci TotalEnviron. 372(2–3):693–706.
- **Bermond A.P., et Yousif I., 1997**. Reliability of comparison based on sequential procedures applied to soil samples: the thermodynamic point of view. Environmental Technology, 18: 219-224.
- **Bernal, M., Cases, R., Picorel, R., Yruela I., 2007**. Foliar and root Cu supply affect differently Fe- and Zn-uptake and photosynthetic activity in soybean plants. Environ. Exp. Bot., 60 : 145 – 150.
- **Bert V., Deram A., 1999**. Guide des phytotechnologies : utilisation des plantes dans la dépollution et la réhabilitation des sites contaminés par les métaux lourds, France, Environnement et Développement alternatif.
- **Bert V., Macnair M.R., De Laguerie P., Saumitou-Laprade P., Petit D., 2000**. Zinc tolerance and accumulation in metallicolous and nonmetallicolous populations of *Arabidopsis halleri*(*Brassicaceae*). New Phytologist 146, 225-233.
- **Bhatti GH., Iqbal MZ.,1988**. Investigations into the effect of automobile exhausts on the phenology, periodicity and productivity of some roadside trees.Acta Societatis Botanicorum Poloniae 1988; 57 (3): 395-9.

- **Birke M., Rauch U., Hofmann F., 2018.** Tree bark as a bioindicator of air pollution in the city of Stassfurt, Saxony-Anhalt, Germany. *J Geochem Explor.* 187:97–117.
- **Blakemore R.J., 2008.** *Cosmopolitan Earthworms – an Eco-Taxonomic Guide to the Species* (3rd Ed.). VermEcology, Yokohama (Japan), 757 p. CD-ROM
- **Blanchard C., 2000.** Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse Chimie, spécialité Sciences et Techniques du Déchet. L. France : INSA de Lyon, p301.
- **Boggess S-F., Aspinall D., Paleg L-G., 1976.** Stress metabolism. IX. The significance of endproduct inhibition of proline synthesis and of compartmentation in relation to stress-induced proline accumulation. *Aust. J. Plant Physiol.*, 3, pp. 513-525.
- **Bonte J., Cormis L., 1979.** Etude bibliographique des risques de contamination des plantes par le plomb du sol et de l'atmosphère, qu'il soit naturel ou d'origine anthropique. *Rev. Pollut Atmos*, 81: 9-14.
- **Borišev M., Pajević S., Nikolić N., Orlović S., Župunski M., Pilipović A., Kebert M., 2016.** Magnesium and iron deficiencies alter Cd accumulation in *Salix viminalis* L. *IntJ Phytoremediation* 18(2):164-170
- **Bouregghda M., 2004.** Les effets du plomb sur quelques paramètres physiologiques et biochimiques de quelques bioindicateurs de la pollution atmosphérique. Mémoire de Magister, Université d'Annaba. 111p.
- **Brandel J., Humbert N., Elhabiri M., Schalk I. J., Mislin G. L. A., and Albrecht-Gary A.-M., 2012.** Pyochelin, a siderophore of *Pseudomonas aeruginosa*: physicochemical characterization of the iron(III), copper(II) and zinc(II) complexes. *Dalton Trans. Camb.Engl.* 41, 2820–2834.
- **Biomnis., 2013.** Précis de Biopatologie Analyses Médicales Spécialisées. p 3.
- **Briat J.F., Lebrun M., 1999.** Plant response to metal toxicity. *Plant Biol Pathol Life Sci.*, 322: 43-54.
- **Brooks R.R., 1998.** Geobotany and hyperaccumulators. In: R.R Brooks (ed). *Plants that hyperaccumulate Heavy Metals.* CAB International, Wallingford, UK. P 55-94.
- **Bucko M-C., Mattila O-P., Chrobak A., Ziolkowski G., Johanson B., Cuda J., Filip J., Zboril R., Pesonen L-J., 2010.** Distribution of magnetic particulates in a roadside snowpack based on magnetic, microstructural and mineralogical analyses. *Geophysical Journal International.* 195,159–175. doi: 10.1093/gji/ggt253
- **Burak D.L., Fontes M.P.F., Santos N.T., Soares Monteiro L.V., 2010.** Geochemistry and spatial distribution of heavy metals in Oxisols in a mineralized region of the Brazilian Central Plateau. *Geoderma*, 160: 131-142.

C

- **Callender E., 2003.** Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. In: B.S. Lollar (Ed.), Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 67-105.

Carsignol J., and Calovi L., 2004. La pollution des sols et des végétaux à proximité des routes. Les éléments traces métalliques (ETM). Service d'Études techniques des routes et autoroutes. P 3-12.

- **Catinon M., Ayrault S., Boudouma O., Asta J., Tissut M., Ravanel, P. 2012.** Atmospheric element deposit on tree barks: the opposite effects of rain and transpiration. *Ecol Indic.* 14(1):170–177.

- **Chaignon V., 2001.** Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées. Cas de sols viticoles contaminés par des fongicides. Thèse : Ecole doctorale, Sciences de l'Environnement : Système Terre, Université d'Aix-Marseille.

- **Chaignon V., Bedin F., Hinsinger P., 2002.** Copper bioavailability and rhizosphere pH changes as affected by nitrogen supply for tomato and oilseed rape cropped on an acidic and a calcareous soil. *Plant and Soil*, 243: 219–228.

- **Cappuyns V., Swennen R., Niclaes M., 2007.** Application of the BCR sequential extraction scheme to dredged pond sediments contaminated by Pd-Zn mining: A combined geochemical and mineralogical approach. *J. Geochem. Explor.*, 93, 78–90.

- **Carter G-A., Spiering A-B., 2002.** Optimal reflectance, transmittance, and absorbance wavebands and band ratios for the estimation of leaf chlorophyll concentration. *Journal of Environmental Quality*, in press.

- **Celik A., Kartal AA., Akdogan A., Kaska Y., 2005.** Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using Robinia pseudo-acacia L. *Environ Int.* 31(1):105–112.

- **Chao Y., Zhang M., Feng Y., Yang X., Islam E., 2010.** CDNA-AFLP analysis of inducible gene expression in zinc hyperaccumulator *Sedum alfredii* Hance under zinc induction. *Environ Exp Bot.* 68(2):107–112.

- **Charbonnier E., 2014.** Caractérisation et interprétation des teneurs naturelles en éléments traces métalliques et métalloïdes sur le territoire du SAN Ouest Provence. Institut National Supérieur des Sciences Agronomiques de l'Alimentation et de l'environnement. Université de Bourgogne. 44 p.

- **Cheng, S., 2003.** Effects of heavy metals on plants and resistance mechanisms. *Environmental Science and pollution research* 10(4), 256-264.

- **Cheng J.T., Tracy J.L., Henrich J., 2010.** Pride, personality, and the evolutionary foundations of human social status. *Evolution and Human Behavior*, 31,334–347. doi:10.1016/j.evolhumbehav.2010.02.004.
- **Chocat B., 1997.** *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*. Lavoisier Tec & Doc (Éditeur), 1124 p.
- **Chauhan V., Joshi P.C., 2010.** Effect of Ambient Air Pollutants On Wheat and Mustard Crops Growing In The Vicinity Of Urban and Industrial Areas. *New York Science Journal*(2). P 52- 60.
- **Cicek A., Koparal AS., 2004.** Accumulation of sulfur and heavy metals in soil and tree leaves sampled from the surroundings of Tuncbilek Thermal Power Plant. *Chemosphere*. 57(8):1031–1036.
- **Clemens S., 2006.** Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie*, 88: 1707-1719.
- **Cosio M.S., Bugatti S., Mannino S., Benedetti S., 2006.** Use of an electrochemical method to evaluate the antioxidant activity of herb extracts from the Labiatae family. *Food Chem*. 97, 725-731.
- **Cucu-Man S., Steinnes S., 2013.** Analysis of selected biomonitors to evaluate the suitability for their complementary use in monitoring trace element atmospheric deposition. *Environ Monit Assess*. 185(9):7775–7791.

D

- **Darmendrail D., 2001.** Diagnostic approfondi. Évaluations détaillées des risques; *Techniques de l'ingénieur- Traité de l'Environnement*; volume G2591; 6 p; 2001.
- **Dauguet S., Denaix L., Nguyen C., Royer E., Levasseur P., Potin-Gautier M., Lespes G., Parat C., Hérault J., Coudure R., Chéry P., Devert M., Robert N., Pouech P., 2011.** Mesure des flux d'éléments traces (Pb, Cd, As, Cu, Zn) dans les sols, végétaux, porcs et lisiers des exploitations porcines du SudOuest. *Innovations Agronomiques* 17, 175- 190.
- **De Bruin M., Hackeniz E., 1986.** Trace element concentrations in epiphytic lichens and bark substrate. *Environ. Pollut*. 11, 153–160.
- **Deneux-mustin S., Roussel-debet S., Mustin C., Henner P., Munierlamy 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*, Paris.
- **Derridj S., 2013.** Induction de résistances de la plante contre des bio-agresseurs. Une nouvelle technologie reposant sur l'application d'infra-doses de sucres solubles. *Journées Substances Naturelles en Protection des cultures* 9-10 Avril 2013. Présence de sucres solubles à la surface de la feuille 1 de *Cichorium endivalatifolia*. 13 p.

- **Deruelle S., 1981.** Effets de la pollution atmosphérique sur la végétation lichénique dans le Bassin Parisien. Convention de Recherche n°79- 15, ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie, 1981,91-112.
- **Desjardin V., Bayard R., Huck N., Manceau A., and Gourdon, R.,2002.** Effect of microbial activity on the mobility of chromium in soils.Waste Management, vol. 22, pp 195-200.
- **De Vives AES, Moreira S, Brienza SMB, Medeiros JGS, Filho MT, Zucchi OLAD, Filho VFN., 2006.** Monitoring of the environmental pollution by trace element analysis in tree-rings using synchrotron radiation total reflection X-ray fluorescence. SpectrochimActa Part B: Atom Spectrosc 61:1170–1174.
- **Dickinson N-M., Baker A-J-M., Doronila A., Laidlaw S., Reeves R-D., 2009.** Phytoremediation of inorganics: realism and synergies. Int J Phytoremediation 11:97–114.
- **Dierkes P., Taborsky M., Kohler U., 1999.** Reproductive parasitism of broodcare helpers in a cooperatively breeding fish.Behav Ecol10:510–515.
- **Ditria M., 2002.** Tableau périodique des éléments, Faculté technologique de chimie, Split.
- **Djeddi H., 2019.** Niveau de contamination par les ETM des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds qui l'alimentent : transfert vers la faune. Thèse de doctorat. Université des Frères Mentouri- Constantine. 215 p
- **Drava G., Anselmo M., Brignole D., Giordani P., Minganti V., 2017.** Branch bark of holm oak (*Quercus ilex* L.) for reconstructing the temporal variations of atmospheric deposition of hexavalent chromium.Chemosphere. 170:141–145.
- **Dubois M., Gilles L., Hamilton J., Reberg A., Smith F., 1956.** Colorimetric method for determination of sugar and related substance analytical, Chemistry.Vol 28: 14-15.
- **Dubois D-L., Holloway B-E., Valentine J-C., 2002.** Effectiveness of Mentoring Programs for Youth: A Meta-Analytic Review. American Journal of Community Psychology, Vol. 30, No. 2, April 2002.
- **Duchaufour P., 1991.** Pédologie, Sol, Végétation, Environnement. Ed. Masson, Paris (France). 289 p.
- **Du Laing G., De Grauwe P., Moors W., Vandecasteele B., Lesage E., Meers E., Tack F.M.G., Verloo M.G., 2007.** Factors affecting metal concentrations in the upper sediment layer of intertidal reedbeds along the river Scheldt. Journal of Environmental Monitoring 9, 449e455.
- **Dumat C., Chiquet A., Goody D., Aubry E., Morin G., Juillot F., Benedetti M., 2001.** Metal ion geochemistry in smelter impacted soils and soil solutions. Bulletin de la Société Géologique de France 172: 539-548.

- Durand R., 2003. Competitive advantages exist: Response to Powell. Strategic Management Journal 23 (9): 867 – 872.

E

- Ekengele Nga L., Mabrey Sadjo S., Zo'o Zame P., 2016. J. Mater. Environ. Sci. 7(12) (2016) 4633-4645. Evaluation de la contamination métallique des sols exposés à l'incinération des pneus d'automobiles dans la ville de Ngaoundéré (Cameroun). Assessment of metal contamination of soil exposed to car tires burning in Ngaoundere (Cameroon). J. Mater. Environ. Sci. 7(12) (2016) 4633-4645. ISSN: 2028-2508. CODEN: JMESC�.

- El-Hadef El-Okki M., 2002. Evaluation de la pollution métallique (cadmium, cuivre, plomb et zinc) des sols des bords d'oued Rhumel (Constantine). Mémoire de magister. Faculté des sciences de la nature et de la vie. Université des Frères Mentouri, Constantine p 98- 112.

- El-Hadef El-Okki M., Sahli L., Bentellis A., Azzoug R., Du Laing G., Rached O., 2015. Assessment of metal contamination in soil banks of the Rhumelwadi (Northeast Algeria). Toxicol Environ Chem. 98(1):53–63.

- El-Hadef El-Okki M., 2016. Etude des relations lambiricidae-éléments traces métalliques en conditions naturelles et contrôlées. Cas de l'espèce *Aporrectodea trapezoides*. Thèse de doctorat. Faculté des sciences de la nature et de la vie. Université des Frères Mentouri, Constantine p 144.

- El-Hasan T., Al-Omari H., Jiries A., Al-Nasir F., 2002. Cypress tree (*Cupressus semervirens* L.) bark as an indicator for heavy metal pollution in the atmosphere of Amman City, Jordan. Environ Int. 28(6):513–519.

- El Bishlawi H., Shin J.Y., Jaffe P.R., 2013. Trace metal dynamics in the sediments of a constructed and natural urban tidal marsh: The role of iron, sulfide, and organic complexation. *Ecol. Eng.*, 58: 133-141.

- Emmerich WE., Lund LJ., Page AL., Chang AC., 1982. Movement of heavy metals in sewage sludge-treated soils. *Journal of Environmental Quality*, 11: 174–178. DOI: 10.2134/jeq1982.00472425001100020006x

- Ejidike IP., Onianwa P-C., 2015. Assessment of trace metals concentration in tree barks as indicator of atmospheric pollution within Ibadan City, South-West, Nigeria. *J Anal Methods Chem.* 2015:1–8.

- El-Hasan T., Al-Omari H., Jiries A., Al-Nasir F., 2002. Cypress tree (*Cupressus Semervirens* L.) bark as an indicator for heavy metal pollution in the atmosphere of Amman City, Jordan. *Environ Int* 28:513–519.

- **Elloumi M., Selmi S., Hammami M., 2003.** Agriculture périurbaine dans le Grand Tunis : pression urbaine et stratégies des agriculteurs. In Elloumi M., Jouve A.M. (eds). Bouleversements fonciers en Méditerranée. Paris : Karthala-CIHEAM, p. 55-84
- **Emamverdian A., Ding Y., Mokhberdorani F., Xie Y., 2015.** Heavy metal stress and some mechanisms of plant defense response. The Scientific World Journal. Volume 2015, Article ID 756120, 18 p.
- **Esteban J-I., Oporto B., Aduriz G., Juste R.A., Hurtado A., 2009.** Faecal shedding and strain diversity of *Listeria monocytogenes* in healthy ruminants and swine in Northern Spain. BMC Veterinary Research, 5: 2.
- **Evans J-R., 1989.** Acclimation by the thylakoid membranes to growth irradiance and the partitioning of nitrogen between soluble and thylakoid proteins. In Evans JR, Caemmer S von, Adams WW III Ecology and photosynthesis in sun and shade. CSIRO. Melbourne pp 93-106.
- **Evenari M., 1957.** Les problèmes physiologiques de la germination. Bull. Soc. Fr. Physiol. Vég., 3, 105-124.
- **Evlard A., 2013.** Le potentiel du saule pour la phytostabilisation des sols pollués par les éléments-traces métalliques, Docteur en Sciences, Laboratoire de Toxicologie Environnementale, université de Liège, 200 p.

F

- **Fageria N. K., Baligar V. C., Clark R B., 2002.** Micronutrients in crop production. Advances in Agronomy, New York, v. 77, p. 189-272.
- **Falahi-Ardakani A., 1984.** Contamination of environment with heavy metals emitted from automobiles. Ecotoxicology and Environmental Safety 8: 152-161.
- **Falahi F., Sgro A., Blancafort P., 2018.** Epigenome engineering in cancer: Fairytale or a realistic path to the clinic? *Front Oncol* 5: 22.
- **Fargašová A., 2004.** Toxicity comparison of some possible toxic metals (Cd, Cu, Pb, Se, Zn) on young seedlings of *Sinapis alba* L. *Plant, Soil and Environment*. 50(1):33-38.
- **Farooqi Z-R., Zafar Iqbal M., Kabir M., Shafiq M., 2009.** Toxic effects of lead and cadmium on germination and seedling growth of *Albizia lebeck* (L.) Benth. *Pak. J. Bot.*, 41(1): 27-33.
- **Fatarna L., Boutekrabet A., Arabi Y. et Adda A., 2017.** Impact du cadmium, du zinc et du plomb sur la germination des graines d'*Atriplex halimus* L. (Amaranthaceae). *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, Vol. 72 (1), 2017 : 61-72

- **Faucon MP., Colinet G., Mahy G., Ngongo Luhembwe M., Verbruggen N., Meerts P., 2009.** Soil influence on Cu and Co uptake and plant size in the cuprophytes *Crepidiorhopalon perennis* and *C. tenuis*(Scrophulariaceae) in SC Africa. *Plant Soil* 317: 201-212.
- **Fengxiang X-H., Arieh S., 2007.** Biogeochemistry of Trace Elements in Arid Environments. Institute for Clean Energy Technology and Department of Plant and Soil Sciences Mississippi State University 205 Research Blvd Starkville, MS 39759 U.S.A. p 107- 130.
- **Fernandez C., Labanowski J., Cambier P., Jongmans A.G., 2007.** Fate of airborne metal pollution in soils as related to agricultural management. 1. Zn and Pb distributions in soil profiles. *Eur J. Soil. Sci*, 58: 547-559.
- **Ferrandon M.,Chamel AR., 1989.** Cuticular retention, foliar absorption and translocation of Fe, Mn and Zn supplied in organic and inorganic form. *J. Plant Nutr.*, 11: 247-263.
- **Fidalgo F., Azenha M., Silva A. F., 2013.** “Copper-induced stress in *Solanum nigrum* L. and antioxidant defense system response,” *Food and Energy Security*, vol. 2, no. 1, pp. 70–80.
- **Forget E., Courchesne F., Kennedy G., Zayed J., 1994.** Response of blue spruce (*Picea pungens*) to manganese pollution from MMT. *Water, Air and Soil Pollution* 73, 319- 324.
- **Forstner U., et Wittman G-T-W., 1979.** Metal Pollution in the Aquatic Environment. Metal Pollution Assessment From Sediment Analysis. Springer- Verlag Berlin Heidelberg. 111 p.
- **Freitas T. M. S., Almeida V. H. C., Valente R. M., Montag L. F. A., 1999.** Feeding ecology of *Auchenipterichthys longimanus* (Siluriformes: Auchenipteridae) in a riparian flooded forest of Eastern Amazonia, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 9:629-636.
- **Freitas A. L., Salovey P., & Liberman N., 2001.** Abstract and concrete self-evaluative goals. *Journal of Personality and Social Psychology*, 80, 410–424.
- **Freitas S., Longo K., Silva Dias M., Silva Dias P., Chatfield R., Prins E., Artaxo P., Grell G., and Recuero F., 2006.** Monitoring the transport of biomass burning emissions in South America, *Environ. Fluid Mech.* 5(1 – 2), 135 – 167.
- **Fujiwara FG, Gómez DR, Dawidowskia L, Perelman P, Faggi A., 2011.** Metals associated with airborne particulate matter in road dust and tree bark collected in a megacity (Buenos Aires, Argentina). *Ecol Indic* 11:240–247.

G

- **Gaber J., 1993.** « L'eau et la route. Les atteintes aux milieux aquatiques », Rapport technique, SÉTRA p15.
- **Gadras C., 2000.** Influence des conditions physico-chimique sur la mobilité du Plomb et du Zinc dans le sol et un sédiment en domaine routier. Thèse de doctorat de l'université de Pau et des pays de L'Adour - France.
- **Galsomies L., Letrouit MA., Deschamps C., Savanne D., Avnaim M., 1999.** Atmospheric metal deposition in France: initial results on moss calibration from the 1996 biomonitoring. *Sci Total Environ*;232:39 –47.
- **Galvez-Cloutier R., Lefrançois P-J., 1995.** Study of heavy metal accumulation mechanisms in the Lachine canal sediments. Thèse de doctorat. Université McGill, Montréal. Les sols contaminés par des métaux lourds : Distribution géochimique et techniques de restauration.
- **Garnier-Laplace J., Fournier-Bidoz V., et Baudin J., 1997.** État des connaissances sur les échanges entre l'eau, les matières en suspension et les sédiments des principaux radionucléides rejetés par les centrales nucléaires en eau douce. *Radioprotection*, 3(1): 49-71.
- **Garrec J.P. et VanHaluwyn C. 2002.** Biosurveillance végétale de la qualité de l'air. Concepts, méthodes et applications. Éd. Tec et Doc Lavoisier, Paris, 118 p.
- **Gerdoll et al., 2000.** Monitoring atmospheric pollutants in the biosphere. *Science of the Total Environment* 404: 17
- **Giri C., Pengra B., Long J., Loveland T-R., 2013.** Next generation of global land cover characterization, mapping, and monitoring. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, Amsterdam, v.25, p.30–37, dez.
- **Giuffré L.G., Miguez S.R.De., Marban L., 1997.** Heavy metals input with phosphate fertilizers used in Argentina. *Sci. Total Environ.* 204, 245±250.
- **Gochfeld M., 2003.** Cases of mercury exposure, bioavailability, and absorption. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 56(1):174-9
- **Gombert S., Galsomies L., Rausch de Traubenberg C., Leblond S., Losno, R., Colin J., Charré B., 2005.** Pollution atmosphérique par les métaux, Biosurveillance des retombées. EDP Sciences / ADEME. 53p.
- **Gonnelli C., Renella G., 2013.** Chromium and Nickel. *In* Alloway BJ. (ed.): *Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability.* 3th Ed. Springer, Dordrecht (The Netherlands). pp. 465–493.

- **Gondek K., Mierzwa-Hersztek M., Kope_c M., 2018.** Mobility of heavy metals in sandy soil after application of composts produced from maize straw, sewage sludge and biochar. *J Environ Manag.* 210: 87–95.
- **Grantz D-A., Garner J. H. B., and Johnson D. W., 2003.** Ecological effects of particulate matter, *Environ. Int.*, 29, 213–239.
- **Gratani L., Crescente MF., Varone L., 2008.** Long-term monitoring of metal pollution by urban trees. *Atmos Environ.* 42(35):8273–8277.
- **Greger M., 1999.** Metal availability and bioconcentration in plants. In: Prasad M.N.V., Hagemeyer, J., eds. *Heavy metal stress in plants. From molecules to ecosystems.* Berlin, Germany: Springer Verlag, 1-27.
- **Grejtovský A., Markušová K., Nováková L., 2008.** Lead uptake by *Matricaria chamomilla*. *L Plant, Soil and Environment* 54: 47–54.
- **Grodzinska K., Szarek G., Godzik B., 1990.** Heavy metal deposition in Polish National Parks-changes during ten years. *Water, Air, and Soil Pollution*, 49: 409–419
- **Gunthardt-Goerg MS., Vollenweider P., 2007.** Linking stress with macroscopic and microscopic leaf response in trees: new diagnostic perspectives. *Environ Pollut* 147:88–467

H

- **Haferburg G., Kothe E., 2012.** Biogeosciences in Heavy Metal-Contaminated Soils. *Bio-Geo Interactions in Metal-Contaminated Soils.* Edition 1. Chapitre 2. Springer. Editors: Kothe, Varma
- **Hakanson L., 1980.** An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14: 975–1001.
- **Hall JL., 2002.** Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *J Exp Bot* 53(366):1-11
- **Hampp R., and W. Hull., 1974.** Radial and axial gradients of lead concentration in bark and xylem of hardwoods. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2:627-630.
- **Hammadache Z., Guerrache S., Saib S., 2016.** Evaluation du transfert des métaux lourds dans le système sol-plante (*Phragmites australis*) dans le bassin versant d’oued NIL la région de Jijel. <http://dlibrary.univ-boumerdes.dz:8080/handle/123456789/3821>
- **Haapala H., Kikuchi R., 2000.** Biomonitoring of the distribution of dust emissions by means of a new SEM/EDX technique. *Environmental Science and Pollution Research.* December 2000, Volume 7, Issue 4, pp 189–190.
- **Hare PD., Cress WA., 1997.** Metabolic implications of stress-induced proline accumulation in plants. *Plant Growth Regulation* 21, 79–102.

- **Hariki H., Labiod I., 2018.** La germination chez *Argania spinosa* L. skeels en comparaison avec d'autres espèces oléagineuses. Mémoire présenté en vue de l'obtention du Diplôme de Master. Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie. Université des Frères Mentouri Constantine. 49 p.
- **Harju L., Saarela K-E., Rajander J., Lill J-O., Heselius S-J., 2002.** Environmental monitoring of trace elements in bark of Scots pine by thin-layer chromatography. *Nucl Instrum Methods*, 189 :163.
- **Harmens H., Norris D.A., Koerber G.R., Buse A., Steinnes E., Rühling Å., 2004.** Temporal trends in the concentration of arsenic, chromium, copper, iron, nickel, vanadium and zinc in mosses across Europe between 1990 and 2000. *Atm. Environ.* 41: 6673–6687.
- **Hazelton, P., Murphy, B., 2007.** Interpreting soil test results. What do all the numbers mean. CSIRO Publishing, Victoria
- **Hellmann H., Funck D., Rentsch D., Frommer W.B., 1998.** Deposit Mobilization Through Financial Restraint, in N. Hermes and R. Lensink, eds., *Financial development and economic growth: Theory and experiences from developing economies*. London: Routledge, 1996, pp. 219-46.
- **Hellmann H., Funk D., Rentsch D., Frommer W-B., 2000.** Hypersensitivity of an Arabidopsis sugar signalling mutant toward exogenous proline application. *Plant Physiology* 122: 357-368.
- **Herzig R., Liebendorfer L., Urech M., Ammann K., 1989.** Passive Biomonitoring with Lichens as a Part of an Integrated Biological Measuring System for Monitoring Air Pollution in Switzerland. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 35(1):43-57. DOI: 10.1080/03067318908028377
- **Hettiarachchi G-M., Pierzynski G-M., Oehme F-W., Ryan J-A., 2003.** Treatment of Contaminated Soil with Phosphorus and Manganese Oxide Reduces Lead Absorption by Sprague-Dawley Rats. *Journal of Environmental Quality* 32(4):1335-45. July 2003. DOI: 10.2134/jeq2003.1335
- **Hladun KR., Parker DR., Trumble JT., 2015.** Cadmium, copper, and lead accumulation and bioconcentration in the vegetative and reproductive organs of *Raphanus sativus*: implications for plant performance and pollination. *J Chem Ecol.* 41(4):386–395.
- **Hlavackova P., Parascanui., Barna R., et Fernandez A., 2005.** Rôle de la tourbe dans la rétention de cuivre et de zinc dans un sol modèle : Effet du pH et modélisation. Communication orale dans 10ème congrès SFGP septembre, Toulouse.
- **Hofman J., Stokkaer I., Snauwaert L., Samson R., 2013.** Spatial distribution assessment of particulate matter in an urban street canyon using biomagnetic leaf monitoring of tree crown deposited particles. *Environ Pollut.* 183:123–132.

- **Hong Y.-Y., Morris M., Chiu C.-Y., & Benet-Martinez V. 2000.** "Applicability of assessible cultural knowledge". Unpublished manuscript, Hong Kong University of Science and Technology.
- **Hu Y., Wang D., Wei L., Zhang X., Song B. 2014.** Bioaccumulation of heavy metals in plant leaves from Yanan city of the Loess Plateau, China. *Ecotoxicol Environ Saf.* 110:82–88.
- **Hu J. et al., 2014.** Global analysis of phosphorylation networks in humans. *Biochim Biophys Acta* 1844(1 Pt B):224–31.
- **Hue N.-V., Mai Y., 2002.** Manganese toxicity in watermelon as affected by lime and compost amended to a Hawaiian acid Oxisol. *HortScience.* 37(4):656–661
- **Huhn G, Schulz H, Stark HJ, Tolle R, Schurmann G., 1995.** Evaluation of regional heavy metal deposition by multivariate analysis of element contents in pine tree barks. *Water Air Soil Pollut.* ;84:367–383.

I

- **Impens R., Fagot J., Avril C., 1991.** Gestion des Sols Contaminés par les Metaux Lourds. Association Francaise Interprofessionnelle du Cadmium, Paris, France.
- **Ipeaiyeda AR., Dawodu M., 2014.** Assessment of toxic metal pollution in soil, leaves and tree barks: bio-indicators of atmospheric particulate deposition within a university community in Nigeria. *Adv Environ Sci.* 6:101–110.
- **ISO., 1994.** Soil quality – Determination of the specific electrical conductivity. N° 11265. ISO., Geneva (Switzerland), 4 p.
- **ISO., 1995a.** Soil quality – Determination of carbonate content – Volumetric method. N° 10693. ISO., Geneva (Switzerland), 7 p.
- **ISO., 1995b.** Soil quality – Determination of total nitrogen – Modified Kjeldahl method. N° 11261. ISO., Geneva (Switzerland), 4 p.
- **ISO., 1995c.** Soil quality – Extraction of trace elements soluble in aqua regia. N° 11466. ISO., Geneva (Switzerland), 6 p.

J

- **Jean Huss., 2011.** Methodology and Ontology in Microbiome Research. *Biological Theory.* ISSN 1555-5542. Springer 23 p.
- **Jensen J-K., Holm P-E., Nejrup J., Larsen M-B., Borggaard O-K., 2009.** The potential of willow for remediation of heavy metal polluted calcareous urban soils. *Environ Pollut.* 157(3):931–937

- **Jeran Z., Jacimovi C., Batic F., Mavsar R., 2002.** Lichens as integrating air pollution monitors. *Environmental Pollution*. 120, 107–113.

- **John O-P., Naumann L., Soto C-J., 2008.** Paradigm shift to the integrative Big Five taxonomy: History, measurement, and conceptual issues. In O. P. John, R. W. Robins, & L. A. Pervin (Eds.), *Handbook of personality: Theory and research* (3rd ed., pp. 114-158). New York, NY: Guilford.

- **Joshi PC., and Swami A., 2007.** Physiological responses of some tree species under roadside automobile pollution stress around city of Haridwar, India. *Environmentalist*. 27: 365-374.

- **Jouve S., 2004.** Etude des Crocodyliformes fini Crétacé-Paléogène du Bassin des Oulad Abdoun (Maroc) et comparaison avec les faunes africaines contemporaines: systématique, phylogénie et paléo-biogéographie. Ph.D. dissertation, Muséum National d’Histoire Naturelle, Paris, 651 pp.

K

- **Kabala C., and Singh B.R., 2001.** Fractionation and mobility of copper, lead and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter. *J. Environ. Qual.*, 30: 485-492.

- **Kabata-Pendias A., Pendias H., 1992.** *Traces Elements in Soils and Plant*. 2e Ed. CRC press, Washington (USA), 365 p. ISBN: 0849366437

- **Kabata-Pendias A., 1995.** Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils. In Salomons W., Förstner, U., Mader, P. (eds.): *Heavy Metals: Problems and Solutions*. Springer, Heidelberg (Germany). pp. 3–18. ISBN-13: 978-3-642-79318-9

- **Kabata-Pendias A., Pendias H., 2001.** *Trace elements in soils and plants*. 3rd ed. Boca Raton (FL): CRC Press. 331 p.

- **Kabata-Pendias A., Sadurski W., 2004.** Trace elements and compounds in soil. In Merian E., Anke M., Ihnat M., Stoeppler M. (eds.): *Elements and Their Compounds in the Environment: Occurrence, Analysis and Biological Relevance*, 2nd Ed., John Wiley and Sons, Inc. NY. (USA). pp 79–99. DOI: 10.1002/ 9783527619634.ch5

- **Kabata-Pendias A., 2011.** *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Press, Boca Raton, 201-213.

- **Kabir M., Zafar iqbal M., Shafiq M., 2011.** Toxicity And Tolerance In *Samanea Saman* (Jacq.) Merr. To Some Metals (Pb, Cd, Cu AND Zn). *Pak. J. Bot.*, 43(4): 1909-1914.

- **Kadem D.E., 2005.** Évaluation Et Comportement Des Métaux Lourds (Cd – Cr – Cu – Ni – Pb – Zn et Mn) dans les sols à vocation agricole et a végétation naturelle soumis à une pollution atmosphérique. (EL-HADJAR – ANNABA – EST ALGÉRIEN). Influence de la

végétation sur la dynamique de ces métaux. Thèse Pour L'obtention du grade de docteur d'état en Écologie. Université Mentouri de Constantine .112.

- **Kandziora-Ciupa M., Ryszard C., Aleksandra Nadgó'R-S., Gabriela B., 2016.** Accumulation of heavy metals and antioxidant responses in *Pinus sylvestris* L. needles in polluted and non-polluted sites. *Ecotoxicology* (2016) 25:970–981 DOI 10.1007/s10646-016-1654-6. P 970-981.

- **Karimi L-N., Khanahmadi M., Moradi B., 2012.** “Accumulation and phytotoxicity of lead in *Cynara scolymus*,” *Indian Journal of Science and Technology*, vol. 5, no. 11, pp. 3634–3641.

- **Karp G., 2004.** Biologie cellulaire et moléculaire. De Boeck université. 3rd Eds. 850 p. ISBN : 2- 8041- 4537-9.

- **Kassaoui H., Lebkiri M., Lebkiri A., Rifi EH., Badoc A., Douira A., 2009.** Bioaccumulation De Métaux Lourds Chez La Tomate Et La Laitue Fertilisées Par Les Boues D'une Station D'épuration. *Bull. Soc. Pharm. Bordeaux*, 2009, 148, 77-92.

- **Kebir T., 2012.** Étude de contamination, d'accumulation et de mobilité de quelques métaux lourds dans des légumes, des fruits et des sols agricoles situés près d'une décharge industrielle de l'usine al zinc de la ville de Ghazaouet. Thèse de doctorat. Université Abou Bekr Belkaid-Tlemcen. 226 p.

- **Khan M-S., Zaidi A., Goel A., Musarrat J., 2011.** Biomanagement of Metal-Contaminated Soils. Springer, Dordrecht (Germany), 515 p.

- **Khemmoudj K., Merabet S., 2017.** Assessment of heavy metal pollution due to the Lead –Zinc mine at the Ain Azel area (northeast of Algeria). *E3 Journal of Environmental Research and Management* Vol. 8(1). pp. 001-011, April, 2017. ISSN 2141-7466 © E3 Journals 2017. DOI : [http://dx.doi.org/10.18685/EJERM\(8\)1_EJERM-16-019](http://dx.doi.org/10.18685/EJERM(8)1_EJERM-16-019).

- **Khlifi 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.

- **Köhl K., Lösch R., 1999.** Experimental characterization of heavy metal tolerance in plants. *Heavy metal stress in plants: Springer*. pp. 371–389.

- **Korboulewsky N., Masson G., Bonin G., Massiani C., Prone A., 2001.** Effets d'un apport de compost de boues de station d'épuration dans un sol d'un vignoble du Sud de la France. *Etude et Gestion des Sols*, 8 (3): 203 - 210.

- **Kim S., Chung Y.D., Park D.Y., Choi S., Shin D.W., Soh H., Lee H.W., Son W., Yim J., Park C.S., Kernan M.J., Kim C., 2003.** Effects-of-soil-cadmium-on-*Pinus-sylvestris*. *J Biol Chem* 278(8):6291-300

- **Kribi S., 2005.** Décomposition des matières organiques et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage. Thèse de doctorat de l'INSA de Lyon. (2) (PDF) *Vaporisation et/ou stabilisation de métaux lourds au cours du traitement thermique de déchet : cas des déchets ménagers solides et des boues de dragage.* Available from:
https://www.researchgate.net/publication/279230809_Vaporisation_etou_stabilisation_de_métaux_lourds_au_cours_du_traitement_thermique_de_dechet_cas_des_dechets_ménagers_solides_et_des_boues_de_dragage.
- **Kirkham M-B., 2006.** Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation and amendments. *Geoderma* 137 (1-2), 19-32 (14 pages).
- **Kishor PB., Sangam S., Amrutha RN., Sri-Laxmi P., Naidu KR., RKRSS Rao S., Reddy KJ., Theriappan P., and Sreenivasulu N., 2005.** Regulation of proline biosynthesis, degradation, uptake and transport in higher plants: Its implications in plant growth and abiotic stress tolerance. *Curl. Sci.* 88: 3.
- **Klotke J., Kopka J., Gatzke N., Heyer AG., 2004.** Impact of soluble sugar concentrations on the acquisition of freezing tolerance in accessions of *Arabidopsis thaliana* with contrasting cold adaptation-evidence for a role of raffinose in cold acclimation. *Plant Cell Environ* 27: 1395–1404
- **Kula E., Hrdlička P., Hedbávný J., Švec P. 2013.** Various content of manganese in selected forest tree species and plants in the undergrowth. *Mendelova univerzita v Brně* ISSN: 1803-2451. *Beskydy*, 2012, 5 (1): 19–26.
- **Kumar PN., Dushenkov V., Motto H., Raskin I., 1995.** Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental Science & Technology* 29: 1232–1238.
- **Kummer U, Pacyna J, Pacyna E, Friedrich R., 2009.** Assessment of heavy metal releases from the use phase of road transport in Europe. *Atmos Environ* 43:640–647
- **Kräamer U., 2010.** Metal hyperaccumulation in plants. *Annu Rev Plant Biol.* 61:517–534.
- **Krika A., 2002.** Etude de l'impact de la végétation naturelle sur l'interception, le transfert et la mobilité du plomb et du nickel dans les sols pollués d'El Hadjar – wilaya d'Annaba. Mém. Magister. *Pollution et Ecotoxicologie.* Université Mentouri de Constantine, 79p.
- **Krika A., Rached O., Gijs, D-L., 2013.** Assessment of atmospheric lead contamination of banks soils using soils tamarisk grove. Case study of the kebir Rhumel (ALGERIA). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, February 2013, Vol. 8. No. 1, 207 – 216 P.

- **Krika A., 2014.** Etude de la distribution des métaux lourds dans les ripisylves de l'oued Rhumel. Thèse Présentée pour l'obtention du diplôme de Doctorat en Sciences. Université Constantine 1. Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie. 184 P.

L

- **Laaksovirta K., Olkkonen H., Alakuijala P., 1976.** Observations on the lead content of lichen and bark adjacent to a highway in southern Finland. *Environ. Pollut.* 11, 247–55.

- **Lakhdari A., Benabdeli K., 2012.** Determining the Heavy Metal Pollution in Mascara (Algeria), by Using Casuar in a equiseti folia, *Ecologia Balkanica*, Vol. 4, Issue 1, 17.

- **Lagriffoul A., Mocquot B., Mench M., Vangronsveld J., 1998.** Cadmium toxicity effects on growth, mineral and chlorophyll contents, and activities of stress related enzymes in young maize plants (*Zea mays L.*). *Plant Soil* 200: 241-250.

- **Lai H-Y., Chen Z-S., 2009.** In-situ selection of suitable plants for phytoremediation of multimetals contaminated sites in central Taiwan. *Int J Phytoremediation* 11:235–250

- **Lambert F., Barbara D., Jean-Robert P., Matthias B., Kaufmann Patrik R., Hutterli Manuel A., Stocker Thomas F., Ruth Urs., Steffensen Jørgen Peder., Maggi Valter M., 2008.** Dust record from the EPICA Dome C ice core, Antarctica, covering 0 to 800 kyr BP. *PANGAEA*, <https://doi.org/10.1594/PANGAEA.695995>.

- **Lambert O., Pouliquen H., Guilberteau I., L'Hostis M., 2008.** L'Abeille mellifère (*Apis mellifera*) sentinelle de la pollution de l'environnement : étude sur un transect paysager en Pays de Loire. 38ème congrès du Groupe Français des Pesticides, 21-23 mai, Brest (France, 29).

- **Le Blanc F., DeSloover J., 1970.** Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.* *4-81 1^85-1^86.

- **Lebourg A., Sterckeman T., Ciesielski H., Proix N., 1998.** Trace metal speciation in three unbuffered salt solutions used to assess their bioavailability in soil. *Journal of Environmental Quality*, 27: 584–590. DOI: 10.2134/jeq1998.00472425002700030016x

- **Lee K., 1985.** Earthworms : their Ecology and Relationships with Soils and Land Use. Academic press, Sydney (Australia), 411 p. ISBN: 0-12-440860-5

- **Lefèvre I., Marchal G., Meerts P., Corréal E., Lutts S., 2009.** Chloride salinity reduces cadmium accumulation by the Mediterranean halophyte species *Atriplexhalimus L.* *Environ Exp Bot.* 65:142–152.

- **Lemière B., et al., 2008.** Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes. Document du BRGM 300 – Nouvelle édition. Orléans, France : Éditions BRGM.

- **Lenntech M., 2007.** Lithium and water- reaction mechanisms, environmental impact and health effects : Delft, South hol-land, Netherlands, Lenntch, accessed Septembre16, 2013, at <http://www.lenntech.com/elements-and-water/lithium-and-water.htm>.
- **Léon V. E. Koopmans., 2016.** The Stellar Velocity Dispersion of the Lens Galaxy in MG 2016+112 at $z = 1.004^1$. The Astrophysical Journal, 568:L5-L8, March 20. The American Astronomical Society. All rights reserved. Printed in U.S.A.
- **Liang J., Fang H., Zhang T., Wang X., Liu Y., 2017.** Heavy metal in leaves of twelve plant species from seven different areas in Shanghai, China. Urban for. Urban Green. 27:390–398.
- **Li XD., Poon CS., Liu PS., 2001.** Heavy metals contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. Appl Geochem. 16(11–12): 1361–1368.
- **Li Y., Chen YY., Yang SG., Tian WM., 2015.** Cloning and characterization of HbMT2a, a metallothionein gene from Hevea brasiliensis Muell. Arg differently responds to abiotic stress and heavy metals. Biochem Biophys Res Commun. 461(1):95–101.
- **Lisbeth M., Ottosen M., Henrik K., Hansen Pernille., Jensen E., 2009.** Relation Between pH and Desorption of Cu, Cr, Zn, and Pb from Industrially Polluted Soils. Water Air Soil Pollut (2009) 201:295–304
- **Liu H., Probst A., et Liao B., 2005.** Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China). Science of The Total Environment, 339(1-3): 153-166.
- **Liu YJ., Zhu YG., Ding H., 2007.** Lead and cadmium in leaves of deciduous trees in Beijing, China: development of a metal accumulation index (MAI). Environ Pollut. 145(2):387–390.
- **Lombardi L., Sebastiani L., 2004.** Copper toxicity in *Prunus cerasifera*: growth and antioxidant enzymes responses of in vitro grown plants. *Plant Science*. 168(3):797–802.
- **Loretti E., De bellis L., Alpi A., Perata P., 2001.** Why and how do plants sense sugars. Annal of botany, 88: 803-812.
- **Louati A., Elleuch B., Kallel M., Oudot J., Saliot A., Dagaut J., 2008.** Hydrocarbon contamination of coastal sediments from the Sfax area (Tunisia), Mediterranean Sea. Mar Pollut Bull 42:445–452.
- **Loué A., 1993.** Oligo-éléments en agriculture. Nathan : SCPA. 210p.

M

- **Maatoug M., Hellal B., Dellal A., Ayad N., 2007.** Bourbatach, M. Détection de la pollution de l'air d'origine routière par certaines espèces végétales bioaccumulatrices de

quelques métaux lourds (Pb, Zn, Cu). Pollution atmosphérique – Octobre-Décembre N°196 : 385-394.

- **Maatoug M., Medkour K., Ait Hammou M., Ayad N., 2010.** Cartography of atmospheric pollution by the lead from road traffic using transplantation of a lichen bioaccumulator *Xanthoria parietina* in Tiaret city (Algeria). *Pollut Atmos.* 205:10.

- **Mac Kinney G., 1941.** Absorption of light by chlorophyll solution". *Biol. Chem.*, 140, 315-322.

- **Madejón P., Marañón T., and Murillo J.M., 2010.** Biomonitoring of trace elements in the leaves and fruits of wild olive and holm oak trees, *Sci. Total Environ.*, 355, 187–203.

- **Maestri M., Marmioli M., Visioli G., Marmioli N., 2010.** Metal tolerance and hyperaccumulation: costs and trade-offs between traits and environment. *Environ Exp Bot* 68:1–13.

- **Mahia., Bedia E-L., Tounsi A., 2015.** A new hyperbolic shear deformation theory for bending and free vibration analysis of isotropic, functionally graded, sandwich and laminated composite plates. *Applied Mathematical Modelling*. Volume 39, Issue 9, 1 May 2015, Pages 2489-2508.

- **Maizi N., Alioua A., Ali Tahar A., Semadi F., et Fadel D., 2010.** Utilisation des végétaux inférieurs comme bio indicateurs de la pollution plombique d'origine automobile dans la région de Annaba (Algérie). *J. Mater. Environ. Sci.* pp: 251-266.

- **Malandrino M., Abollino, O., A. Giacomo, A., Aceto, M. and Mentasi, E., 2006.** Adsorption of heavy metals on vermiculite: Influence of pH and organic ligands, *Journal of Colloid and Interface Science*, 299, 537–546. DOI: 10.1016/j.jcis.2006.03.011

- **Mandal M., Mukherji S., 2000.** Changes in chlorophyll contents, chlorophyllase activity, Hill reaction photosynthetic CO₂ uptake, sugar and starch content in five dicotyledonous plants exposed to automobile exhaust pollution. *J. Environ. Biol.*, 21, 37-41 (2000). (2) (PDF) *Air pollution induced changes in the photosynthetic pigments of selected plant species.* Available from: https://www.researchgate.net/publication/41396478_Air_pollution_induced_changes_in_the_photosynthetic_pigments_of_selected_plant_species.

- **Mandiwana KL., Resane T., Panichev N., Ngobeni P., 2006.** The application of tree bark as bio-indicator for the assessment of Cr(VI) in air pollution. *J Hazard Mater.* 137(2):1241–1245.

- **Manouchehri N., Bermond A., 2011.** Mobilité et biodisponibilité des Éléments Trace Métalliques (ETM) du Sol : Approches physicochimiques. *Bulletin de veille scientifique* N° 13. Santé / Environnement / Travail. 66-70 p.

- **Margitai B., Dombrádi V., Dózsa C., Bárdos-Csenteri O-K., Sándor J., Gáll T., Gódeény S., 2017.** Investigation of the conditions affecting the joining of Hungarian hospitals to an accreditation programme: a cross-sectional study. *BMJ Open* 8(2):e019232. DOI: 10.1136/bmjopen-2017-019232

- **Markert B., 1992.** Establishing of reference plant for inorganic characterization of different plant species by chemical fingerprinting. *Water Air Soil Pollut.* 64(3–4):533–538.

- **Markert B., 1994.** Element concentration cadasters in ecosystems. Progress Report on the Element Concentration Cadaster Project ECCE of INTECOL/IUBS. 25th General Assembly of IUBS, Paris.

- **Martinelli B., 2008.** Le carrefour centrafricain de la métallurgie du fer en Afrique », *Revue Centre-Africaine d'Anthropologie*, 1 : « La métallurgie du fer en Centrafrique », <<http://recaa.mmsh.univ-aix.fr/1/Pages/1-1.aspx>>.

- **Massantini R., Kader A.A., 1995.** Conservazione emantenimento qualitativo delle fette di kiwi. *Industrie Alimentari* 34: 357-360.

- **Matin G., Kargar N., Buyukisik H-B., 2016.** Bio-monitoring of cadmium, lead, arsenic and mercury in industrial districts of Izmir, Turkey by using honey bees, propolis and pine tree leaves. *Ecol Eng.* 90: 331–335.

- **Mediadico., 2010.** <http://www.mediadico.com/dictionnaire/>, 30/06/10.

- **Meers E., Unamuno VR., Du Laing G., Vangronsveld J., Vanbroekhoven K., Samson R., Diels L., Geebelen W., Ruttens A., Vandegehuchte M., Tack FMG., 2007.** Zn in the soil solution of unpolluted and polluted soils as affected by soil characteristics. *Geoderma*, 136: 107–119.

- **Meers E., Hopgood M., Lesage E., Vervaeke P., Tack F.M. G., Verloo M. G., 2007.** Enhanced phytoextraction: In search of EDTA alternatives. *International Journal of Phytoremediation.*, 6(2), 95-109.

- **Menard Buat P., and Chesselet R., 1979.** Variable Influence of the Atmospheric Flux on the Trace-Metal Chemistry of Oceanic Suspended Matter. *Earth and Planetary Science Letters* 42(3): 399-411

- **Menon M., Hermle S., Günthardt-Goerg M., Schulin R., 2007.** Effects of heavy metal soil pollution and acid rain on growth and water use efficiency of a young model forest ecosystem. *Plant and Soil* 297: 171-183.

- **Miet., 2003.** L'étude de schèmes particuliers de conception architecturale ou urbaine. La paramétrisation et l'implémentation de certains schèmes comme opérateurs de la conception architecturale.

- **Mishra S., Dubey R-S., 2006.** “Heavy metal uptake and detoxification mechanisms in plants,” *International Journal of Agricultural Research*, vol. 1, no. 2, pp. 122–141.
- **Migeon A., Blaudez D., Guinet F., Chalot M., Botton B., 2011.** Accumulation des métaux lourds chez le Peuplier: localisation tissulaire et expression de quelques transporteurs. *AJAE*. 1(1):10–18.
- **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.
- **Mingorance M., Rossini O., 2006.** Heavy metals content in n. Oleander leaves as urban pollution assessment. *Environ Monit Assess*. 119(1–3):57–68.
- **Mohammad Khani N., Heidari R., 2008.** Effects of drought stress on soluble proteins in two maize varieties. *Turk. J. Biol*. 32 (2008). 23-30.
- **Mok HF., Majumder R., Laidlaw WS., Gregory D., Baker AJ., Arndt SK., 2013.** Native Australian species are effective in extracting multiple heavy metals from biosolids. *Int J Phytoremediation*. 15(7):615–632.
- **Monfared A., Azhari Sh., & Khodaparast R., 2012.** Recording of forty species of bees (Hymenoptera: Apoidea) from cold regions of Kuhgiluyeh & Boyrahmad province, Iran. *Proceedings of 20th Iranian Plant Protection Congress*, Shiraz University, p. 222.
- **Morin E.M., 1999.** Vers une mesure de l'efficacité organisationnelle: exploration conceptuelle et empirique des représentations. Thèse de doctorat présentée à la Faculté des Études Supérieures de l'Université de Montréal.
- **Mouassan et Saidi., 2015.** Impact des boues activées sur les propriétés physico-chimiques des sols des régions semi-arides.
- **Moussavou Moudouma C-F., 2010.** Etude des mécanismes d'accumulation du cadmium chez *Arabidopsis thaliana* (écotype Wassilewskija) et chez un mélèze hybride (*Larix x eurolepis*) par des approches moléculaire et développementale. These Pour obtenir le grade de docteur de l'université de Limoges. 223 p.
- **Moussavou Moudouma C-F., Gloaguen V., Riou C., Forestier L., Saladin G., 2012.** High concentration of cadmium induces AtPCS2 gene expression in *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh ecotype Wassilewskija seedlings. *Acta Physiologiae Plantarum*, Springer Verlag, 2012, 34 (3), pp.1083-1091. [10.1007/s11738-011-0905-7](https://doi.org/10.1007/s11738-011-0905-7). [hal-01211971](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01211971)
- **Moran E.F., Brondizio E., McCracken S., 2000.** Trajectories of land-use: soils, succession, and crop choice. In: Wood, C. et al (Eds.), *Patterns and Process of Land-use and Forest Change in the Amazon*. University of Florida Press, Gaines- ville.(2) (PDF) *Effects of Soil Fertility and Land-use on Forest Succession in Amazonia*.

- **Morris L.C., Thompson J.F., Johnson C.M., 1969.** Metabolism of glutamic and N-acetyl glutamic acid in leaf discs and cell-free extracts of higher plants. *Plant Physiol.*, 44, pp. 1023-1026.
- **Mohammadkhani N., Heidari R., 2008.** Drought-induced Accumulation of Soluble Sugars and Proline in Two Maize Varieties. *World Applied Sciences Journal* 3 (3): 448-453, 2008. ISSN 1818-4952.p 448-453.
- **Mughini G., Alianiello F., Benedetti A., Gras L., Gras M., Salvati L., 2013.** Clonal ariation in growth, arsenic and heavy metal uptakes of hybrid Eucalyptus clones in a Mediterranean environment. *Agrofor Syst* 87:755-766
- **Mukherjee A., Agrawal SB., Agrawal M., 2016.** Heavy metal accumulation potential and tolerance in tree and grass species. In: Singh A, Prasad S, Singh R, editors. *Plant responses to Xenobiotics*. Singapore: Springer. p. 177–210.
- **Müller G., 1981.** Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal*, 2: 108–118.

N

- **Nabulo G., Black C.R., Young S.D., 2011.** Trace metal uptake by tropical vegetables grown on soil amended with urban sewage sludge. *Environ. Pollut*, 159: 368-376.
- **Nadg orska-Socha A., Kandziora-Ciupa M., TrzeRsicki M., Barczyk G., 2017.** Air pollution tolerance index and heavy metal bioaccumulation in selected plant species from urban biotopes. *Chemosphere*.183:471–482.
- **Nagajyoti PC., Lee KD., Sreekanth TVM., 2010.** Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environ Chem Lett* 8:199–216.
- **Narewski U., Werner G., Schulz H., Vogt C., 2000.** Application of laser ablation inductively coupled mass spectrometry (LA-ICP-MS) for the determination of major, minor, and trace elements in bark samples. *Fresenius J. Anal. Chem.* 366, 167–170.
- **Naumann G., Barbosa P., Garrote L., Iglesias A., Vogt J., 2014.** Exploring drought vulnerability in Africa: an indicator based analysis to be used in early warning systems *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 18 (2014), pp. 1591-1604
- **Naylor R-B-L., Hutcheson H-J-A., 1986.** The germination behaviour in soil and compost of different seed lots of perennial ryegrass. *Crop Research*, 25, 123–132.
- **Ndong A., 2019.** Pollution de l'air extérieur et intérieur à Dakar (Sénégal) : caractérisation de la pollution, impact toxicologique et évaluation épidémiologique des effets sanitaires. UCEIV - Unité de chimie environnementale et interactions sur le vivant.

Thèse de doctorat en cotutelle. Université cheikh anta diop de dakar. Université du littoral coted'opale.

- **Nedjimi B., Daoud Y. 2009.** Cadmium accumulation in *Atriplexhalimus* subsp. *Schweinfurthii* and its influence on growth, proline, root hydraulic conductivity and nutrient uptake. *Flora*. 204: 316–324.
- **Nimis P.L., 1999.** Linee-guida per la bioindicazione degli effetti dell'inquinamento tramite la biodiversità dei licheni epifiti. In: Piccini, C. & Salvati, S. (eds.): Proc. Workshop "Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio Nazionale", Roma, 26-27. 267-277.
- **Nowak D-J., Crane D-E., Stevens J.C., 2006.** Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban For Urban Green*. 4:15–123.

O

- **Oliva S.R., Rautio P., 2005.** Spatiotemporal patterns in foliar element concentrations in *Ficus microcarpa* L. f. growing in an urban area: implications for biomonitoring studies. *Ecol Indic*. 5(2):97–107.
- **Oliva S.R., Mingorance M., 2006.** Assessment of airborne heavy metal pollution by aboveground plant parts. *Chemosphere*. 65(2):177–182.
- **Olujimi O-O., Fatoki O-S., Odendaal J-P., Daso A-P., Oputu O-U., 2015.** Preliminary Investigation into Occurrence and Removal of Arsenic, Cadmium, Mercury, and Zinc in Wastewater Treatment Plants in Cape Town and Stellenbosch. *Polish Journal of Environmental Studies* 21(6):1755-1765.
- **Olujimi O-O., Ajayi O-L., Oputu O-U., 2015.** Toxicity Assessment Of Olusosun And Igando Leachates Using The African Catfish (*Clarias Gariepinus*) As Bioindicator Species Part I. *Ife Journal of Science* vol. 18, no. 3. p 693- 701.
- **Omar Y., 2015.** Bioaccumulation de quelques métaux lourds (Pb, Zn et Cu) d'origine routière au moyen d'une mousse (*Bryum argenteum* Hedw) dans la ville de Tiaret (Algérie) : classes de pollution et cartographie. These De Doctorat En Sciences. Université Djillali Liabes De Sidi Bel Abbes. 168 p.
- **Oorts K., 2013.** Copper. In Alloway B.J. (ed.): *Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. 3th Ed. Springer, Dordrecht (The Netherlands). p. 465–493.
- **Opydo J., Ufnalski K., Opydo W., 2005.** Heavy metals in polish forest stands of *Quercus robur* and *Q. petraea*. *Water, Air, and Soil Pollution* 161: 175–192 P.

- **Ots K., et Mandre M., 2012.** Erratum to: Monitoring of heavy metals uptake and allocation in *Pinus sylvestris* organs in alkalised soil. July 2012. *Environmental Monitoring and Assessment* 184(7):4105-17. DOI: 10.1007/s10661-011-2247-8
- **Ouahrani G., Gheribi-Aoulmi Z. 2007.** Apport des lombriciens à l'estimation des éléments traces (Cd, Cu, Pb et Zn) des sols bordant l'oued Rhumel (Constantine). *Ecologia mediterranea*- **33**, 12, 73-84.

P

- **Pacheco A.M.G., Freitas M.C., Barros L.I.C., Figueira R., 2001.** Investigating tree bark as an air-pollution biomonitor by means of neutron activation analysis. *Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry* 249, 327-331.
- **Pacheco AM., Barros LIC., Freitas MC., Reis MA., Hip_olito C., Oliveira OR., 2002.** An evaluation of olive-tree barks for the biological monitoring of airborne trace-elements at ground level. *Environ Pollut.* 120(1):79–86.
- **Padmaja K., D.D.K. Prasad., and A.R.K Prasad., 1990.** Inhibition of chlorophyll synthesis in *Phaseolus vulgaris* seedlings by cadmium acetate. *Photosynthetica*, 24: 399-405.
- Padmavathiamma PK., Li LY., 2007.** Phytoremediation technology: hyperaccumulation metals in plants. *Water Air Soil Pollut.* 184(1–4):105–126.
- **Pagnanelli F., Mainelli S., Bornoroni L., Dionisi D., Toro L., 2009.** Mechanisms of heavy-metal removal by activated sludge. *Chemosphere*, 75: 1028-1034.
- **Pagotto C., 1999.** Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier. Thèse : Chimie et microbiologie de l'eau : Sciences et technique : Université de Poitiers, 252 p.
- **Pagotto C., Legret M., Le-Cloirec P., 2000.** Comparison of the hydraulic behaviour and the quality of highway runoff water according to the type of pavement, *Water Resolutions*, 34, 4446-4454.
- **Pais I., Jones JB., 2000.** The handbook of trace elements. Boca Raton (FL): Saint Lucie Press. p. 223.
- **Pal A., Kulshreshtha K., Ahmad K.J. and Yunus M., 2006.** Changes in leaf surface structures of two avenue tree species caused by auto exhaust pollution. *Journal of Environmental Biology* 21 (1): 15-21.
- **Palmieri L, et al. 2005.** Complete loss-of-function of the heart/muscle-specific adenine nucleotide translocator is associated with mitochondrial myopathy and cardiomyopathy. *Hum Mol Genet* 14(20):3079-88

- **Park B. J., Tsunetsugu Y., Kasetani T., Kagawa T., & Miyazaki Y., 2011.** The physiological effects of Shinrin-yoku (taking in the forest atmosphere or forest bathing): Evidence from field experiments in 24 forests across Japan. *Environmental Health and Preventive Medicine*, 15(1), 18e26.

- **Parraga-Aguado I., Querejeta JI., Gonz_alez-Alcaraz MN., Jim_enez-C_arceles FJ., Conesa HM., 2014.** Usefulness of pioneer vegetation for the phyto management of metal (loid) s enriched tailings: grasses vs. shrubs vs. trees. *J Environ Manag.* 133:51–58.

- **Pathak RK., Middeldorp ME., Lau DH., 2015.** Aggressive risk factor reduction study for atrial fibrillation and implications for the outcome of ablation: the ARREST-AF cohort study. *J Am Coll Cardiol* 2015;64:2222–31.

- **Patra M., Bhowmik N., Bandopadhyay B., Sharma A., 2004.** Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. *Environ Exp Bot* 52(3):199–223.

- **Pavlikova D., Pavlik M., Staszko L., Motyka V., Szakova J., Tlustos P., Balik J., 2008.** Glutamate kinase as a potential biomarker of heavy metal stress in plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70: 223–230.

- **Paz-Ferreiro J., Fu S., 2014a.** Biological indices for soil quality evaluation: perspectives and limitations, *Land Degrad. Dev.*, doi:10.1002/ldr.2262, in press, 2014.

- **Paz-Ferreiro J., Fu S., Méndez A., Gasco G., 2014b.** Interactive effects of biochar and the earthworm *Pontoscolex corethrurus* on plant productivity and soil enzymes activities, *J. Soils Sediments*, doi:10.1007/s11368-013-0806-z, in press, 2014.(1) *(PDF) Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils.*

- **Percival R. V., Schroeder C. H., Miller A. S., Leape J. P., 2001.** *Environmental Regulation: Law, Science, and Policy.* 6th edition. Aspen Publishers.

- **Petriaq P., de Bont L., Hager J., Didierlaurent L., Mauve C., Guérard F., Noctor G., Pelletier S., Renou JP., Tcherkez G., 2012.** Inducible NAD overproduction in *Arabidopsis* alters metabolic pools and gene expression correlated with increased salicylate content and resistance to Pst-AvrRpm1. *Plant J* 70: 650–665.

- **Petrova S., 2011.** Biomonitoring Study of Air Pollution with *Betula pendula* Roth., from Plovdiv, Bulgaria. *ECOLOGIA BALKANICA*. Volume. 3, Issue 1. July 2011. pp. 1-10

- **Philip E., Azlin YN., 2005.** Measurement of soil compaction tolerance of *Lagestromia speciosa* (L.) Pers. using chlorophyll fluorescence. *Urban Forestry & Urban Greening*, 3(3-4): 203–208.

- **Plumlee G.S., Ziegler T.L., 2003.** The medical geochemistry of dust, soils and other earth materials. In: B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry.* Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 264-310.

- **Ponzoda S-G., 2014.** The Virtual Library Miguel de Cervantes. Howto boost the international reputation of a university with a grand Digital Project. 37 p. www.cervantesvirtual.com.
- **Prasad M.N.V., FREITAS L., 2003.** Removal of toxic metals from the aqueous solution by the leaf, stem and root phytomass of *Quercus ilex* L. (Holly Oak). *Environmental Pollution*, vol. 110, no. 2, p. 277-283.
- **Prasad P.V.V., Boote K.J., Vu L.H., Allen Jr., 2004.** The carbohydrate metabolism enzymes sucrose-P synthase and ADG-pyrophosphorylase in phaseolus bean leaves are up-regulated at elevated growth carbon dioxide and temperature. *Plant Sci.* 166:1565–1573.
- **Proshad R., Kormoker T., Saiful Islam., 2019.** Distribution, source identification, ecological and health risks of heavy metals in surface sediments of the Rupsa River, Bangladesh. ISSN: 1556-9543 (Print) 1556-9551 (Online) Journal homepage: <https://www.tandfonline.com/loi/itxr20>
- **Prusty AK., 2010.** Growth and immune response of fenvalerate challenged *Labeo rohita* (ham.) fingerlings pre exposed to vitamin C and E enriched diet. Ph.D. Thesis submitted to Central Institute of Fisheries Education (CIFE). Versova, Mumbai, India
- **Pulford ID., Dickinson NM., 2005.** Phytoremediation technologies using trees. In: “Trace elements in the environment” (Prasad MNV, Saiwan KS, Naidu Reds). Taylor and Francis, CRC Press, New York, USA, pp. 375-395.
- **Pulford L.D., Watson C., 2003.** Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Land by Trees A Review. *International Journal of Environment*, 29, 529-540.

Q

- **Qasim W., Mane A., 2015.** Characterization and treatment of selected food industrial effluents by coagulation and adsorption techniques. *Water Resources and Industry*, 4:1-12.
- **Qasim B-H., 2016.** Détermination, spéciation et biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les sols contaminés et technosols. Thèse de doctorat. Sciences de la Terre. Université d'Orléans. École Doctorale Energie, Matériaux, Sciences de la Terre et de L'univers. 279 p.

R

- **Rahaoui A., 2009.** Etude de la mobilité de certains ETM dans un sol en domaine routier, approche expérimentale et théorique. Magister en chimie. Université de Tlemcen.
- **Rahaoui M., Souidi B & Ahmed F. Id., 2012.** Situation actuelle de la pollution nitrique des eaux souterraines dans le périmètre irrigué des Doukkala. Séminaire «Intensification agricole et qualité des sols et des eaux», Rabat 2-3 Novembre

- **Ramade F., 1984.** Eléments d'Ecologie. Ecologie Appliquée. Ed. Dunod, Paris. 864 p.
- **Rasio A., Sorrentinio G., Cedola M.C., Pastore D., & Wittner G., 1987.** Osmotic and elastic adjustment of durum wheat leaves under stress conditions. *Genetic Agr.* 41: 427 - 436 p.
- **Pathak M., Devi A., Bhattacharyya K. G., Sarma H. K., Subudhi S., and Lal B., 2015.** Production of a non-cytotoxic bioflocculant by a bacterium utilizing a petroleum hydrocarbon source and its application in heavy metal removal. *RSC Adv.* 5, 66037–66046.
- **Rayapati P.J., Stewart C.R., 1991.** Solubilization of proline dehydrogenase from maize (*Zeamays L.*) mitochondria. *Plant Physiol.*, 95, pp. 787-791.
- **Redon P.O., Bur T., Guiresse M., Probst J.L., Toiser A., Revel J.C., Jolivet C., Probst A., 2013.** Modelling trace metal background to evaluate anthropogenic contamination in arable soils of south-western France. *Geoderma*, 206, 112–122.
- **Rejskova A., Patkova L., Stodulkova E., Lipavska H., 2007.** The effect of abiotic stresses on carbohydrate status of olive shoots (*Olea europaea L.*) under in vitro conditions. *J Plant Physiol* 164 174–184
- **Remon, E., 2006.** Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques: vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution Végétal Biology. Université Jean Monnet - Saint-Etienne, 2006. French.
- **Remon E., Bouchardon J-L., Le Guédard M., Bessoule J-J., Conord C., Faure O., 2013.** Are plants useful as accumulation indicators of metal bioavailability. *Environ Pollut.* 175:1–7.
- **Reichman M., Jamnischek A., Weinzierl G., Ladendorf O., Huber S., Kahmann R., Kämper J., 2002.** The histone deacetylase Hda1 from *Ustilago maydis* is essential for teliospore development *Mol. Microbiol.*, 46 pp. 1169-1182.
- **Ribeiro de Souza SC, AdriánLópez de Andrade S, Anjos de Souza L, Schiavinato MA., 2012.** Lead tolerance and phytoremediation potential of Brazilian leguminous tree species at the seedling stage. *J Environ Manage* 15:299–307.
- **Rickson, R.J., 2013.** Can control of soil erosion mitigate water pollution by sediments. Article in Press. *Sci. Total. Environ.*
- **Robinson W. D., Robinson T. R., Robinson S. K., Brawn J. D., 2000.** Nesting success of understory forest birds in lowland Panama. *J. Avian Biol.* 31: 151–164.
- **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.

- **Roosens N., Rudolph W., Yan Li., Ingrid V., Monique B., and Michel J., 1999.** Proline Metabolism in the Wild-Type and in a Salt-Tolerant Mutant of *Nicotiana glauca* Studied by ¹³C-Nuclear Magnetic Resonance Imaging. *Plant Physiol.* 1999 Dec; 121(4): 1281–1290.
- **Rousseau L., 1988.** Le site campaniforme de La République à Talmont-Saint-Hilaire (85) : état des connaissances. DOI: 10.13140/RG.2.1.2226.6405
- **Ruhling A., 1994.** Atmospheric heavy metal deposition in Europe- estimations based on moss analyses. *NORD*; 9.
- **Rzepka M-A., Cuny D., 2008.** Biosurveillance végétale et fongique des ETM atmosphériques. (2008). *Air Pur* N° 75 - Deuxième semestre : 66-78.

S

- **Saad R., 2017.** Agromine associant plantes hyperaccumulatrice de nickel et légumineuse, comme service écosystémique des sols ultramafiques. Thèse de Doctorat. Université de Lorraine. 38
- **Saarela K.-E., Harju L., Rajander J., Lill J.-O., Heselius S.-J., Lindroos A., Mattson K., 2005.** Elemental analysis of pine bark and wood in an environmental study. *The Science of the Total Environment* 342, 231-241.
- **Safari M., Ramavandi B., Sanati AM., Sorial GA., Hashemi S., Tahmasebi S., 2018.** Potential of trees leaf/bark to control atmospheric metals in gas and petrochemical zone. *J EnvironManage.* 222:12–20.
- **Sajidu S., Masamba, W., Henry E., Kuyeli S., 2008.** Water quality assessment in streams and wastewater treatment plants of Blantyre, Malawi. *Phys. Chem. Earth*, 32 (15-18), 1391-1398.
- **Sahli L., 2002.** Evaluation de la contamination par le cadmium, le plomb, le chrome et le manganèse dans les sédiments, les macroinvertébrés et une plante aquatique (*Roripa nasturtium aquaticum*) dans l’oued Rhumel et son affluent l’oued Boumerzoug en zone urbaine. Mémoire de Magistère, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université Mentouri-Constantine. 126 p.
- **Sahli L., 2012.** Etude du comportement de quelques espèces floristiques et faunistiques des écosystèmes aquatiques vis-à-vis des éléments traces métalliques par des bioessais. Thèse /de Doctorat en Sciences, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université Mentouri- Constantine. 262 p.
- **Sahli L., Afri-Mehennaoui F-Z., El-Hadef El-Okki M., Blaise C., Mehennaoui S., 2011.** Spatial and seasonal variations and ecotoxicological significance of sediment trace metal concentrations in Kebir-Rhumel basin (Northeast of Algeria). *Water Sci Technol.* 64(8):1759–1766.

- **Sahli L., Afri-Mehennaoui F-Z., El-Hadef El-Okki M., Ferard J-F, Mehennaoui S., 2012.** Assessment of Sediment Quality and Pore Water Ecotoxicity in KebirRhumel basin (NE-Algeria): a combined approach. *Water Sci Technol.* 65(2):393–401.
- **Salbu B., Krekling T., and Oughton D.H., 1998.** Characterization of radioactive particles in the environment. *Analyst*, 123: 843-849.
- **Saqib M., 2008.** Effect of coal smoke pollution on the biomass and chlorophyll pigments of *Brassica juncea*. *Ecoprint* 15:1-6.
- **Sarret G., Vangronsveld J., Manceau A, Musso M., D'Haen J., Menthonnex JJ., Hazemann JL., 2001.** Accumulation forms of Zn and Pb in *Phaseolus vulgaris* in the presence and absence of EDTA. *Environ Sci Technol*;35:2854–2859.
- **Narwal R.P., Singh B.R., and Salbu B., 1999.** Association of cadmium, zinc, copper and nickel with components in naturally heavy metal-rich soils studied by parallel and sequential extractions. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 30: 1209-1230.
- **Satpathy D., Reddy M., 2013.** Phytoextraction of Cd, Pb, Zn, Cu and Mn by Indian mustard (*Brassica juncea* L.) grown on loamy soil amended with heavy metal contaminated municipal solid waste compost. *ApplEcol Environ Res.* 11(4):661–679.
- **Schafer U., 2004.** Alkali metals. Lithium. In : Merian E, anke M, Ihante M, Stoepplest M eds elements and their compounds in the environment, wiley-VSH, Weinheim, p 479- 496.
- **Schulz H., Huhn G., Schüürmann G., Niehus B., Liebergeld G., 1997.** Determination of throughfall rates on the basis of pine bark loads: results of a pilot field study. *Journal of the Air & Waste Management Association* 47, 510-516.
- **Schulz H, Popp P, Huhn G, Stärk HJ, Schüürmann G., 1999.** Biomonitoring of airborne inorganic and organic pollutants by means of pine tree barks: temporal and spatial variations. *Sci Total Environ.* ;232:49–55.
- **Sekomo C., Nkuranga E., Rousseau D. P. L., Lens, P.N. L., 2010.** Fate of heavy metals in an urban natural wetland: The Nyabugogo swamp (Rwanda). *Water, Air and Soil Pollution*, 214(1), 321-333. *Industrial Pollution and Food Safety in Kigali, Rwanda.*
- **Sen S., Smith M.E., Setter T., 2017.** Effects of low nitrogen on chlorophyll content and dry matter accumulation in maize. Vol. 11(12), pp. 1001-1007, 24 March, 2017. ISSN 1991-637X. DOI: 10.5897/AJAR2015.9673.
- **Sharma S. S., & Dietz K. J., 2006.** The significance of amino acids and amino acid-derived molecules in plant responses and adaptation to heavy metal stress. *Journal of Experimental Botany*, 57, 711-726.

- **Shevyakova N.I., Netronina I.A., Aronova E.E., Kuznetsov V.I.V., 2003.** Compartmentation of cadmium and iron in Mesembryanthemum crystallinum plants during the adaptation to cadmium stress. *Russ J Plant Physiol.* 50: 678–685.
- **Shin E.W., Karthikeyan K.G., Tshabalala M.A., 2007.** Adsorption mechanism of cadmium on juniper bark and wood. *Bioresource Technology* 98, 588-594.
- **Simon E., Fehérné Baranyai E., Braun M., Cserhádi C., Fábrián I., Tóthmérész B., 2014.** Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient. *Sci. Total Environ.* 490 514-520,
- **Stenbock-Farmer., 1978.** Mise au point de techniques de lavage de feuilles en vue d'estimer les dépôts de particules. *Bull. E.R.A., Bruxelles*, 3, 63-75.
- **Stone M., et Marsalek J., 1996.** Trace metal composition and speciation in street sediment: Sault Ste. Marie, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution*. February 1996, Volume 87, Issue 1–4, pp 149–169.
- **Stumm W., Morgan J.J., 1996.** *Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters.* 3rd Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York.
- **Strand A., Hurry V., Henkes S., Huner N., Gustafsson P., Gardeström P., Stitt M., 1999.** Acclimation of Arabidopsis leaves developing at low temperatures. Increasing cytoplasmic volume accompanies increased activities of enzymes in the Calvin cycle and in the sucrose-biosynthesis pathway. *Plant Physiol.* 1999 Apr, 119(4):1387-98.
- **Sawidis T., Breuste J., Mitrovic M., Pavlovic P., Tsigaridas K., 2010.** Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities". *Environ Pollut.* 2011;159 (12):3560–3570.
- **Sawidis T., Breuste J., Mitrovic M., Pavlovic P., Tsigaridas K., 2011.** Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities. *Environ Pollut.* 159(12):3560–3570.
- **Schwakee M., Pusch M., Kharkovets T., Jentsch T.J., 2000.** Surface expression and single channel properties of KCNQ2/KCNQ3, M-type K⁺ channels involved in epilepsy. *J. Biol. Chem.*, 275, 13343–13348.
- **Seaward M. R. D., 1989.** Lichens and sulphur dioxide air pollution: field studies. *Environmental Reviews* 1: 73–91.
- **Sekomo, C., Nkuranga, E., Rousseau, D. P. L., Lens, P. N. L., 2011.** Fate of heavy in an urban natural wetland: The Nyabugogo swamp (Rwanda). *Water, Air, Soil Poll.*, 214(1): 321-333.

- **Semadi A., 1989.** Effet de la pollution atmosphérique, pollution globale, fluorée, plombique sur la végétation dans la région de Annaba (Algérie) ". Thèse de Doctorat d'Etat en Science Nat. Université P. et M. Curie (Paris 6), P 339.
- **Semadi A., Deruelle S., 1993.** Détection de la pollution plombique à l'aide de transplants lichéniques dans la région de Annaba (Algérie). *Pollut.Atmos.*, Octobre-Décembre, P 86-102.
- **Sen TK., 2017.** Air, gaz, and water pollution control using industrial and agricultural solid wastes adsorbents. CRC press. Boca Raton.
- **Serbula SM., Miljkovic D-D., Kovacevic RM., Ilic AA., 2012.** Assessment of airborne heavy metal pollution using plant parts and topsoil. *Ecotoxicol Environ Saf.* 76:209–214.
- **Serbula SM., Kalinovic TS., Ilic AA., Kalinovic JV., Steharnik MM., 2013.** Assessment of airborne heavy metal pollution using Pinus spp. And Tiliasspp. *Aerosol Air QualRes.* 13(2):563–573.
- **Serra A-A., 2015.** Réponses écophysiologicals et moléculaires des plantes aux stress xénobiotiques complexes de faible intensité : implications dans les capacités de protection environnementale des bandes enherbées. Thèse / Université De Rennes 1 sous le sceau de l'Université Européenne de Bretagne. 306 p.
- **Shah M.H., Shaheen N., 2008.** Annual and seasonal variations of trace metals in atmospheric suspended particulate matter in Islamabad, Pakistan. *Water Air Soil Pollut.*, 190, 13-25.
- **Shah K., Nongkynrih J.M., Mistry C.B., 2010.** Metal hyperaccumulation and bioremediation. *Biol. Plant*, 51: 618-634.
- **Shaheen A., 1975.** Proceedings of the Fifth Multidisciplinary, 581 p.
- **Sharma SS., Dietz Schat H., Vooijs R., 2006.** In vitro alleviation of heavy metal-induced enzyme inhibition by proline. *Phytochemistry* 49, 1531–1535.
- **Shi X., Zhang X., Chen G., Chen Y., Wang L., Shan X., 2011.** Seedling growth and metal accumulation of selected woody species in copper and lead/zinc mine tailings. *J Environ Sci.* 23(2):266–274.
- **Shu WS., Ye ZH., Lan CY., Zhang ZQ., Wong MH., 2001.** Acidification of lead/zinc mine tailing and its effects on heavy metal mobility. *Environment International* 26 (5-6): 389-394.
- **Shuman L.M., 1985.** Fractionation method for soil microelements. *Soil Sci.*, 140, 11 – 22.
- **Singh T.N., Paleg L.G., Aspinall D., 1973.** Nitrogen metabolism and growth in barley plant during water stress. *Aust. J. Biol. Sci.*, 26, pp. 45-56.

- **Singh R.P., Huerta-Espino J., William H.M., 2005.** Genetics and breeding for durable resistance to leaf and stripe rusts in wheat. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 29: 121–127.
- **Singh A., Sharma R.K., Agrawal M., Marshall F.M., 2010.** Risk assessment of heavy metal toxicity through contaminated vegetables from waste water irrigated area of Varanasi, India. *J. Trop. Ecol*, 51 (2S):375-387.
- **Smith R.B., Loughheed E.C., Franklin E.W., Mc Millan I., 1979.** The starch iodine test for determining stage of maturation in apples. *Canadian Journal of Plant Science*, 59, 725-735.
- **Smolders E., Mertens J., 2013.** Cadmium. In: Alloway, B.J., ed. *Heavy metals in soils: Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability*, UK: Springer, Dordrecht, pp. 283-311.
- **Smolders E., Mertens J., 2013.** Zinc. In Alloway B.J. (ed.): *Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. 3th Ed. Springer, Dordrecht (The Netherlands). pp. 465–493.
- **Souza LKH., Oliveira CMA., Ferri PH., Santos SC., Oliveira Junior JG., Miranda ATB., Lião LM., Silva MRR., 2012.** Antifungal properties of Brazilian Cerrado plants. *Brazil J Microbiol* 33: 247-24.
- **Sposito G., 1989.** In *The chemistry of soils*. Oxford University Press, New York.
- **Steinnes E., Friedland A. J., 2013.** Metal contamination of natural surface soils from long-range atmospheric transport: Existing and missing knowledge. *Environmental Reviews* 14: 169-186.
- **Steketee J., 2010.** Métaux lourds, cahier SKB, Fondation Développement et transfert de connaissances sur le sol 10p.
- **Sterckeman T., Douay F., Baize D., Fourrier H., Proix N., et Schwartz C., 2007.** Référentiel pédo-géochimique du nord- Pas de calais. Méthode et principaux résultats. *Etude et Gestion des sols*, 14, 2, pp. 153-168.
- **Sterckeman T., E. Villanneau E., Bourennane H., Douay F., Ciesielski H., King D., Baize D., 2012.** Les éléments en traces dans les sols agricoles du Nord - Pas de Calais. Cartographie des enrichissements dans les horizons de surface. *Etude et Gestion des Sols*, Volume 19, 3 et 4, 2012 - pages 163-179.
- **Stewart C.R., Lee J.A., 1974.** The role of proline accumulation in halophytes. *Planta*, 120, P 273-289.
- **Stewart R.W., Hameed S., Pinto J.P., 1977.** Photochemistry of tropospheric ozone. *J. Geophys. Res.*, **82**, 3134-3140.

- **Stolz M., Greger M., 2002.** Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings. *Environ. Exp. Bot.*, 47: 271–280.
- **Stummund J., Morgan J., 1970.** *Aquatic Chemistry An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters.* New York, London, Sydney, Toronto, Wiley-Interscience, 583 S., zahlr. Abb. und Tab.
- **Sun R-L., Zhou QX., Sun FH., Jin CX., 2007.** Antioxidative defense and proline/phytochelatin accumulation in a newly discovered Cd-hyperaccumulator, *Solanum nigrum* L. *Environ Exp Bot.* 60(3):468–476.
- **Susarla S., Victor F., Medina V. F., McCutcheon S.C., 2002.** Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering* 18 : 647-658.
- **Szabados L., A. Savoure A., 2010.** "Proline: a multifunctional amino acid", *Trends in Plant Science*, vol. 15, no. 2, pp. 89–97.
- **Szopa PS., Ginnesea M., Pierce JO., 1973.** Distribution of lead within the xylem of trees exposed to airborne lead compounds. *Wood Sci.* 6:72–77. <https://www.osti.gov/biblio/6166880>.

T

- **Tack F.M., Verloo M.G., 1996.** Metal contents in stinging nettle (*Urtica dioica* L.) as affected by soil characteristics. *Sci. Total. Environ.*, 192: 31-39.
- **Tahri EH., Belabed A., Sadki K., 1998.** Effet d'un stress osmotique sur l'accumulation de proline, de chlorophylle et des ARNm codant pour la glutamine synthétase chez trois variétés de blé dur (*Triticum durum*). *Bull. Inst. Sci.* 21: 81-87.
- **Tanee F. B. G., & Albert E., 2013.** Air pollution tolerance indices of plants growing around Umuebulu Gas Flare Station in Rivers State, Nigeria. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 7(1), 1–18.
- **Taylor SR., Lennan SM., 1995.** The geochemical evolution of the continental crust. *Reviews of Geophysics*, 33: 241–65.
- **Tegischer K., Tausz M., Grill D., Wieser G., 2002.** Tree-age and needle-age dependent variations of antioxidants and photoprotective pigments in spruce needles at the alpine timberline. - *Tree Physiol.* 22: 591 - 596
- **Tessier A., Campbell P., Bisson M., 1979.** Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51: 844–851.

- **Tessier E., 2012.** Diagnostic de la contamination sédimentaire par les métaux/métalloïdes dans la Rade de Toulon et mécanismes contrôlant leur mobilité. Thèse de doctorant-Université du Sud Toulon-Var. 291 p.

- **Tingey D.T., 1989.** Bioindicators in air pollution research - applications and constraints. - In: National Research Council - National Academy Press (ed.) *Biologic markers of air pollution stress and damage in forests. Committee on biological markers of air pollution damage in trees.*

- **Thoni L., Schnyder N., Krieg F., 1996.** Comparison of metal concentrations in three species of mosses and metal freights in bulk precipitations. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 354: 703–708.

- **Todorović S., Giba Z., Simonović A., Božić D., Banjanac T., Grubišić D., 2009.** Manganese effects on in vitro development of lesser centaury [*Centaureum pulchellum* (Sw.) Druce] *Archives of Biological Sciences*. 61(2):279–283.

- **Tomasevic M., Vukmirovic Z., Rajsic S., Tasic M., Stevanovic B., 2005.** Characterisation of trace metal particles deposited on some deciduous tree leaves in an urban area. *Chemosphere*. 61:753–760.

- **Tomašević M, Aničić M, Jovanović L, Perić-Grujić A, Ristić M., 2011.** Deciduous tree leaves in trace elements biomonitoring: a contribution to methodology. *Ecol Indic* 11:1689–1695.

- **Trass H., 1973.** Lichen sensitivity to the air pollution and index of poleotolerance [I.P]. *Fol. Crypt Est., Tartu*, [3] 19-22.

- **Tremel-Schaub A., Feix I., 2005.** Contamination des sols. Transferts des sols vers les plantes. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie. EDP Sciences/ADEME. 422 P.

- **Troll W., Lindsley G., 1955.** A photometric method for determination of proline G. *Biol. Chem.* 1955 ; 215 : 655-60.

- **Tripathi, O.P., H.N. Pandey and R.S. Tripathi., 2004.** Distribution, community characteristics and tree population structure of subtropical pine forest of Meghalaya, northeast India. *Int. J. Ecol. Environ. Sci.*, 29: 207-214.

- **Tudoreanu L., Phillips C.J.C., 2004.** Empirical models of cadmium accumulation in maize, rye grass and soya bean plants. *J. Sci.. Food .Agri*, 84: 845-852.

- **Turer D., Maynard JB., Sansalone JJ., 2001.** Heavy metal contamination in soils of urban highways comparison between runoff and soil concentrations at Cincinnati, Ohio. *Water Air Soil Pollut.* 132(3/4): 293–314.

- **Tye KM., Prakash R., Kim S-Y., Fenno LE., Grosenick L., Zarabi H., Thompson KR., Gradinaru V., Ramakrishnan C., Deisseroth K., 2006.** Amygdala circuitry mediating reversible and bidirectional control of anxiety. *Nature*. 2006;471:358–362.
- **Tyler T-R., 1990.** Why people obey the law. New Haven, CT: Yale University Press.

U

- **Uchimiya M., Klasson KT., Wartelle LH., Lima IM., 2011.** Influence of soil properties on heavymetal sequestration by biochar amendment: 1. Copper sorption isotherms and the release of cations. *Chemosphere*, 82: 1431–1437.
- **Ugolini F., Tognetti R., Raschi A., Bacci L., 2013.** *Quercus ilex* L. as bioaccumulator for heavy metals in urban areas: effectiveness of leaf washing with distilled water and considerations on the trees distance from traffic. *Urban For Urban Green*. 12(4):576–558.
- **Ure AM., Davidson CM., Thomas RP., 1995.** Single and sequential extraction schemes for trace metal speciation in soil and sediment. *Techniques and Instrumentation in Analytical Chemistry*, 17: 505–523. DOI: 10.1016/S0167-9244(06)80021-1
- **USEPA., 2003.** Guidance for developing ecological soil screening levels. OSWER Directive 9285.7-55. Technology Innovation Office, Office of Emergency and Remedial Response. Washington, DC (USA), 87 p.

V

- **Van Dobben H.F., Braak C. J. F., 1998.** Effects of atmospheric NH₃ on epiphytic lichens in the Netherlands: the pitfalls of biological monitoring. *Atmospheric Environment* 32: 551–557.
- **Van haluwyn C., LEROND M., 1986.** Les lichens et la qualité de l'air. Evaluation méthodologique et limites. Rapport final du Ministère de l'Environnement [S.R.E.T.I.E], 213 p.
- **Vanobberghen F., 2010.** La phytoremediation en Wallonie. Kluwer Belgique.
- **Verbruggen N., Hermans C., Schat H., 2009.** Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. *New Phytol*. 181(4):759–776.
- **Vereyken I., Chupin V., Hoekstra F. A., Smeekens S.C.M., Kruijff B., 2003.** The effect of fructan on membrane lipid organization and dynamics in the dry state. *Biophys. J*. 84:3759–3766.
- **Viard-La Rocca B., 2004.** Mise au point et validation, sur sites contaminés, (ETMHAP) d'un test de biosurveillance en microcosme : croissance et bioaccumulation par les gastropodes terrestres *Helix Aspersa Aspersa*. Thèse de doctorat. Université de Metz, 266p.

- **Viard B., Pihan F., Promeyrat S., Pihan JC., 2004.** Integrated assessment of heavy metal (Pb, Zn, Cd) highway pollution: bioaccumulation in soil, Graminaceae and land snails. *Chemosphere*. 55(10):1349–1359.
- **Vindimian E., Garric J., Flammarion P., Thybaud E., Babut M., 2005.** An index of effluent aquatic toxicity designed by partial least squares regression, using acute and chronic tests and expert judgments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **18**, 2386-2391.
- **Vymazal J., Jaroslav S., Nemcova J., Suchy V., 2010.** Heavy metals in sediments from constructed wetlands treating municipal waste. *Water. Biogeochem*, 101, 1: 335-356.

W

- **Waalkes M.P., 2000.** Cadmium carcinogenesis in review. *J. Inorg. Biochem*, 79: 241-244.
- **Walkenhorst W.F., Green S.M., Roder H., 1993.** Kinetic evidence for folding and unfolding intermediates in staphylococcal nuclease. *Biochemistry* 36 5795–5805.
- **Wang Y. et al., 2007.** Human 1A6/DRIM, the homolog of yeast Utp20, functions in the 18S rRNA processing. *Biochim Biophys Acta* 1773(6):863-8.
- **Wang Shufeng., Xiang Shi., Haijing Sun., Yitai Chen., Hongwei Pan., Xiaoe Yang1., Tariq Rafiq., 2014.** Variations in Metal Tolerance and Accumulation in Three Hydroponically Cultivated Varieties of *Salix integra* Treated with Lead. *PLoS ONE* 9(9): e108568. doi:10.1371/journal.pone.0108568
- **Wagh N.D., Shukla P.V., Tabme S.B., Ingle S.T., 2006.** Biological monitoring of roadside plants exposed to vehicular pollution in Jalgaon city, India. *J. Environ. Biol.*, 27: 419- 421.
- **Ward N., R Brooks., ReevesR., 1974.** Effect of lead from motor vehicle exhausts on trees along a major thoroughfare in Palmerston North. *New Zealand. Environ. Pollut.* 6:149-158.
- **Wawer M., Magiera T., Ojha G., Appel E., Busoils AS., and Kusza G., 2015.** « Caractéristiques de la pollution routière actuelle à l'aide de parcelles de contrôle », *Science de l'environnement total*, 505, pp.759-804.(1) (PDF) *Pollution des sols à Proximité des Routes: Impact des Eléments Traces Métalliques (ETM) sur les Sols à Proximité de la Voie de Contournement des Villes de Rabat et Salé (Maroc).*
- **Weinman S., Mehul P., 2004.** *Toute la biochimie.* Dunod. ISBN 978-6-612-47383-8. Vol 1. Sciences sup, ISSN 1636-2217. France.

- **Wierzbicka A., 1999.** Emotions Across Languages and Cultures: Diversity and Universals. Editions de la Maison des Sciences de l'Homme Paris. Cambridge university press. SBN 0 521 59042 6 hardback. 305 p.
- **Winner WE., 1988.** Mechanistic analysis of plant responses to air pollution. *Ecological Applications* 4: 651–661.
- **Wirth V., 1988.** Die Silikatflechten-Gemeinschaften im ausseralpinen Zentral-europa. *Diss. Bot.*, 17, 1-325.
- **Wu Z., Ren H., McGrath S.P., Wu P., Zhao F.J., 2011.** Investigating the Contribution of the Phosphate Transport Pathway to Arsenic Accumulation in Rice, *Plant Physiol.*, vol. 157, p. 498-508.

X

- **Xiaohai L., Yuntao G., Khan S., Gang D., Aikui C., Li L., Lei Z., Zhonghan L., Xuecan W., 2008.** Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on contaminated sites and their potential accumulation capacity in Heqing, Yunnan. *J Environ Sci.* 20:1469–1474.

Y

- **Yan-Ju Liua b., Yong-Guan Zhuh., Hui Dinga., 2007.** Lead and cadmium in leaves of deciduous trees in Beijing, China: Development of a metal accumulation index (MAI). *Environmental Pollution.* Volume 145, Issue 2. P 387–390.
- **Yanai M., and Wu G. X., 2006.** Role of the Tibetan Plateau on Asia monsoon. *The Asian Monsoon*, B. Wang, Ed., Springer, 513– 629.
- **Yang Q., Shu W., Qiu J., Wang H., Lan C., 2004.** Lead in paddy soils and rice plants and its potential health risk around Lechang Lead/Zinc Mine, Guangdong, China. *Environment International* 30: 883–889
- **Yang X., Feng Y., He Z., Stoffell P.J., 2005.** Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation. *J Trace Elem Med Biol.* 18(4):339–353.
- **Yang K., Ye B., Zhou D., Wu B., Foken T., Qin J., Zhou Z., 2011.** Response of hydrological cycle to recent climate changes in the Tibetan Plateau. *Clim. Change* 9, 517–534.
- **Yong R N., Mohammed A-M-O., Warkentin B P., 1992.** Principles of contaminant transport in soils. Elsevier Science Publishers, Amsterdam. 258 pp.
- **Young SD., 2013.** Chemistry of Heavy Metals and Metalloids in Soils. In Alloway B.J. (ed.): *Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability.* 3th Ed. Springer, Dordrecht (The Netherlands). pp. 51-95.

- **Yoon J., Cao X., Zhou Q., Ma LQ., 2006.** Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science Total Environment* 368: 456–464.
- **Yilmaz S., Zengin M., 2004.** Monitoring environmental pollution in Erzurum by chemical analysis of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles. - *Environment International*, 29(8): 1041-1047.
- **Yin Y., Impellitteri CA., You SJ., Allen HE., 2002.** The importance of organic matter distribution and extract soil: solution ratio on the desorption of heavy metals from soils. *Science of the Total Environment*, 287: 107–119.
- **Yin S., Shen Z., Zhou P., Zou X., Che S., Wang W., 2011.** Quantifying air pollution attenuation within urban parks: an experimental approach in Shanghai, China. *Environ Pollut.* 159(8–9):2155–2163.
- **Yu KF, Kamber BS, Lawrence MG, Greig A, Zhao JX., 2007.** High-precision analysis on annual variations of heavy metals, lead isotopes and rare earth elements in mangrove tree rings by inductively coupled plasma mass spectrometry. *Nucl Instrum Methods Phys Res B Beam Interact Mater Atoms* 255:399–408.

Z

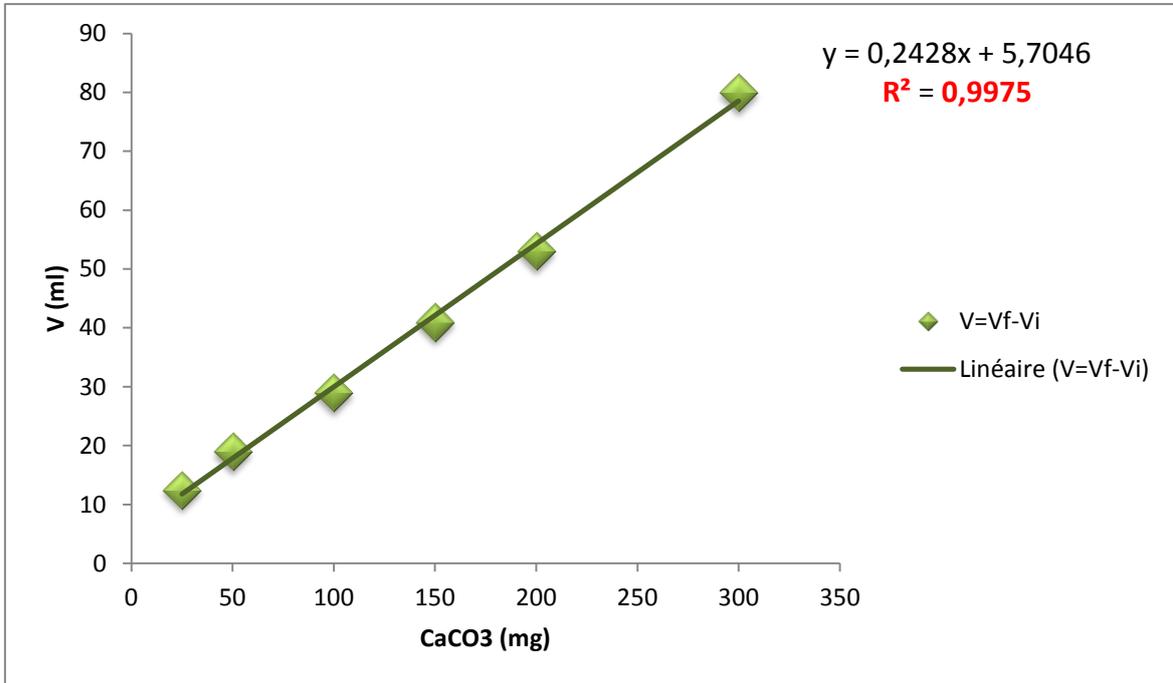
- **Zar J.H., 1999.** *Biostatistical Analysis*. 4th Edition, Prentice Hall, Upper Saddle River.
- **Zarco-Tejada P.J., Miller J. R., Noland T. L., Mohammed G. H., & Sampson P. H. 2001.** Scaling-up and model inversion methods with narrow-band optical indices for chlorophyll content estimation in closed forest canopies with hyperspectral data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 39, 1491–1507.
- **Zereini F., Alsenz H., Wiseman CLS., Püttmann W., Reimer E., Schleyer R., Bieber E., Wallasch M., 2012.** *Sci Total Environ* 416:261–268
- **Zhai Y., Dai Q., Jiang K., Zhu Y., Xu B., Peng C., Wang T., Zeng G., 2016.** Traffic related heavy metals uptake by wild plants grow along two main highways in Hunan Province, China: effects of soil factors, accumulation ability, and biological indication potential. *Environ Sci Pollut Res.* 23(13):13368–13377.
- **Zhang M., et al., 1995.** Calcium-induced conformational transition revealed by the solution structure of apo calmodulin. *Nat Struct Biol* 2(9):758-67
- **Zhang J., Nan Z., Li J., Cheng G., 2002.** Cadmium and zinc interactions and their transfer in soil-crop system under actual field conditions. *Sci. Total. Environ*, 285: 187-195.
- **Zhao DY., Ma T., Zeng J., Yan WM., Wang JQ., Huang R., Wang M., 2010.** Effects of lake water chemistry on bacterioplankton community structures of three lakes. *Afr. J. Microbiol. Res.*, 5: 4820-4831.

- **Zhao X., Liu J., Xia X., Chu J., Wei Y., Shi S., Chang E., Yin W., Jiang Z., 2014.** The evaluation of heavy metal accumulation and application of a comprehensive bioconcentration index for woody species on contaminated sites in Hunan, China. *Environ Sci Pollut Res.* 21(7):5076–5085.
- **Zhao H., Shao Y., Yin Ch Jiang Y., Li X., 2016.** An index for estimating the potential metal pollution contribution to atmospheric particulate matter from road dust". *Sci Total Environ.* 2016;550:167–175. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.01.110.
- **Zheng N., Liu J., Wang Q., Liang Z., 2015.** Health risk assessment of heavy metal exposure to street dust in the zinc smelting district, Northeast of China *Sci. Total Environ.*, 408 (2010), pp. 726-733.
- **Zhongmin Hu., Qun Guo., Shengong Li., Shilong Piao., Alan K. Knapp., Philippe Ciais., Xinrong Li., Guirui Yu., 2018.** Shifts in the dynamics of productivity signal ecosystem state transitions at the biome-scale. *Ecology Letters.* doi: 10.1111/ele.13126
- **Zhou L., Wong A., 2003.** Consumer impulse buying and in-store stimuli in Chinese supermarkets. *Journal of International Consumer Marketing*, 16, 37-53
- **Zhu X., Gong H., Chen G., Wang S., Zhang C., 2005.** Different solute levels in two spring wheat cultivars induced by progressive field water stress at different developmental stages. *Journal of Arid Environments* .2005, 62, 1-14.
- **Zhuang P, Yang Q., Wang HB., Shu W., 2007.** Phytoextraction of heavy metals by eight plant species in the field. *Water Air Soil Pollut.* 184(1–4):235–242.
- **Zimmerman A., 2010.** Abiotic and microbial oxidation of laboratory-produced black carbon (biochar). *Environmental Science and Technology* 44, 1295e1301.
- **Zorrig W., Rouached A., Shahzad Z., Abdelly C., Davidian JC., Berthomieu P., 2010.** Identification of three relationships linking cadmium accumulation to cadmium tolerance and zinc and citrate accumulation in lettuce. *J Plant Physiol* 167: 1239-1247.

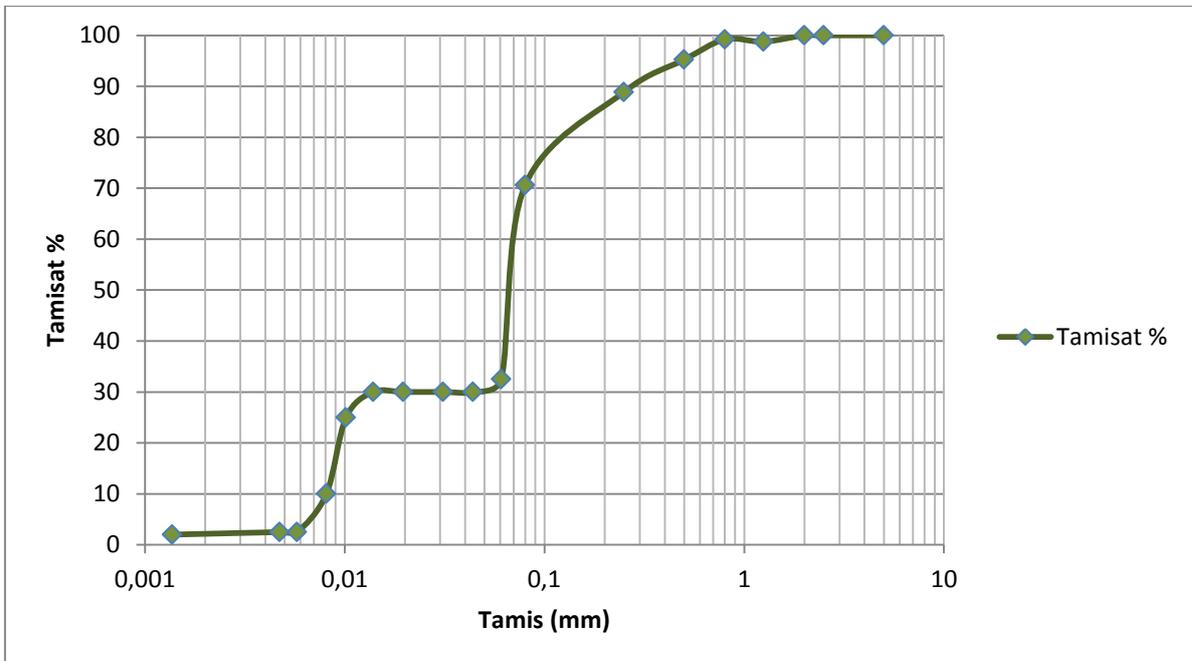
Annexes

Annexes

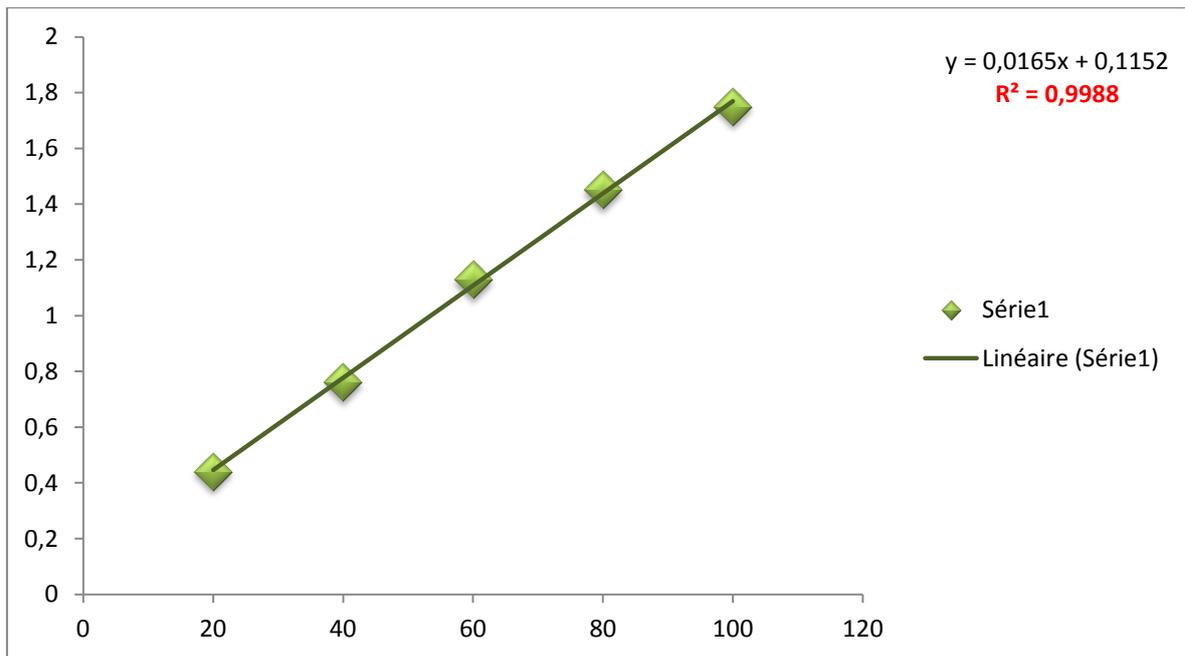
Annexe 1 : Courbe d'étalonnage du calcaire total.



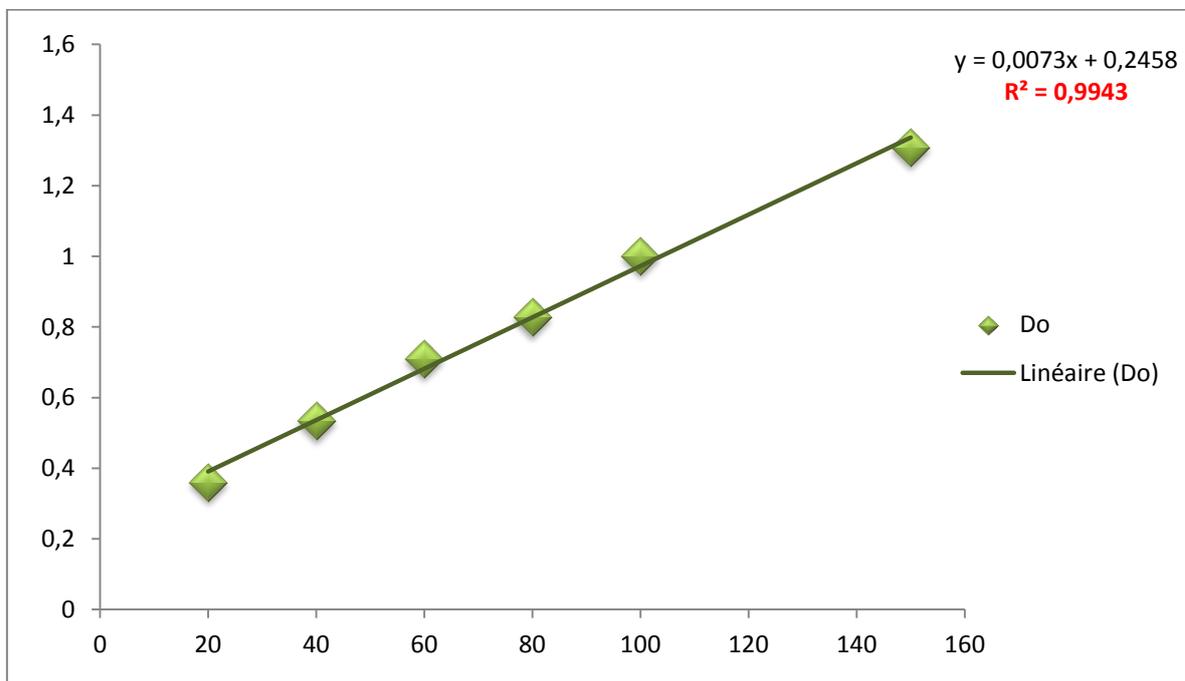
Annexe 2 : Courbe semi-logarithmique de l'analyse granulométrique.



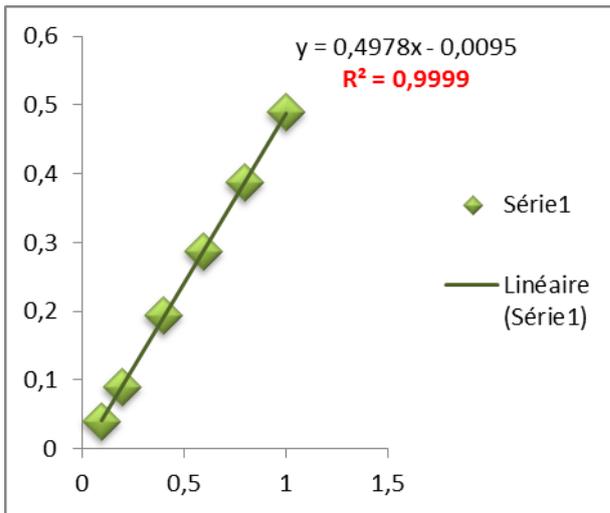
Annexe 3 : Courbe d'étalonnage de la proline.



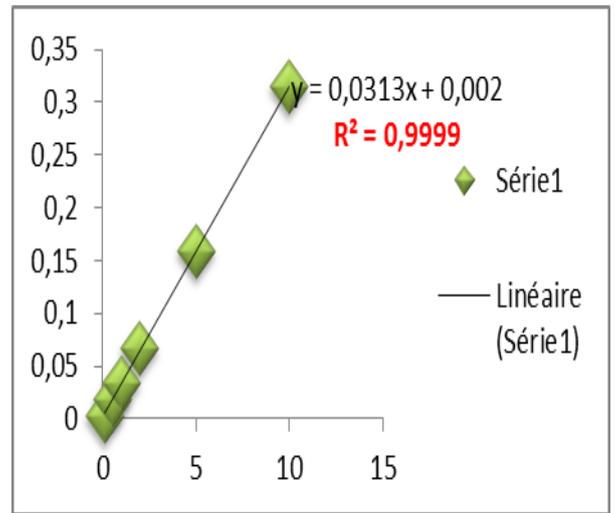
Annexe 4 : Courbe d'étalonnage du glucose.



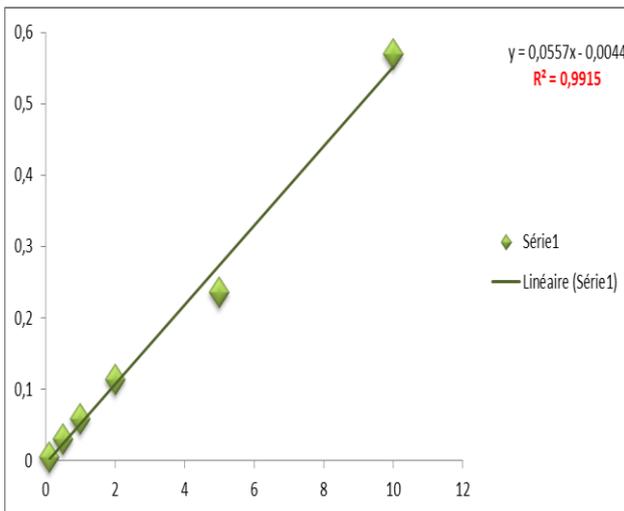
Annexe 5 : Courbes d'étalonnage des ETM par SAA.



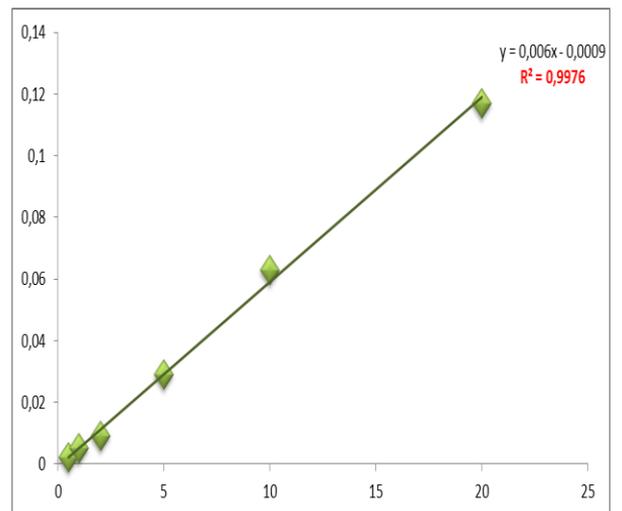
Cadmium (Cd)



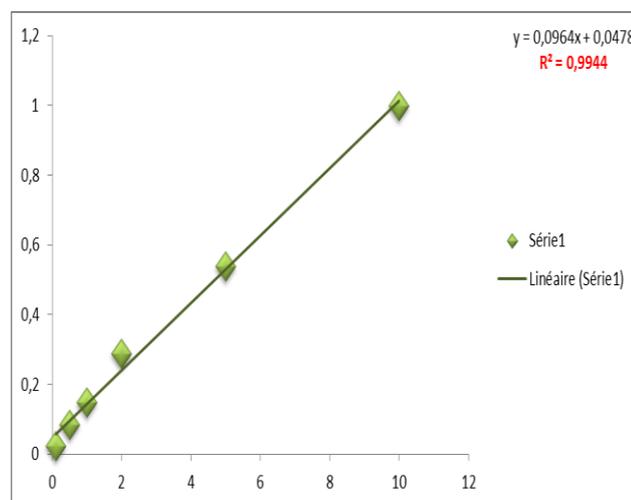
Cuivre (Cu)



Manganèse (Mn)

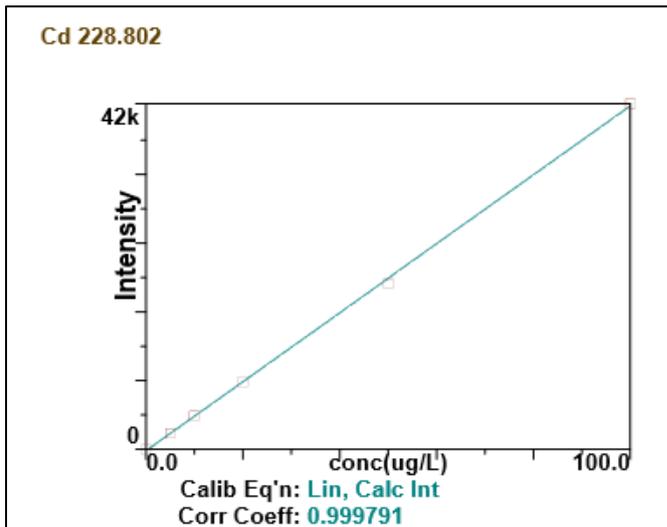


Plomb (Pb)

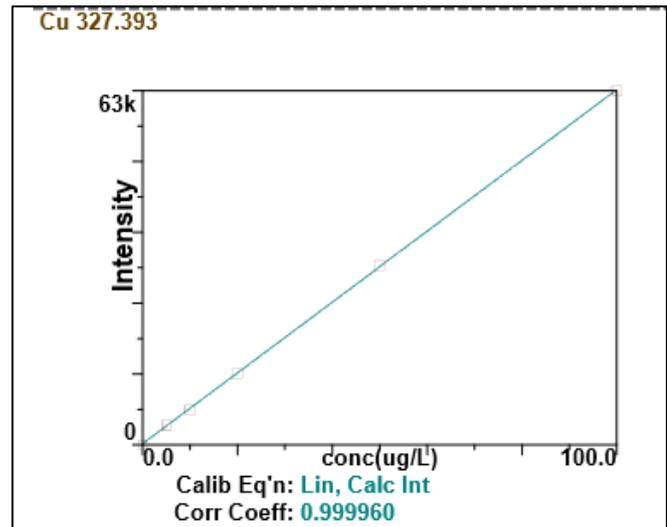


Zinc (Zn)

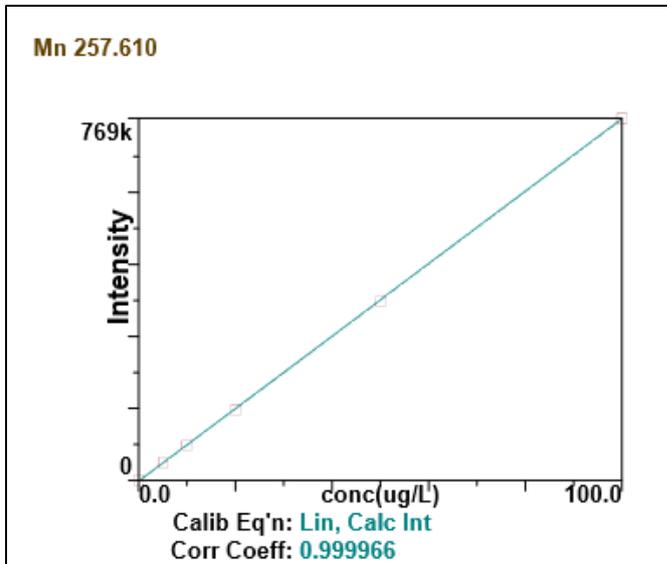
Annexe 6 : Courbes d'étalonnage des ETM par ICP-OES.



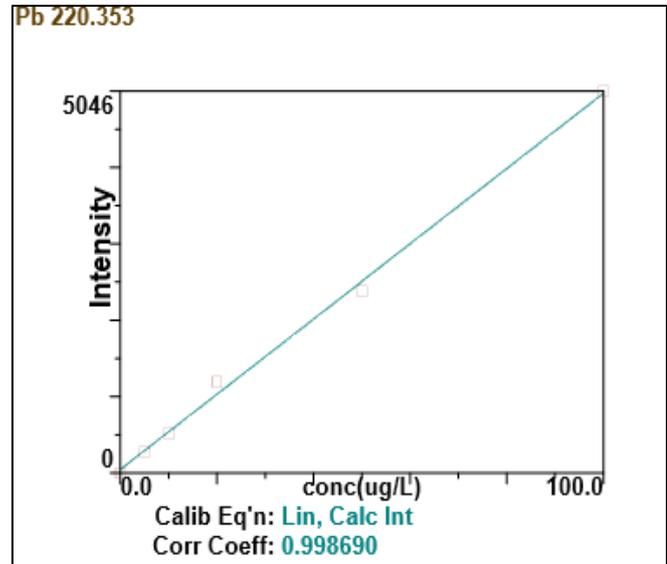
Cadmium (Cd)



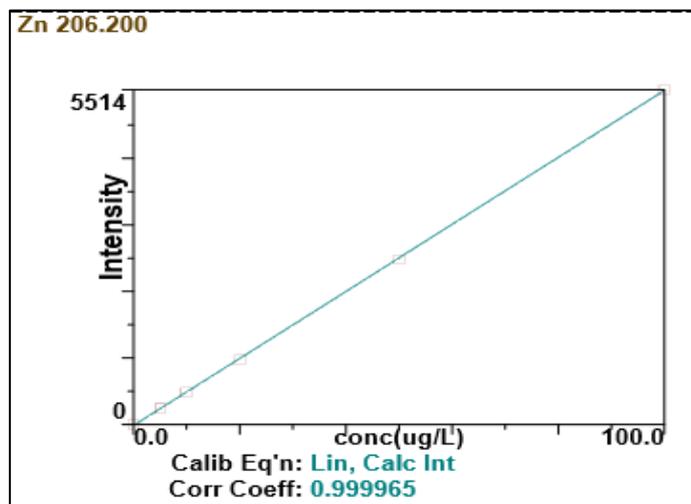
Cuivre (Cu)



Manganèse (Mn)



Plomb (Pb)



Zinc (Zn)

Annexe 7 : Matrice de corrélation entre les paramètres biochimiques étudiés.

Espèce	Variable	Chl a	Chl b	Chl a/Chl b	Chl tot	SS	Pro
<i>E. cladocalyx</i>	Chl a	1					
	Chl b	0.73	1				
	Chl a/ Chl b	ns	-0.60	1			
	Chl tot	0.94	0.92	ns	1		
	SS	ns	ns	ns	ns	1	
	Pro	-0.87	-0.68	ns	-0.84	-0.75	1
<i>C. fastigiata</i>	Chl a	1					
	Chl b	ns	1				
	Chl a/ Chl b	0.67	-0.51	1			
	Chl tot	0.55	ns	0.62	1		
	SS	ns	ns	ns	-0.72	1	
	Pro	ns	0.60	-0.88	ns	ns	1
<i>C. horizontalis</i>	Chl a	1					
	Chl b	ns	1				
	Chl a/ Chl b	ns	-0.93	1			
	Chl tot	0.98	ns	ns	1		
	SS	0.63	0.82	-0.55	ns	1	
	Pro	-0.82	-0.63	ns	-0.70	-0.96	1
<i>O. europaea</i>	Chl a	1					
	Chl b	0.76	1				
	Chl a/ Chl b	0.79	ns	1			
	Chl tot	-0.67	ns	-0.98	1		
	SS	ns	ns	-0.67	0.79	1	
	Pro	-0.77	-1.00	ns	ns	-0.58	1
<i>P. halepensis</i>	Chl a	1					
	Chl b	-0.90	1				
	Chl a/ Chl b	0.90	-0.99	1			
	Chl tot	-1.00	0.89	-0.94	1		
	SS	-0.90	0.65	-0.73	0.90	1	
	Pro	0.90	-1.00	0.99	-0.90	-0.61	1
<i>E. gomphocephala</i>	Chl a	1					
	Chl b	ns	1				
	Chl a/ Chl b	0.70	-0.83	1			
	Chl tot	ns	ns	ns	1		
	SS	ns	ns	ns	ns	1	
	Pro	ns	ns	ns	ns	ns	1

Espèce	Variable	Chl a	Chl b	Chl a/ Chl b	Chl tot	SS	Pro
<i>N. oleander</i>	Chl a	1					
	Chl b	0.95	1				
	Chl a/ Chl b	-0.79	-0.94	1			
	Chl tot	-0.64	ns	ns	1		
	SS	0.94	1.00	-0.95	ns	1	
	Pro	ns	0.61	-0.85	0.51	0.64	1
<i>F. excelsior</i>	Chl a	1					
	Chl b	0.53	1				
	Chl a/ Chl b	ns	-0.84	1			
	Chl tot	0.87	0.88	ns	1		
	SS	0.51	0.94	-0.76	0.84	1	
	Pro	ns	-0.94	0.95	-0.69	-0.93	1
<i>E. globulus</i>	Chl a	1					
	Chl b	ns	1				
	Chl a/ Chl b	0.92	-0.57	1			
	Chl tot	0.90	ns	0.66	1		
	SS	-0.97	ns	-0.79	-0.98	1	
	Pro	-0.61	-0.65	ns	-0.89	0.79	1
<i>T. gallica</i>	Chl a	1					
	Chl b	0.99	1				
	Chl a/ Chl b	0.96	0.90	1			
	Chl tot	ns	ns	ns	1		
	SS	1.00	0.97	0.98	ns	1	
	Pro	0.62	ns	0.82	0.68	0.68	1
<i>A. cyanophylla</i>	Chl a	1					
	Chl b	0.88	1				
	Chl a/ Chl b	0.87	0.54	1			
	Chl tot	0.99	0.94	0.79	1		
	SS	0.68	0.69	0.53	0.70	1	
	Pro	0.61	ns	0.89	0.51	0.57	1
<i>A. horrida</i>	Chl a	1					
	Chl b	ns	1				
	Chl a/ Chl b	ns	-1.00	1			
	Chl tot	0.73	-0.85	0.83	1		
	SS	0.58	-0.94	0.92	0.98	1	
	Pro	ns	-0.98	0.97	0.94	0.99	1

Annexe 8 : Corrélation entre les teneurs séquentielles en ETM dans les sols étudiés du profil (0- 20 cm).

ETM		Cd					Cu					Mn					Pb					Zn				
Fraction		E	C	O	M	R	E	C	O	M	R	E	C	O	M	R	E	C	O	M	R	E	C	O	M	R
Cd	E	1																								
	C	0.91	1																							
	O	ns	ns	1																						
	R	0.32	0.38	0.42	1																					
Cu	E	ns	ns	ns	ns	ns	1																			
	C	ns	ns	-0.33	ns	ns	ns	1																		
	O	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1																	
	R	ns	0.49	0.76	ns	0.32	ns	ns	0.34	1																
Mn	E	ns	ns	0.34	ns	ns	ns	ns	0.41	ns	1															
	C	0.35	0.35	ns	ns	ns	-0.34	ns	-0.39	ns	0.56	1														
	O	ns	ns	ns	ns	ns	-0.32	ns	0.41	ns	ns	0.41	1													
	R	ns	ns	ns	ns	ns	0.51	ns	ns	-0.47	ns	ns	ns	1												
Pb	E	1	0.90	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.34	ns	ns	ns	1									
	C	0.91	1	ns	ns	0.38	ns	ns	0.49	ns	ns	ns	0.35	ns	ns	ns	0.90	1								
	O	ns	ns	1	0.42	0.32	ns	-0.33	ns	0.76	ns	0.34	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1							
	R	0.32	0.38	0.42	1	0.97	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.38	0.42	1						
Zn	E	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.49	ns	ns	0.38	ns	ns	ns	1				
	C	ns	ns	-0.54	ns	ns	ns	ns	-0.61	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.54	ns	ns	0.38	1			
	O	ns	0.35	0.68	ns	0.54	ns	ns	ns	0.69	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.35	0.68	ns	0.51	-0.37	-0.77	1		
	R	ns	ns	0.51	ns	0.34	ns	ns	ns	0.45	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.51	ns	0.31	ns	ns	0.51	1	
		ns	0.40	0.40	ns	ns	ns	ns	0.51	ns	0.52	0.44	0.50	ns	0.52	ns	0.40	0.40	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	

ns : Non significatif ; p < 0.5 ; p < 0.01 ; p < 0.001

Annexe 9 : Corrélations entre les teneurs séquentielles en ETM dans les sols étudiés du profil (20- 40 cm).

ETM		Cd					Cu					Mn					Pb					Zn						
Fraction		E	C	O	M	R	E	C	O	M	R	E	C	O	M	R	E	C	O	M	R	E	C	O	M	R		
Cd	E	1																										
	C	0.84	1																									
	O	ns	0.33	1																								
	M	ns	ns	0.33	1																							
R	ns	0.32	ns	0.42	1																							
Cu	E	ns	ns	ns	ns	ns	1																					
	C	ns	ns	0.41	0.36	0.36	0.35	1																				
	O	ns	0.33	0.47	0.35	0.38	0.59	0.71	1																			
	M	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1																		
R	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1																		
Mn	E	ns	ns	ns	ns	0.38	ns	ns	ns	ns	ns	1																
	C	0.38	0.45	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.44	1															
	O	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1														
	M	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1													
R	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.40	ns	0.32	ns	ns	1													
Pb	E	0.99	0.78	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.38	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
	C	0.91	0.94	ns	ns	0.33	ns	ns	0.32	ns	ns	ns	0.38	ns	ns	ns	ns	0.86	1									
	O	ns	ns	0.45	0.32	0.32	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1								
	M	ns	ns	ns	0.74	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1						
R	ns	0.42	0.36	0.48	0.76	ns	0.32	ns	ns	ns	ns	0.35	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.39	0.39	ns	1					
Zn	E	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1					
	C	ns	ns	-0.32	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.39	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1				
	O	ns	0.56	0.66	ns	0.34	ns	0.34	0.46	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.48	0.43	ns	ns	ns	ns	1		
	M	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	
R	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.32	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	

ns : Non significatif ; p < 0.5 ; p < 0.01 ; p < 0.001

Publications



Using tree leaves and barks collected from contaminated and uncontaminated areas as indicators of air metallic pollution

Hana Alatou & Leila Sahli

To cite this article: Hana Alatou & Leila Sahli (2019): Using tree leaves and barks collected from contaminated and uncontaminated areas as indicators of air metallic pollution, International Journal of Phytoremediation, DOI: [10.1080/15226514.2019.1583723](https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1583723)

To link to this article: <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1583723>



Published online: 24 Apr 2019.



Submit your article to this journal [↗](#)



View Crossmark data [↗](#)

Using tree leaves and barks collected from contaminated and uncontaminated areas as indicators of air metallic pollution

Hana Alatou and Leila Sahli 

Laboratory of Biology and Environment, University Mentouri Brothers-Constantine1, Constantine, Algeria

ABSTRACT

The aim of this study was to show the usefulness of woody species in assessing air pollution by cadmium, copper, lead, and zinc. For this, washed leaves, unwashed leaves, and barks of a coniferous species (*Cupressus sempervirens* var. *fastigiata*) and a broadleaved one (*Eucalyptus cladocalyx* F. Muell) were analyzed for cadmium, copper, lead and zinc contents. A transect sampling approach was carried out during spring 2016. Fifty stations were selected along an intensive traffic road, and three in a control area. The results showed that the highest concentrations were recorded in barks for copper (21.86 µg/g, 23.33 µg/g) and lead (14.53 µg/g, 63.33 µg/g), and in unwashed leaves for cadmium (0.57 µg/g, 1.19 µg/g) and zinc (48.94 µg/g, 47.6 µg/g) for *E. cladocalyx* F. Muell, and *C. sempervirens* var. *fastigiata*, respectively. Lead and zinc are the most accumulated metals compared to cadmium and copper in all samples. The studied metal contents in urban area were significantly higher than that of the control one. This represents that traffic road has influenced the metals contamination of the surrounding area. Results of the bioconcentration factor (BCF) for both species indicate that the studied species could be used as biomonitors to identify ecological problems and to predict effect on wildlife habitats. The highest values of metal accumulation index (MAI) indicate the effectiveness of these trees for controlling the air metals in the polluted areas. Result shows too that the studied species could be used for phytoextraction of heavy metals from the polluted soils and/or air.

KEYWORDS

Heavy metals; *Cupressus sempervirens* var. *fastigiata*; *Eucalyptus cladocalyx* F. Muell; leaves; barks

Introduction

Last century, human activities, industrialization, and the emergence of transport played a leading role in the evolution of the society. Given these activities, big quantities of organic and inorganic chemical substances have been released into the environment. Most of these substances are considered harmful and even dangerous. These compounds pose major and serious risks not only to the environment and the living organisms but also to human health (Maizi *et al.* 2010).

In Algeria, there has been, for several years, a progressive problem in particular metallic atmospheric pollution linked to important road networks (Maatoug *et al.* 2007; Maizi *et al.* 2010; Lakhdari and Benabdeli 2012). In Constantine city, where the rate of urbanization is more than 94%, it is easy to note that we have a real problem of pollution. On the one hand, due to the existence of a vast road network and a very large motor vehicle population with regard to the distances traveled as well as to the density of the traffic of motor vehicles. And, on the other hand, to topographical characteristics (the presence of the heights and their orientations, and the corridors which favor to the phenomenon of thermal inversion and its persistence) and climatic features (the direction of the winds resulting in alternating air

movements contributing to maintaining the pollutants above the emission zone) create a climate conducive to the prevalence of pollution (Maizi *et al.* 2010). Indeed, several studies carried out in Constantine city revealed a real problem of metallic pollution in aquatic and terrestrial ecosystems. A significant enrichment in metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) was recorded in water, sediments, soils, and plants (Sahli *et al.* 2011; Sahli *et al.* 2012; Krika *et al.* 2013; El-Hadef El-Okki *et al.* 2015).

Studies on air metallic pollution, using plants as bioindicators and bioaccumulators, are numerous. The accumulation of lead by plants was detected for the first time in Finland (Lounamaa 1956). Since then, many works have shown the existence of a relationship between the proximity of circulation ways and the accumulation of metals by vascular plants and also by lichens. Because of their exclusive dependence on the atmosphere, lichens are considered the best bioaccumulators from atmospheric sources. However, in highly degraded environments where high anthropic pressure causes the absence of these organisms, some persistent vascular plants can be used as bioaccumulators (Pacheco *et al.* 2002; Tomasevic *et al.* 2005; Berlizov *et al.* 2007; Gratani *et al.* 2008). Further, according to literature, using trees as biomonitors are preferred to lichens and mosses as they reflect the heavy metals contamination of the

environment during a long time (Allahabadi *et al.* 2017; Berdonces *et al.* 2017). Trees are perennial, long-living plants having a large surface area compared to other groups of plants. As a result of their large size and longer persistence, they have remarkable adaptability and large accumulation potential to environmental xenobiotics. Much to their advantage, trees have large canopy area and extensive root and shoot system to accumulate and store a significant amount of xenobiotics (Mukherjee *et al.* 2016).

Compared to other life forms, the accumulation potential of tree species for heavy metals is less studied. Some trees types have been studied for biomonitoring of metal pollution and their advantages/disadvantages for this purpose have been indicated (Sawidis *et al.* 2011; Birke *et al.* 2018). Bargagli (1998) provides a non-exhaustive list of plant species that can be used in heavy metals biomonitoring such as linden, birch, oak, poplar, pine, and elder, but also nettle, dandelion, plantain, and ryegrass. Woody species such as *Populus* and *Salix* are frequently grown in sites contaminated by heavy metals (Migeon *et al.* 2011). In Algeria, studies were conducted on heavy metals accumulation by *Platanus* and *Cupressus sempervirens* (Maatoug *et al.* 2010), *Casuarina equisetifolia* (Lakhdari and Benabdeli 2012), and *Tamarix gallica* (Krika *et al.* 2013).

The use of trees (leaves, barks) for air monitoring purpose is becoming more and more widespread. Tree leaves have been widely used as an indicator of atmospheric pollution. Leaves from higher plant intercept pollutants from wet and dry atmospheric deposition and accumulate metals from soil and atmosphere (Mingorance and Rossini 2006; Mukherjee *et al.* 2016; Safari *et al.* 2018). Metal is mainly taken up from the soil by plants via their root system and translocate to other parts of the plant (Fox and Guerinet 1998). The deposited particles may be washed out by rain into the soil, suspended or retained on the plant foliage. The retention degree is influenced by weather conditions, pollutant properties, plant surface characteristics, leaf morphology, and particle size. As already indicated, the metal accumulation in plants provides a record of the spatial and temporal history of the pollution. That is why higher plant assessment can provide important information on various pollution events (Opydo *et al.* 2005; Mingorance and Rossini 2006; Maizi *et al.* 2010).

The main objective of this study was to assess cadmium, copper, lead, and zinc concentration in washed leaves, unwashed leaves and barks of a broadleaved species (*Eucalyptus cladocalyx* F. Muell) and a coniferous one (*C. sempervirens* var. *fastigiata*) in a contaminated area (Constantine, Algeria) and an uncontaminated one (arboretum of Draa Nega, Constantine Algeria), in order to assess the relationship between the intensity of road traffic and the trees heavy metal contents, and to highlight the usefulness of using trees as bioindicators of air metallic pollution. For this, the bioconcentration factor (BCF) and metal accumulation index (MAI) were used. Bark and leaf have been widely used for metals biomonitoring than other parts of the tree like buds, flowers, and needle as their structures can absorb more air pollutants (Oliva and Mingorance 2006; Matin

et al. 2016). The tree's bark has also been proposed as pollution time capsules (Parraga-Aguado *et al.* 2014; Drava *et al.* 2017). Thus, the leaf and bark of trees can be used as suitable biomonitors for heavy metals pollution (Baldantoni *et al.* 2014; Allahabadi *et al.* 2017). The results of this study could be beneficial as preliminary reference values for heavy metals concentrations in urban environments for future monitoring using other plant species.

Material and methods

Study area and sampling sites

The present study was carried out in Constantine city located in the Northeast of Algeria at N36°17'00", E6°37'00" and an altitude of 694 m (Figure 1). Constantine has an area of 2197 km² including with high population density estimated at 428 inhabitants/km². It is characterized by a Mediterranean climate with average temperatures ranges from 25 to 40 °C in summer and 0 to 12 °C in winter and an annual precipitation of about 350–700 mm. In this agglomeration, traffic load is very intense. In 2016, the car fleet of Constantine city consisted of 200,000 vehicles, of all types combined, with 12809 new vehicles. This park is highly heterogeneous because of the variety of vehicles that make it up (tourism vehicle, truck, coach, motorcycle, road tractor, etc.), and the energy source: gasoline as the most widely used (71.15%) and the diesel oil which is the least used fuel (28.85%). Of this total, new cars represent only 5.58% of the park which is characterized by a certain age of the vehicles that compose it and it is exactly these older vehicles that are the most polluting.

In order to assess the impact of motor vehicle traffic and road infrastructure on trees, our study focused on two species: a broadleaved species from Myrtaceae family (*E. cladocalyx* F. Muell) and a coniferous one from Cupressaceae family (*C. sempervirens* var. *fastigiata*). Both species come from an area reforested (44 years old) by planting seeds harvested in Algeria. The two species were selected because of their high dispersion in the studied area. These species were collected from fifty stations selected along the national road (RN03) characterized by an intense traffic load and connecting the center of Constantine city to the municipality of El Hamma (Figure 1).

Transect approach was adopted. In order to have the same integration time and intensity of metal pollution, trees with the same age were used for sampling. All selected trees had a trunk diameter and height of about 54 cm and 32 m for *E. cladocalyx* F. Muell, 29 cm and 20 m for *C. sempervirens* var. *fastigiata*. Grown-up leaves and bark of each species have been harvested at a distance of 4–100 meters from the road. Leaves were cut directly from the branch, at about 1 cm from leaves base. They were randomly collected from the lower two-third of the canopy of each tree. Leaves with identical length, fully expanded, and with no spots or abnormal appearance (chlorosis or necrosis) were sampled. And, as recommended by Safari *et al.* (2018), trees with unusual leaf and bark (for example, wrinkled or yellow leaf and pebble bark) were excluded. Also, the trees that had honeydew

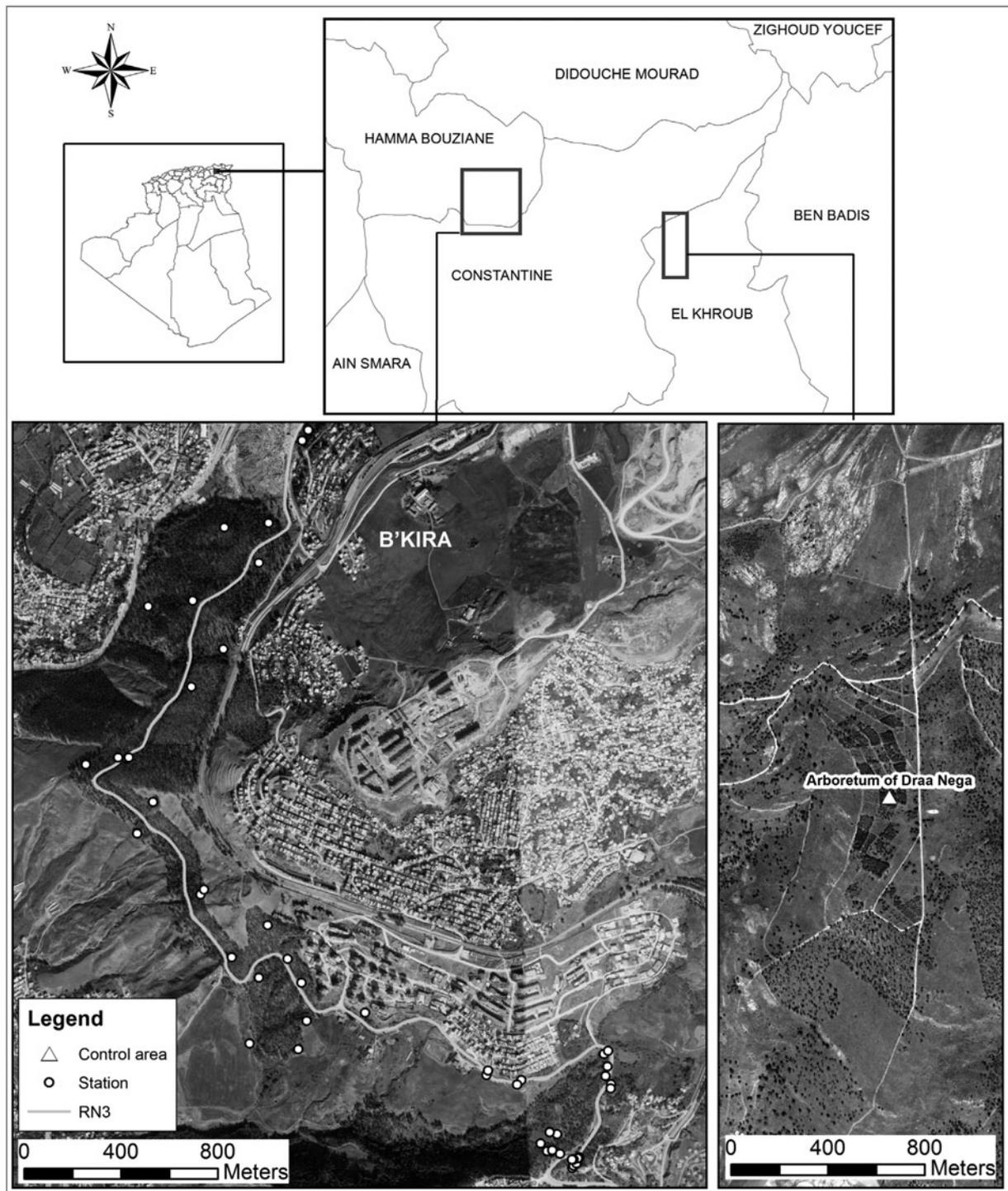


Figure 1. Geographical location of the control and urban areas.

were not considered. Care was also taken to avoid selecting leaf with imperfections like bird dropping, insect infestations, and pesticide treatment.

The bark sample was taken from the middle of the tree trunk at about 80–100 cm above ground. All the samples of leaves and barks were stored separately in clean bags to avoid further contamination and were transported to the laboratory on the same day.

Leaf samples were divided into two sub-samples; a sub-sample was washed with ultrapure deionized water to

remove dust and particulate matter and the other one was left unwashed. Then, samples of barks and washed and unwashed leaves were dried at 85 °C and ground.

Besides, the soil cores samples were taken around trees trunk with an auger soil sampler at 0–20-cm depth. Twigs and dried leaves were removed before sampling operation. Soil samples were air-dried and sieved through a 2-mm stainless steel wire sieve for heavy metals extraction. Soil samples were analyzed for pH, electric conductivity (EC) and organic matter content (OM). Soil pH was measured in

a ratio of 1/2.5 soil and double distilled water, the electric conductivity (EC) in a ratio of 1/5 soil and double distilled, and the OM by Walkley-Black method.

Leaf, bark, and soil samples were also taken from a control area (arboretum of Draa Nega) situated 10 km away from the contaminated site (urban area). Sampling of soil, leaves, and barks of trees was carried out during spring 2016.

Heavy metals extraction

HMs extraction was carried out according to the method described by Pais and Jones (2000). It consists of dry calcination of ground samples (1 g) in a muffle furnace hang 16 h with a gradual rise of temperature reaching 450 °C. After cooling, 10 ml of diluted aqua regia (1/3) was added to dissolve the ash. Digests were filtered using a Whatman filter paper (Whatman 540). The obtained filtrates were stored in Teflon bottles and kept at 4 °C until analysis. The concentrations of Cd, Cu, Pb, and Zn were measured by an atomic absorption spectrophotometer (Perkin-Elmer, AAnalyst 100).

Several quality control methods were used in order to obtain reliable data. The accuracy of the results in terms of the linearity of curve calibration, the repeatability, and the reproducibility of results were carried out. To quantify metal contents from samples, external standards with calibration levels ranging from 0.1 to 5 mg/l for cadmium, and from 0.5 to 10 mg/l for Cu, Pb, and Zn were used. During the experiment, atomic absorption (AAS) used to quantify the targeted metals revealed good linearity with $r \geq 0.98$. The precision and the repeatability of the analysis was tested on the instrument by analyzing five replicate samples with SD ranging between 0.01 and 1.17 indicating a high repeatability of the analysis results. The reproducibility of the method was tested by analyzing a certified reference material (BCR62 *Olea europea* Leaves). For all elements studied nearly 100% recoveries (97–100%) of the analytical method were obtained. Mean metal concentrations (mg/kg) for five replicates of the reference material were 0.09 ± 0.01 versus 0.1 ± 0.02 for Cd; 45.81 ± 0.32 versus 46.6 ± 1.8 for Cu; 24.17 ± 1.17 versus 25 ± 1.5 for Pb, and 15.31 ± 0.34 versus 16 ± 0.7 for Zn.

For soil, samples (500 mg) were digested with 10 ml of aqua regia (3:1 mixture of HCl (12N) and HNO₃ (15N)) in teflon bombs in a microwave oven (model Speedwave R-2. BERGHOF B). The concentrations of Cd, Cu, Pb, and Zn were measured by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES Perkin Elmer 8000 Optima).

Accuracy and precision were checked by analysis of standard reference material (BCR CRM 141 R, calcareous loam soil, Community Bureau of Reference, Brussels, Belgium). The percent recoveries were 92 ± 1.4 for Cd, 86 ± 1.0 for Cu, 87 ± 1.8 for Pb, and 96 ± 2.1 for Zn.

Data analysis

Statistical analyses were conducted using Statistica 7.0 software. For the studied species, minimum, mean, maximum,

and standard deviation were calculated for each element and each plant parts. In addition, one way Analysis of Variance (ANOVA) followed by Newman-Keuls test was conducted to reveal species and/or plant part variation. Data normality and homogeneity of variance were verified by means of Shapiro-Wilk and Levene tests, respectively. Furthermore, an independent-samples *t*-test was conducted to compare the urban area to control one. The level of significance was set at *p* value (of 5%).

Besides, two factors including bio-concentration factor (BCF) and metal accumulation index (MAI) were used to assess the origin and capacity of heavy metals accumulation in the trees of the studied area.

Bio-concentration factors (BCF) indicate the ability of a plant in up-taking heavy metals from soil (Zhuang *et al.* 2007; Xiaohai *et al.* 2008; Shi *et al.* 2011; Hladun *et al.* 2015; Allahabadi *et al.* 2017). It is defined as the ratio of total metal concentrations in sampled tissue (leaves and barks) and soil. BCF is calculated as follows:

$$BCF = \frac{C_{\text{harvested tissue}}}{C_{\text{soil}}}$$

where $C_{\text{harvested tissue}}$ is the metal concentration in harvested tissues (leaves, barks), and C_{soil} is the metal concentration in soil.

Different trees species have different ability to accumulate atmospheric HMs. Therefore, we used MAI to assess and compare the overall ability of both species for HMs accumulation. MAI was calculated as follows:

$$MAI = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n I_j$$

Where *n* is the total number of HMs, and I_j is the sub-index for variable *j*, obtained by dividing the mean concentration (*x*) of each HMs by its standard deviation (Liu *et al.* 2007; Hu *et al.* 2014).

Results and discussion

Plant parts HMs contents

Statistical results of heavy metals contents for the studied species are summarized in Table 1. Extreme values and mean \pm standard deviation of cadmium, copper, lead and zinc contents for washed leaves (WL), unwashed leaves (UL), barks (BK), and soil were mentioned.

Results of urban area showed that heavy metals quantified in washed leaves, unwashed leaves and bark vary from one organ to another for the same species and from one species to another for the same organ (Table 1). The accumulation of cadmium by trees parts was in decreasing order: UL > BK > WL. Thus, for *E. cladocalyx* F. Muell, we recorded a mean value of about 0.20 $\mu\text{g/g}$ for washed leaves, 0.48 $\mu\text{g/g}$ for unwashed leaves, and 0.52 $\mu\text{g/g}$ for bark. Unwashed leaves of *C. sempervirens* var. *fastigiata* recorded the highest value (1.19 $\mu\text{g/g}$) compared to bark (1.09 $\mu\text{g/g}$) and washed leaves (0.81 $\mu\text{g/g}$). In Ibadan city (Nigeria),

Table 1. Heavy metals concentrations ($\mu\text{g/g}$ dry weight) in organs of studied species (urban area).

Species	Plant part	Cd	Cu	Pb	Zn
<i>E. cladocalyx</i>	WL	[0.19–0.95] 0.48 \pm 0.33 ^a	[6.12–9.53] 7.92 \pm 1.45 ^a	[6.67–10.00] 7.50 \pm 1.67 ^a	[26.93–59.89] 43.58 \pm 15.08 ^a
	UL	[0.19–1.33] 0.57 \pm 0.51 ^a	[5.89–8.74] 7.41 \pm 1.23 ^a	[10.00–13.33] 10.83 \pm 1.67 ^a	[35.64–61.01] 48.94 \pm 11.89 ^a
	BK	[0.19–1.14] 0.52 \pm 0.42 ^a	[14.52–30.0] 21.86 \pm 6.36 ^b	[13.33–33.33] 23.33 \pm 8.61 ^b	[13.07–28.49] 23.77 \pm 7.20 ^b
Soil	[0.36–1.17] 0.79 \pm 0.35	[11.32–14.69] 12.95 \pm 1.48	[52.59–154.5] 105.3 \pm 43.6	[60.28–69.6] 65.4 \pm 4.09	
<i>C. fastigiata</i>	WL	[0.57–1.14] 0.81 \pm 0.29 ^a	[5.58–10.23] 7.67 \pm 1.92 ^a	[10.00–26.67] 14.17 \pm 8.34 ^a	[24.58–44.92] 35.09 \pm 10.54 ^a
	UL	[0.95–1.52] 1.19 \pm 0.29 ^a	[7.44–11.63] 9.30 \pm 1.97 ^a	[13.33–33.33] 22.50 \pm 10.68 ^a	[35.64–59.55] 47.60 \pm 11.06 ^a
	BK	[0.95–1.33] 1.09 \pm 0.18 ^a	[10.23–19.53] 14.53 \pm 3.86 ^b	[30.00–116.67] 63.33 \pm 37.22 ^b	[25.92–74.19] 46.23 \pm 22.08 ^b
Soil	[0.56–0.74] 0.67 \pm 0.07	[11.2–16.2] 13.62 \pm 2.65	[58.8–222.6] 113.9 \pm 73.8	[67.7–71.3] 68.8 \pm 1.67	

^{a,b}Different letters indicate significant differences (Newman–Keuls test, $\alpha = 0.05$) between metal contents in plant parts.

Ejidike and Onianwa (2015) recorded a concentration of 0.10 mg/kg of cadmium in tree bark from 65 sites having different anthropogenic activities. Astier *et al.* (2014) when studying the phytoremediation of a cadmium contaminated soils by young Douglas fir trees observed high levels of Cd in wood and especially in barks which had the highest Cd contents among aerial parts (6 mg/kg of dry matter in presence of 68 mg/kg of Cd). For Cicek and Koparal (2004), cadmium concentration ranged from 0.1 to 2.73 mg/kg in tree leaves sampled from surroundings of Tuncbilek Thermal Power Plant in Kütahya Province (Turkey). The normal natural concentration of cadmium for land plants ranges from 0.2 to 2.4 $\mu\text{g/g}$ (Oliva and Rautio 2005). Comparison of our results with these findings showed that Cd accumulation above pollution levels was observed for all samples and plant parts but the extreme level has never been exceeded. Vehicle tires, combustion of fossil fuel, municipal solid waste incineration, and the combustion of vehicle lubricating oils are considered to be the major man-made sources of cadmium (Hu *et al.* 2014). Cadmium is not essential to the development of plant organisms and does not participate in cellular metabolism. Yet, its physical and chemical properties, close to those of calcium, allowing it to cross biological barriers and accumulate in tissues. Most of the Cd taken by the plant is stored in the cuticle and cell walls in insoluble form and does not migrate into the plant (Tremel-Schaub and Feix 2005).

Copper concentrations recorded the following sequences: BK > WL > UL for *E. cladocalyx* F. Muell and BK > UL > WL for *C. sempervirens* var. *fastigiata*. Thus, for *E. cladocalyx* F. Muell, the lowest concentration was recorded for the unwashed leaves with an average of (7.41 $\mu\text{g/g}$) compared to washed ones that accumulate more Cu with an average of (7.92 $\mu\text{g/g}$). Compared to leaves, bark accumulates even more copper (21.86 $\mu\text{g/g}$). For *C. sempervirens* var. *fastigiata*, the maximum value (14.53 $\mu\text{g/g}$) was recorded for bark compared to unwashed leaves (9.30 $\mu\text{g/g}$) and washed leaves (7.67 $\mu\text{g/g}$) respectively. One-way ANOVA analysis showed that variations were significant for *E. cladocalyx* F. Muell ($F = 18.27$; $p < 0.001$), and *C. sempervirens* var. *fastigiata* ($F = 6.86$; $p < 0.05$). Ejidike and Onianwa (2015) recorded a concentration of 7.29 mg/kg of copper in tree bark

from 65 sites with different anthropogenic activities, whereas El-Hasan *et al.* (2002) recorded a concentration of copper of about 1.5–82.7 mg/kg in barks of *C. sempervirens* var. *fastigiata*. Cicek and Koparal (2004) recorded 2.1–59 for Cu in tree leaves. Most plants species can accumulate considerable levels of copper under natural and anthropogenic condition (Serbula *et al.* 2012). Copper is an important constituent of many enzymes involved in oxidation-reduction reactions (Celik *et al.* 2005), but a highly toxic HM. The normal range of Cu concentrations in the plants is 3–30 mg/kg (Kabata and Pendias 2001), but its phytotoxic concentrations range is 20–100 mg/kg (Padmavathiamma and Li 2007). In the present study, measured concentrations never exceeded the extreme value of the normal range concentrations whatever the organ and the species.

For lead, we recorded the following sequences: BK > UL > WL. Thereby, for *E. cladocalyx* F. Muell, the lowest concentration was recorded for the washed leaves with an average of (7.50 $\mu\text{g/g}$) compared to unwashed ones that accumulate more with an average of (10.83 $\mu\text{g/g}$) and bark with an average of (23.33 $\mu\text{g/g}$). For *C. sempervirens* var. *fastigiata*, the maximum value (63.33 $\mu\text{g/g}$) was also recorded for bark compared to unwashed leaves (22.50 $\mu\text{g/g}$) and washed leaves (14.17 $\mu\text{g/g}$) respectively. This variation was statistically significant for *E. cladocalyx* F. Muell ($F = 10.49$; $p < 0.01$) and *C. sempervirens* var. *fastigiata* ($F = 5.29$; $p < 0.05$). Zhao *et al.* (2014) recorded a concentration higher than 50 mg/kg of lead in the leaves of wild woody plants naturally growing in Hunan (China). Also, Matin *et al.* (2016) reported the lead concentration of 35–52 mg/kg when monitoring Cd, Pb, Ar, and Hg in honey bees, propolis, and pine tree leaves in an industrial areas in Izmir (Turkey). The Pb contents in plants are typically less than 10 $\mu\text{g/g}$ (Markert 1992; Allen 1989; Brooks 1998; Kabata and Pendias 2001; Padmavathiamma and Li 2007; Hu *et al.* 2014). In addition, according to Kabata-Pendias and Pendias (2001), the normal Pb concentration in the plants can be in the range of 5–10 $\mu\text{g/g}$ and its toxic level is from 30 to 300 $\mu\text{g/g}$. While Markert (1994) reported the toxic Pb range for plants to be between 3 and 20 $\mu\text{g/g}$. In the present study, measured concentrations exceeded the natural level whatever the organ and the species. In general, Pb concentrations in

vegetation grown in industrial and urban areas have increased in recent decades. The relationship between lead concentrations and traffic intensity has been demonstrated in detail by many authors (Li *et al.* 2001; Yilmaz and Zengin 2004; Viard *et al.* 2004). For 1 km road, 12,000 vehicles per day and a two-track road, lead is mainly found in exhaust gases (7227 g/kg/year), lubricants (2.1 g/kg/year), pneumatics (2.6 g/kg/year), brake linings (438 g/kg/year), and De-icing (8.5 g/kg/year) (Maatoug *et al.* 2007). In Algeria, the lead content in gasoline is 0.45 g/L (Semadi and Deruelle 1993). Plants can readily uptake Pb from atmosphere after deposition on their leaves, but Pb translocation from plant roots to leaves is not the main pathway for Pb accumulation (Turer *et al.* 2001; Hu *et al.* 2014). A study of roadside *Populus* clones, subjected to fumigation with exhaust fumes, shows a resistance to the diffusion of these gases due to the opening of the stomata which remain open, and which results in weakened plants (Alfani *et al.* 2000). The capacity of these stomata to regulate closing and opening movements is inhibited by exhaust gas components (Maatoug *et al.* 2007). Half of the lead is transported in particulate form, and a half in the runoff, about 1 mg/km/vehicle/day (Deruelle 1981). Lead, therefore, remains a tracer of the circulation and the extent of the area under road influence; so, it must not be lost sight of (Carsignol and Calovi 2004). Its deposition is superior when the dominant wind blows perpendicularly to the road, and when the temperature increases (Semadi and Deruelle 1993).

Zinc contents recorded the following sequences: UL > WL > BK for *E. cladocalyx* F. Muell. The highest concentration was recorded for unwashed leaves (48.94 µg/g) compared to washed ones (43.58 µg/g), and bark (23.77 µg/g). For *C. sempervirens* var. *fastifigiata*, concentrations were in decreasing order: UL (47.60 µg/g) > BK (46.23 µg/g) > WL (35.09 µg/g). Zinc contents differ significantly between organs only for *E. cladocalyx* F. Muell ($F=5.01$; $p < 0.05$). Ejidike and Onianwa (2015) recorded a concentration of 30.96 mg/kg of zinc in tree bark, and Cicek and Koparal (2004) recorded 1.7–222.4 mg/kg of Zn in tree leaves. Zinc is an essential element for all organisms. It is considered as an important factor in the biosynthesis of enzymes, auxins, and some proteins (Serbula *et al.* 2012). The normal Zn concentration in plants is in the range of 10–150 mg/kg (Markert 1992; Padmavathiamma and Li 2007; Hu *et al.* 2014). The critical toxic level of Zn in the leaves is about 100 ppm (Allen *et al.* 1974; Yilmaz and Zengin 2004). In the present study, none of the studied species have Zn concentration outside of the normal and the toxic range whatever the tree part.

Furthermore, when plants are exposed to similar sources of HMs under similar environmental conditions, accumulation patterns are still governed by individual species characteristics (Mukherjee *et al.* 2016). So, another factor to consider, in this study, is the fluctuation from one species to another for the same organ. Indeed, heavy metals concentrations in washed leaves, unwashed leaves and barks were species-dependent. Thus, for cadmium and lead contents, we recorded the following sequences: *C. sempervirens* var.

fastifigiata > *E. cladocalyx* F. Muell for washed, unwashed leaves and bark. For copper contents, results showed that the higher contents for washed leaves and barks were recorded for *E. cladocalyx* F. Muell and in *C. sempervirens* var. *fastifigiata* tissues for unwashed leaves. For Zn, contents were the highest in *E. cladocalyx* F. Muell tissues for washed and unwashed leaves, and in *C. sempervirens* var. *fastifigiata* for barks. Nevertheless, none of these differences were statistically significant whatever the tree parts. Generally, HMs concentration in different plant parts depends on the amount of HMs in the air and soil, and it is different within and among the species of plants (Satpathy and Reddy 2013; Ipeaiyeda and Dawodu 2014). *C. sempervirens* var. *fastifigiata* is a coniferous species with a rough surface. Several studies have shown that as the surface of the leaves gets rougher and its trichomes dense, the HMs accumulation is increased due to their greater ability to trap airborne pollutants and to uptake HMs (Sawidis *et al.* 2011). *C. sempervirens* var. *fastifigiata* accumulates more Cd and Pb in its long and fine needles, contrary to *E. cladocalyx* F. Muell. Heavy metals concentrations in deciduous trees barks are much higher than those of conifer ones (Catinon *et al.* 2012). The penetration of the elements in the plant material may be in particulate form and/or in soluble one. Trees differ in their ability to translocate heavy metals from one organ to another. Bark is an important sink for biologically available metals, with additional sink tissue being formed each growing season. These tissues are slow to enter the decomposition cycle. Therefore, accumulated metals can be immobilized in a metabolically inactive compartment for a considerable period of time. They are widely available without affecting the health of the trees, and porosity structure of bark is very high (Mandiwana *et al.* 2006; Berlizov *et al.* 2007; Sawidis *et al.* 2011). Likewise, a critical factor which determines heavy metal uptake and bioaccumulation in bark is deposition in outer surface and translocation from root. Metal uptake via root system from soil is either stored in roots or subsequently transported to the aboveground parts through the xylem. The ability of plants to transport and store excess metals in aboveground parts depend upon effective metal transport system, vacuolar compartmentalization, antioxidative defense response, and physiological status of the plant (Krämer 2010). Szopa *et al.* (1973) indicated that the concentration of lead in the bark reacts rapidly to marked changes in atmospheric lead concentrations. This is due to the trapping of the particles which is favored by the crevasses present in the bark. Once in the bark, the elements can migrate into different tissues more or less easily depending on their degree of solubility. A similar study for air heavy metal contents by using *C. sempervirens* bark samples was carried out in Amman City (Jordan) by El-Hasan *et al.* (2002). Authors concluded that *C. sempervirens* bark can be considered as a useful biomonitor for urban air pollution. At different sites in Eastern Romania, Cucu-Man and Steinnes (2013) compared Epiphytic moss *H. cupressiforme* and oak tree bark (*Quercus* spp.) for their metal accumulation and found similar magnitude of metal accumulation in both moss and tree bark and concluded that oak tree bark

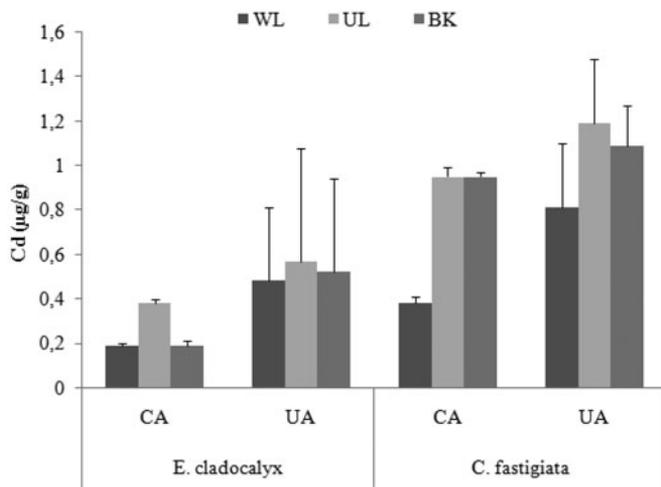


Figure 2. Cadmium concentration in leaves and bark of studied trees collected from urban and control areas.

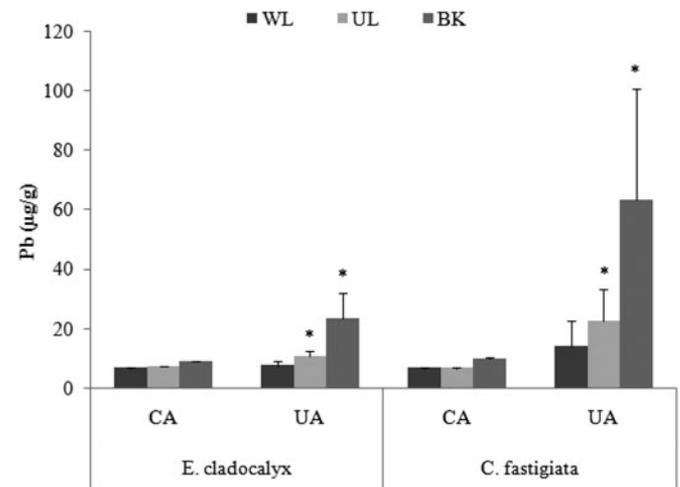


Figure 4. Lead concentration in leaves and bark of studied trees collected from urban and control areas. (*Significant at 5% probability level).

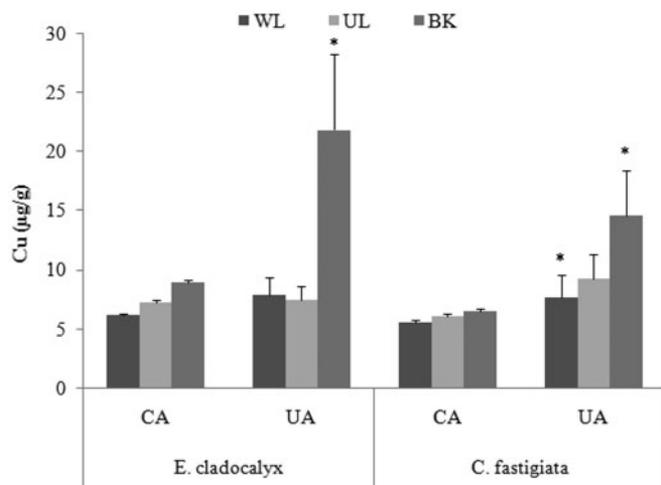


Figure 3. Copper concentration in leaves and bark of studied trees collected from urban and control areas. (*Significant at 5% probability level).

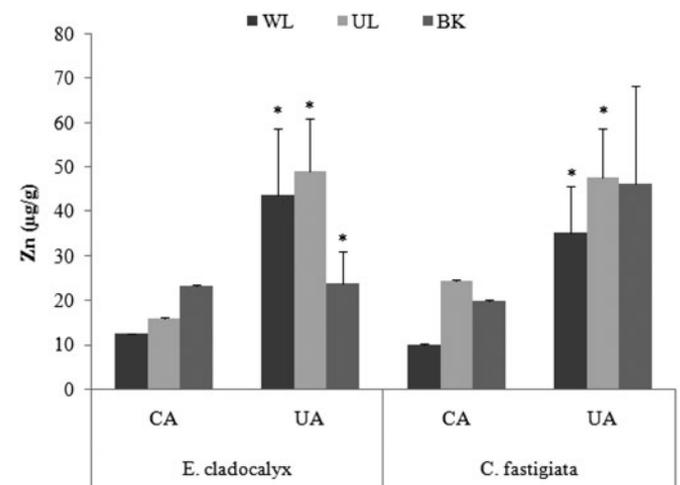


Figure 5. Zinc concentration in leaves and bark of studied trees collected from urban and control areas. (*Significant at 5% probability level).

can be utilized as a suitable biomonitor in the absence of mosses. Also, in various land use in northwestern Portugal, Pacheco *et al.* (2002) compared the olive tree (*Olea europaea* Linn.) bark metal accumulation with lichen (*Parmelia* spp.) and recorded a strong correlation between metal contents in the two species and concluded that bark samples can be used effectively when lichens are absent. Indeed, lichens are rare or absent in urban condition considering the increment of air pollution (Pescott *et al.* 2015).

Moreover, concentrations of heavy metals recorded in urban area were compared to those of the control one (Figures 2, 3, 4, and 5). Results showed that the highest concentrations were recorded for the urban area regardless of the species, the organ, and the element. In samples from the urban area, compared to control one, there have been about two times more Cd and Cu in washed/unwashed leaves and barks, three to seven times more Pb, and two to three times more zinc in unwashed leaves and barks of *E. cladocalyx* F. Muell and *C. sempervirens* var. *fastifigiata* than in the controls, denoting a very marked accumulation of these trace elements. However, for cadmium contents, no significant

difference highlighted between contaminated and uncontaminated areas (Figure 2). For copper contents, Student's *t*-test showed that there is a significant difference between contaminated and uncontaminated areas for bark ($p < 0.05$) of *E. cladocalyx* F. Muell, washed leaves ($p < 0.05$), and bark ($p < 0.01$) of *C. sempervirens* var. *fastifigiata* (Figure 3). For lead contents, Student's *t*-test showed that there is a significant difference between contaminated and uncontaminated areas for unwashed leaves ($p < 0.01$) and bark ($p < 0.05$) and no significant effect for washed ones whatever the species (Figure 4). For Zn contents, Student's *t*-test showed a significant difference between contaminated and uncontaminated areas for the three organs ($p < 0.01$), (Figure 5).

Beramendi-Orosco *et al.* (2013) analyzed HM in tree-ring sequences of *Prosopis juliflora* around different urban sites at different distances from a previously active Cu smelter facility at San Luis Potosi, Mexico, and recorded the following sequence for metals accumulation: Zn \gg Cu > Pb with enrichment factor up to 26, 8.6, and 1.4, respectively, for Zn, Cu, and Pb compared to control site.

Sawidis *et al.* (2011) compared bioaccumulation of Cr, Cu, Fe, and Pb in leaf samples of *Platanus orientalis* L. and *Pinus nigra* Arn. around three European cities (Salzburg, Belgrade, and Thessaloniki) and found an increase in bioaccumulation of all the studied metals in leaf of plants grown at polluted areas in comparison to control. Similar experiment for air quality monitoring using bark samples of *C. sempervirens* L. was conducted by El-Hasan *et al.* (2002) in Amman City, Jordan. Authors found higher accumulation of metals in industrial and heavy traffic areas compared to residential and control sites. Cypress tree showed maximum accumulation of Zn (442–11 µg/kg) followed by Pb (445–22.6 µg/kg), Mn (56–4 µg/kg), and Cu (82.7–1.5 µg/kg), and least accumulation of Co (0.49–0.011 µg/kg) and Cd (0.83–0.069 µg/kg).

Urban areas are exposed to numerous airborne contaminants emitted from anthropogenic sources in the form of solid particles or gases. The main sources of these pollutants are industrial plants, power stations, domestic heating systems and motor vehicles (Nriagu and Pacyna 1988), the last two usually being prominent in urban areas. In many areas of Algeria, especially in cities, environment has been subject to deterioration in water, soil and air quality over decades due to human activities like industry, agriculture, vehicular traffic, or waste disposal. Constantine city is located in the Kebir Rhumel Basin. Throughout this basin, there are 100 agglomerations with a total of 1.62 million inhabitants. Constantine City alone holds 750,000 inhabitants. Industrial/agricultural activities and traffic road have significantly increased during the past century in this area. The most important rejets are located within a radius of 20 km around Constantine City (Sahli *et al.* 2011). Several studies on the distribution of trace metals in sediments of Rhumel wadi and its tributaries (one of the most important wadis in Constantine city) have been previously carried out by Afri-Mehennaoui *et al.* (2004), Sahli *et al.* (2011, 2012). Authors concluded that all sampling sites studied are more or less contaminated with trace metals especially Cd, Cr, Cu, Pb, and Zn. Also, in the previous study carried out by Krika *et al.* (2013), significant enrichment by lead in soils of wadi Rhumel wadi banks was observed. El-Hadef El-Okki *et al.* (2015) assessed metal contamination in soil banks of the Rhumel wadi and their association with soil properties and conclude that soil banks of Rhumel wadi could be discharging appreciable quantities of wastes from urban and industrial areas.

Assessment of HMs accumulation capacities for the studied species

Bio-concentration factor (BCF)

Results of Cd, Cu, Pb, and Zn mean bio-concentration factor (BCF) for leaf and bark of *E. cladocalyx* F. Muell and *C. sempervirens* var. *fastigiata* are shown in Figure 6.

BCF index can reflect the ability of trees to absorb heavy metals from soil (Zhai *et al.* 2016). The average BCF of Cd, Cu, Pb, and Zn for *E. cladocalyx* F. Muell were respectively in the range of 0.16–1.41, 0.52–0.64, 0.09–0.19, and

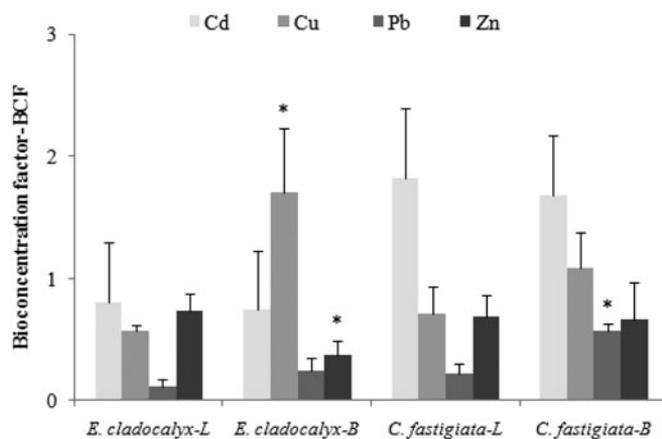


Figure 6. Mean bio-concentration factor (BCF) for leaves and barks of *E. cladocalyx* F. Muell and *C. sempervirens* var. *fastigiata* (L: leaf, B: bark).

0.59–0.88 for leaves, and 0.16–1.2, 1.28–2.46, 0.15–0.38, and 0.19–0.43 for barks. For *C. sempervirens* var. *fastigiata*, the average BCF were in the range of 1.29–2.36, 0.48–1.01, 0.15–0.32, 0.50–0.87 for leaves, and 1.39–2.41, 0.65–1.29, 0.51–0.65, 0.38–1.04 for barks, respectively for Cd, Cu, Pb and Zn. The maximum BCF of Cd in leaves (2.36) and barks (2.41) were observed to be related to *C. sempervirens* var. *fastigiata*. For Cu, the maximum BCF values of leaves (1.01) and barks (2.46) were found in *C. sempervirens* var. *fastigiata* and *E. cladocalyx* F. Muell, respectively. *C. sempervirens* var. *fastigiata* sowed the maximum BCF of Pb for leaves (0.32) and barks (0.65). For Zn, leaves of *E. cladocalyx* F. Muell and barks of *C. sempervirens* var. *fastigiata* recorded the highest BCF values (0.88) and (1.04) respectively.

BCF > 1 shows that tree accumulate the metal from soil and that is enriched in studied metal and can be considered as accumulator species, BCF < 1 indicates that the tree excludes the metals from the uptake, and BCF = 1 indicates that the tree could be used as an indicator for the metal (Yoon *et al.* 2006; Serbula *et al.* 2013; Liang *et al.* 2017).

Thus, Cd BCF was greater than one for leaves and barks in 50% of cases for *E. cladocalyx* F. Muell and at all sites for *C. sempervirens* var. *fastigiata*. BCF also greater than one was observed for Cu in all bark samples of *E. cladocalyx* F. Muell, and in 25% and 75% of cases for leaves and barks of *C. sempervirens* L, respectively. Zn BCF was greater than one only for barks of the same species (in 25% of cases). Pb BCF values were lower than 1 whatever the species and tree parts. In a comparative study on the capability of different tree species in accumulating heavy metals from soil and ambient air, Allahabadi *et al.* (2017) also recorded the lowest BCF value of lead in leaf samples. Zhao *et al.* (2014) measured the BCF in leaves of 18 tree species which the lowest BCF was form lead metal. Likewise, when evaluating heavy metal accumulation by application of a comprehensive bio-concentration index for 18 trees on contaminated sites in Hunan (China), Zhao *et al.* (2014) measured the lowest BCF for lead. In this study, *E. cladocalyx* F. Muell and *C. sempervirens* var. *fastigiata* act as excluder for lead since the BCF values were less than 1.

Overall, metal accumulation efficiency in plant tissues differed considerably between the elements, plant species, and plant parts. Based on the results provided above, it is implied that the bark has the higher ability to accumulate heavy metals than the leaf. Considering BCF values, the ability of *E. cladocalyx* F. Muell to accumulate heavy metals in the leaves for studied metals can be shown as: $Cd > Zn > Cu > Pb$ and in the bark as $Cu > Cd > Zn > Pb$. For *C. sempervirens* var. *fastifigiata*, heavy metals accumulation ability can be shown as: $Cd > Cu > Zn > Pb$ for leaves and barks.

The metal accumulation potential under different environmental conditions in plant is regulated by several internal factors such as root and stem anatomy, xylem loading, changes in antioxidative defense response, physiological condition of plant, presence of different chelator molecules, and external factors such as soil pH, electric conductivity, organic matter, soil texture, topography, metal concentrations in soil, nearby pollution sources and dry and wet deposition, wind direction (Sun *et al.* 2007; Verbruggen *et al.* 2009; Chao *et al.* 2010; Ugolini *et al.* 2013; Li *et al.* 2015).

For the study area, the major possible factor is of the existence of a vast road network and the proximity to highway with the higher traffic of Constantine city. The second factor is the transfer of pollutants from contamination sources (e.g., industries) by the winds. In this region, the winds blow in a dominant direction North-West and North with air masses coming from the mountains. Also, this region is characterized by southerly winds that blow mostly in summer and late fall. These are often loaded with an appreciable amount of sand, silt, and particles containing different types of pollutants. Another factor affecting the concentration of tree metals is the physico-chemical parameters of soils where the trees grow (Gondek *et al.* 2018). Increasing the soil pH reduces the bio-availability of heavy metals to trees. In this study, the pH of soil samples for urban area ranged from 7.22 to 9.18, indicating slightly alkaline to alkaline soil. The EC of the studied soils ranged from 133 $\mu\text{S}/\text{cm}$ to 1230 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicating nonsaline soils. Organic matter contents ranged from 1.2% to 6.6% indicating moderate to high organic matter content for studied soils. The alkaline range of soil and high content of organic matter can stabilize heavy metals, resulting in decreased leaching effects of the soils heavy metals, additionally, heavy metals become stabilized due to high soil pH and organic matter which may result in lower element concentration in the soil solution. This may restrain the absorbability of the elements from the soil solution and transportation into tree tissues (Malik *et al.* 2010).

Metal accumulation index (MAI)

Results of Cd, Cu, Pb, and Zn mean metal accumulation sub-index and MAI for leaf and barks of *E. cladocalyx* F. Muell and *C. sempervirens* var. *fastifigiata* samples are shown in Figure 7.

MAI evaluates the ability of different species of trees to accumulate atmospheric heavy metals. By applying this index to individual species, we found that the average MAI values

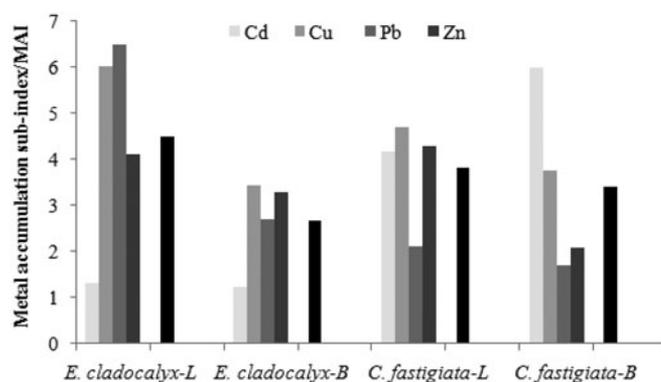


Figure 7. Mean metal accumulation sub-index and MAI (■) for *E. cladocalyx* F. Muell and *C. sempervirens* var. *fastifigiata* (L: leaf, B: bark).

for the investigated HMs were found in the following decreasing order *E. cladocalyx* F. Muell (4.5) > *C. sempervirens* var. *fastifigiata* (3.8) in tree leaves, and *C. sempervirens* var. *fastifigiata* (3.4) > *E. cladocalyx* F. Muell (2.7) for barks. For *E. cladocalyx* F. Muell leaves, the highest metal accumulation sub-index (6.51) was recorded for Pb, followed by Cu (6.04), Zn (4.12), and Cd (1.31), while the highest value for *C. sempervirens* var. *fastifigiata* was recorded for Cu (4.71) followed by Zn (4.3), Cd (4.17), and Pb (2.11). For barks of *E. cladocalyx* F. Muell, the highest value was recorded for Cu (3.4), followed by Zn (3.3), Pb (2.7), and Cd (1.2), and for those of *C. sempervirens* var. *fastifigiata*, we recorded the decreasing order $Cd (6.01) > Cu (3.8) > Zn (2.09) > Pb (1.7)$.

The comparison of heavy MAI confirmed the fact that metal content is species and plant parts dependent and that the gradient of environmental metal levels can be reflected in the gradient of such metal tolerant individuals (Remon *et al.* 2013; Nadgórska-Socha *et al.* 2017). The leaves of tree species with slow growth rate are exposed to the soil splash more than those from fast growth rate trees (Hu *et al.* 2014). It should be noted that *E. cladocalyx* F. Muell with the large surface leaves, had higher MAI values than *C. sempervirens* var. *fastifigiata* with needle like leaves. The characteristics of leaf and especially a large surface can increase its ability to trap atmospheric HMs. In addition, and according to MAI values it appears that the ability of both species to accumulate HMs is most important in leaves than in barks whatever the metal. Many studies have reported that plant leaves can be used as biomonitors and also for removal of air HMs (Yang *et al.* 2005; Nowak *et al.* 2006; Serbula *et al.* 2012; Mok *et al.* 2013).

Furthermore, MAI values in bark samples of *C. sempervirens* var. *fastifigiata* were the highest. Several studies report that as the surface of the plant part gets rougher, the HMs accumulation is increased due to their greater ability to trap in the particles (Sawidis *et al.* 2011). This fact can confirm that a rougher bark is better to be used for biomonitoring of atmospheric HMs pollution. The bark of trees can give reliable results for the estimation of long term air pollution because its structure retains HMs pollutants for a long period of time (Berlizov *et al.* 2007).

The leaves and barks of tree species in urban area are exposed to the air and the soil splash. The differences in the

amount of MAI from one species to another and one organ to another largely depends on the local atmospheric chemistry and changes, meteorology properties, and tree characteristics (Yin *et al.* 2011; Hofman *et al.* 2013, Hu *et al.* 2014). According to Liu *et al.* (2007), plants with a high value of MAI would be a good choice for planting in areas of the city where soil contamination with HMs may be a problem. Therefore, plants with a high MAI value should be used as barriers between polluted and vulnerable areas (Hu *et al.* 2014; Zhai *et al.* 2016). Both studied species have a remarkable ability to accumulate Cd, Cu, Pb, and Zn, so these species are enriched in these metals and act as accumulator species. That is why it would be interesting, to select these species that accumulate large quantities of HMs for air quality monitoring and for greening urban areas (Mok *et al.* 2013). Furthermore, compared to grasses, trees can accumulate very high concentrations of metals due to their larger surface area, higher biomass, and longer life span. In this study, leaf and bark samples showed great variations in accumulation for overall metal or for individual metal. Therefore, their role in biomonitoring is of great importance especially in urban areas, where other groups of plants are lacking. Results of this study highlighted and confirm the usefulness of trees in the monitoring and the identification of different metal sources.

Conclusion

The aim of this study was to assess cadmium, copper, lead, and zinc contents in leaves (washed/unwashed) and barks of a broadleaved tree (*E. cladocalyx* F. Muell) and a coniferous one (*C. sempervirens* var. *fastigiata*), collected from contaminated and uncontaminated areas. There were differences in HMs concentrations between the species and the plant parts. According to metal accumulation indexes, the following descending orders of the studied species were found: *E. cladocalyx* F. Muell > *C. sempervirens* var. *fastigiata* for leaves, and *C. sempervirens* var. *fastigiata* > *E. cladocalyx* F. Muell for barks. The findings confirm that metal content is species and plant parts dependent. Plant organs and organisms with large surface areas per unit weight and/or a long-life span (conifer needles, lichens, and mosses) are considered to be good accumulators. *E. cladocalyx* F. Muell and *C. sempervirens* var. *fastigiata* were found to be a good bio-indicator for air metallic pollution. For both species, Cd and Zn are the most pronounced elements detected by leaves, whereas Cu and Pb are most detected by barks. Concentration of heavy metals in the bark reacts rapidly to marked changes in atmospheric concentrations. Another factor to consider which determines heavy metal uptake and bioaccumulation in bark is the translocation from root. Thus, the high levels of lead and copper in the bark of both species can be attributed to a dual contribution, atmospheric, and edaphic. Otherwise, the Cu–Cd interactions are reported as both antagonistic and synergistic in the element uptake by roots. According to our results, low cadmium contents in barks of studied plant is possibly due to antagonistic effect of Cu. Zn is an essential microelement in all

organisms and plays an important role in biosynthesis of enzymes. Zn has a highest soil-to-plant transfer coefficient; in part because of its relatively poor sorption in the soil. Our study showed that Zn most probably is not present in an available form for plant.

The variation in heavy metals concentration between the urban area and the control one is due to heavy traffic volume and industrialization activities. However, traffic emission may be the main source of metal pollution in the atmosphere of urban area. In this study, unwashed leaves heavy metal contents were higher than those of washed leaves.

The BCF values indicate that both species could be used as biomonitors to identify ecological problems and to predict effect on wildlife habitats. The highest MAI was measured for *E. cladocalyx* F. Muell for leaves and for *C. sempervirens* var. *fastigiata* for barks, which indicates the effectiveness of these trees for controlling the air metals in the polluted areas. Result shows too that the studied species could be used for phytoextraction of heavy metals from the polluted soils and/or air.

Woody species such as *E. cladocalyx* F. Muell and *C. sempervirens* var. *fastigiata* are frequently encountered on sites contaminated by heavy metals, particularly along roadsides. Their high biomass and rapid growth make them good candidates for monitoring of air metallic pollution, and phytoremediation program and can be considered as alternative to small hyperaccumulating plants. Hence, cultivation of these woody species in urban area can help to remediate the soils and atmospheric pollution due to HMs.

Furthermore, our results can be used as a preliminary reference set for the evaluation of future trends and fate of pollutants, especially in urban area. Because the data are related to species frequently used in an urban context, they can be relevant to create a species list in order to support urban tree planners to select tree species tolerant to heavy metal pollution in an urban area.

ORCID

Leila Sahli  <http://orcid.org/0000-0002-3722-349X>

References

- Afri-Mehennaoui FZ, Sahli L, Mehennaoui S. 2004. Assessment of sediment trace metal level and biological quality of Rhumel River by using multivariate analysis. *Environmetrics*. 15(5):435–446. doi: 10.1002/env.686.
- Alfani A, Baldantoni D, Maisto G, Bartoli G, Virzo De Santo A. 2000. Temporal and spatial variation in C, N, S and trace element contents in the leaves of *Quercus ilex* within the urban area of Naples. *Environ Pollut*. 109(1):119–129. doi:10.1016/S0269-7491(99)00234-1.
- Allahabadi A, Ehrampoush MH, Miri M, Ebrahimi Aval H, Yousefzadeh S, Ghaffari HR, Ahmadi E, Talebi P, Abaszadeh Fathabadi Z, Babai F, et al. 2017. A comparative study on capability of different tree species in accumulating heavy metals from soil and ambient air. *Chemosphere*. 172:459–467. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.01.045.
- Allen SE. 1989. Chemical analysis of ecological materials. 2nd ed. Oxford (London): Blackwell Scientific Publications.

- Allen SE, Grimshaw HM, Parkinson JA, Quarmbury C. 1974. Chemical analysis of ecological materials. Osney Mead (Oxford, UK): Blackwell Scientific Publications.
- Astier C, Gloaguen V, Faugeron C. 2014. Phytoremediation of cadmium-contaminated soils by young douglas fir trees: effects of cadmium exposure on cell wall composition. *Int J Phytoremediation*. 16(7-8):790-803. doi:10.1080/15226514.2013.856849.
- Baldantoni D, De Nicola F, Alfani A. 2014. Air biomonitoring of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons near a cement plant. *Atmos Poll Res*. 5(2):262-269. doi:10.5094/APR.2014.032.
- Bargagli R. 1998. Trace elements in terrestrial plants, an ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery. Berlin: Springer. 324 p.
- Beramendi-Orosco LE, Rodriguez-Estrada ML, Morton-Bermea O, Romero FM, Gonzalez Hernandez G, Hernandez-Alvarez E. 2013. Correlations between metals in tree-rings of *Prosopis juliflora* as indicators of sources of heavy metal contamination. *Appl Geochem*. 39:78-84. doi:10.1016/j.apgeochem.2013.10.003.
- Berdonces MAL, Higuera PL, Fernández-Pascual M, Borreguero AM, Carmona M. 2017. The role of native lichens in the biomonitoring of gaseous mercury at contaminated sites. *J Environ Manag*. 186: 207-213. doi:10.1016/j.jenvman.2016.04.047.
- Berlizov A, Blum O, Filby R, Malyuk I, Tryshyn V. 2007. Testing applicability of black poplar (*Populus nigra* L.) bark to heavy metal air pollution monitoring in urban and industrial regions. *Sci Total Environ*. 372(2-3):693-706. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.10.029.
- Birke M, Rauch U, Hofmann F. 2018. Tree bark as a bioindicator of air pollution in the city of Stassfurt, Saxony-Anhalt, Germany. *J Geochem Explor*. 187:97-117. doi:10.1016/j.gexplo.2017.09.007.
- Brooks RR. 1998. Geobotany and hyperaccumulators. In: Brooks RR, editors. Plants that hyperaccumulate heavy metals. Wallingford (UK): CAB International. p. 55-94.
- Carsignol J, Calovi L. 2004. La pollution des sols et des végétaux à proximité des routes. Les éléments traces métalliques (ETM). Service d'Études techniques des routes et autoroutes. 3-12 p.
- Catinon M, Ayrault S, Boudouma O, Asta J, Tissut M, Ravanel P. 2012. Atmospheric element deposit on tree barks: the opposite effects of rain and transpiration. *Ecol Indic*. 14(1):170-177. doi:10.1016/j.ecolind.2011.07.013.
- Celik A, Kartal AA, Akdoğan A, Kaska Y. 2005. Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using *Robinia pseudo-acacia* L. *Environ Int*. 31(1):105-112. doi:10.1016/j.envint.2004.07.004.
- Chao Y, Zhang M, Feng Y, Yang X, Islam E. 2010. cDNA-AFLP analysis of inducible gene expression in zinc hyperaccumulator *Sedum alfredii* Hance under zinc induction. *Environ Exp Bot*. 68(2): 107-112. doi:10.1016/j.envexpbot.2009.11.013.
- Cicek A, Kopal AS. 2004. Accumulation of sulfur and heavy metals in soil and tree leaves sampled from the surroundings of Tuncbilek Thermal Power Plant. *Chemosphere*. 57(8):1031-1036. doi:10.1016/j.chemosphere.2004.07.038.
- Cucu-Man S, Steinnes S. 2013. Analysis of selected biomonitors to evaluate the suitability for their complementary use in monitoring trace element atmospheric deposition. *Environ Monit Assess*. 185(9): 7775-7791. doi:10.1007/s10661-013-3135-1.
- Deruelle S. 1981. Effets de la pollution atmosphérique sur la végétation lichénique dans le bassin Parisien. Convention de recherche n°79-15, ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie: 91-112.
- Drava G, Anselmo M, Brignole D, Giordani P, Minganti V. 2017. Branch bark of holm oak (*Quercus ilex* L.) for reconstructing the temporal variations of atmospheric deposition of hexavalent chromium. *Chemosphere*. 170:141-145. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.12.012.
- Ejjidike IP, Onianwa PC. 2015. Assessment of trace metals concentration in tree barks as indicator of atmospheric pollution within Ibadan City, South-West, Nigeria. *J Anal Methods Chem*. 2015:1-8. doi:10.1155/2015/243601.
- El-Hadef El-Okki M, Sahli L, Bentellis A, Azzoug R, Du Laing G, Rached O. 2015. Assessment of metal contamination in soil banks of the Rhumel wadi (Northeast Algeria). *Toxicol Environ Chem*. 98(1):53-63. doi:10.1080/02772248.2015.1101115.
- El-Hasan T, Al-Omari H, Jiries A, Al-Nasir F. 2002. Cypress tree (*Cupressus semervirens* L.) bark as an indicator for heavy metal pollution in the atmosphere of Amman City, Jordan. *Environ Int*. 28(6):513-519. doi:10.1016/S0160-4120(02)00079-X.
- Fox TC, Guerinot ML. 1998. Molecular biology of cation transport in plants. *Annu Rev Plant Physiol Mol Biol*. 49:669-696. doi:10.1146/annurev.arplant.49.1.669.
- Gondek K, Mierzwa-Hersztek M, Kopeć M. 2018. Mobility of heavy metals in sandy soil after application of composts produced from maize straw, sewage sludge and biochar. *J Environ Manag*. 210: 87-95. doi:10.1016/j.jenvman.2018.01.023.
- Gratani L, Crescente MF, Varone L. 2008. Long-term monitoring of metal pollution by urban trees. *Atmos Environ*. 42(35):8273-8277. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.07.032.
- Hladun KR, Parker DR, Trumble JT. 2015. Cadmium, copper, and lead accumulation and bioconcentration in the vegetative and reproductive organs of *Raphanus sativus*: implications for plant performance and pollination. *J Chem Ecol*. 41(4):386-395. doi:10.1007/s10886-015-0569-7.
- Hofman J, Stokkaer I, Snauwaert L, Samson R. 2013. Spatial distribution assessment of particulate matter in an urban street canyon using biomagnetic leaf monitoring of tree crown deposited particles. *Environ Pollut*. 183:123-132. doi:10.1016/j.envpol.2012.09.015.
- Hu Y, Wang D, Wei L, Zhang X, Song B. 2014. Bioaccumulation of heavy metals in plant leaves from Yanan city of the Loess Plateau, China. *Ecotoxicol Environ Saf*. 110:82-88. doi:10.1016/j.jecoen.2014.08.021.
- Ipeaiyeda AR, Dawodu M. 2014. Assessment of toxic metal pollution in soil, leaves and tree barks: bio-indicators of atmospheric particulate deposition within a university community in Nigeria. *Adv Environ Sci*. 6:101-110. <http://www.aes.bioflux.com.ro/docs/2014.101-110.pdf>
- Kabata A, Pendas H. 2001. Trace elements in soils and plants. Washington (DC): CRC.
- Kabata-Pendas A, Pendas H. 2001. Trace elements in soils and plants. 3rd ed. Boca Raton (FL): CRC Press. 331 p.
- Krämer U. 2010. Metal hyperaccumulation in plants. *Annu Rev Plant Biol*. 61:517-534. doi:10.1146/annurev-arplant-042809-112156.
- Krika A, Rached O, Gijs DL. 2013. Assessment of atmospheric lead contamination of banks soils using soils tamarisk grove. Case study of the Kebir Rhumel (Algeria). *Carpathian J Earth Environ Sci*. 8(1): 207-216. <http://hdl.handle.net/1854/LU-4375511>.
- Lakhdari A, Benabdeli K. 2012. Determining the heavy metal pollution in Mascara (Algeria) by Using *Casuarina equisetifolia*. *Ecol Balkanica*. 4(1):1-7. <http://web.uni-plovdiv.bg/mollov/EB/2012/eb.11118.pdf>
- Li Y, Chen YY, Yang SG, Tian WM. 2015. Cloning and characterization of HbMT2a, a metallothionein gene from *Hevea brasiliensis* Muell. Arg differently responds to abiotic stress and heavy metals. *Biochem Biophys Res Commun*. 461(1):95-101. doi:10.1016/j.bbrc.2015.03.175.
- Li XD, Poon CS, Liu PS. 2001. Heavy metals contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Appl Geochem*. 16(11-12): 1361-1368.
- Liang J, Fang H, Zhang T, Wang X, Liu Y. 2017. Heavy metal in leaves of twelve plant species from seven different areas in Shanghai, China. *Urban for. Urban Green*. 27:390-398. doi:10.1016/j.envpol.2006.05.010.
- Liu YJ, Zhu YG, Ding H. 2007. Lead and cadmium in leaves of deciduous trees in Beijing, China: development of a metal accumulation index (MAI). *Environ Pollut*. 145(2):387-390. doi:10.1016/j.envpol.2006.05.010.
- Lounamaa J. 1956. Trace elements in plants growing wild on different rocks in Finland. *Ann Bot Soc Zool Bot Fennicae Vanamo*. 29(4): 196.
- Maatoug M, Benchaaben H, Dellal A, Ayad N. 2007. Detection of air pollutants from road traffic by using the bioaccumulative effect of flora species regarding some heavy metals (Pb, Zn, Cu). *Pollut Atmos*. 196:385-394. doi:10.4267/pollution-atmospherique.1458.

- Maatoug M, Medkour K, Ait Hammou M, Ayad N. 2010. Cartography of atmospheric pollution by the lead from road traffic using trans-plantation of a lichen bioaccumulator *Xanthoria parietina* in Tiaret city (Algeria). *Pollut Atmos.* 205:10. doi:10.4267/pollution-atmospherique.734.
- Maizi N, Alioua A, Tahar A, Semadi F, Fadel D. 2010. The use of inferior plants as bioindicators of automobile lead pollution in the area of Annaba (Algeria). *J Mater Environ Sci.* 1(4):251–266. <https://www.jmaterenvironsci.com/Document/vol1/30-JMES-46-2010-NailaMaizi.pdf>
- Malik RN, Husain SZ, Nazir I. 2010. Heavy metal contamination and accumulation in soil and wild plant species from industrial area of Islamabad, Pakistan. *Pak J Bot.* 42:291–301. ISSN 0556-3321
- Mandiwana KL, Resane T, Panichev N, Ngobeni P. 2006. The application of tree bark as bio-indicator for the assessment of Cr(VI) in air pollution. *J Hazard Mater.* 137(2):1241–1245. doi:10.1016/j.jhazmat.2006.04.015.
- Markert B. 1992. Establishing of reference plant for inorganic characterization of different plant species by chemical fingerprinting. *Water Air Soil Pollut.* 64(3–4):533–538. doi:10.1007/BF00483363.
- Markert B. 1994. Element concentration cadasters in ecosystems. Progress Report on the Element Concentration Cadaster Project ECCE of INTECOL/IUBS. 25th General Assembly of IUBS, Paris.
- Matin G, Kargar N, Buyukisik HB. 2016. Bio-monitoring of cadmium, lead, arsenic and mercury in industrial districts of Izmir, Turkey by using honey bees, propolis and pine tree leaves. *Ecol Eng.* 90: 331–335. doi:10.1016/j.ecoleng.2016.01.035.
- Migeon A, Blaudez D, Guinet F, Chalot M, Botton B. 2011. Accumulation des métaux lourds chez le Peuplier: localisation tissulaire et expression de quelques transporteurs. *AJAE.* 1(1):10–18. <https://www.asjp.cerist.dz/en/article/646>
- Mingorance M, Rossini O. 2006. Heavy metals content in n. oleander leaves as urban pollution assessment. *Environ Monit Assess.* 119(1–3):57–68. doi:10.1007/s10661-005-9004-9.
- Mok HF, Majumder R, Laidlaw WS, Gregory D, Baker AJ, Arndt SK. 2013. Native Australian species are effective in extracting multiple heavy metals from biosolids. *Int J Phytoremediation.* 15(7):615–632. doi:10.1080/15226514.2012.723063.
- Mukherjee A, Agrawal SB, Agrawal M. 2016. Heavy metal accumulation potential and tolerance in tree and grass species. In: Singh A, Prasad S, Singh R, editors. *Plant responses to Xenobiotics.* Singapore: Springer. p. 177–210.
- Nadgórska-Socha A, Kandziora-Ciupa M, Trześicki M, Barczyk G. 2017. Air pollution tolerance index and heavy metal bioaccumulation in selected plant species from urban biotopes. *Chemosphere.* 183:471–482. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.05.128.
- Nowak DJ, Crane DE, Stevens JC. 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban For Urban Green.* 4:115–123. doi:10.1016/j.ufug.2006.01.007.
- Nriagu J, Pacyna J. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature.* 333(6169):134–139. doi:10.1038/333134a0.
- Oliva SR, Mingorance M. 2006. Assessment of airborne heavy metal pollution by aboveground plant parts. *Chemosphere.* 65(2):177–182. doi:10.1016/j.chemosphere.2006.03.003.
- Oliva SR, Rautio P. 2005. Spatiotemporal patterns in foliar element concentrations in *Ficus microcarpa* L. f. growing in an urban area: implications for biomonitoring studies. *Ecol Indic.* 5(2):97–107. doi: 10.1016/j.ecolind.2004.08.003.
- Opydo JK, Ufnalski K, Opydo W. 2005. Heavy metals in polish forest stands of *Quercus robur* and *Q. petraea*. *Water Air Soil Pollut.* 161(1–4):175–192. doi:10.1007/s11270-005-3522-5.
- Pacheco AM, Barros LIC, Freitas MC, Reis MA, Hipólito C, Oliveira OR. 2002. An evaluation of olive-tree barks for the biological monitoring of airborne trace-elements at ground level. *Environ Pollut.* 120(1):79–86. doi:10.1016/S0269-7491(02)00130-6.
- Padmavathamma PK, Li LY. 2007. Phytoremediation technology: hyperaccumulation metals in plants. *Water Air Soil Pollut.* 184(1–4): 105–126. doi:10.1007/s11270-007-9401-5.
- Pais I, Jones JB. 2000. *The handbook of trace elements.* Boca Raton (FL): Saint Lucie Press. p. 223.
- Parraga-Aguado I, Querejeta JL, González-Alcaraz MN, Jiménez-Cárceles FJ, Conesa HM. 2014. Usefulness of pioneer vegetation for the phytomanagement of metal (loid) s enriched tailings: grasses vs. shrubs vs. trees. *J Environ Manag.* 133:51–58. doi:10.1016/j.jenvman.2013.12.001.
- Pescott OL, Simkin JM, August TA, Randle Z, Dore AJ, Botham M. 2015. Air pollution and its effects on lichens, bryophytes, and lichen-feeding Lepidoptera: review and evidence from biological records. *Biol J Linn Soc Lond.* 115(3):611–635. doi:10.1111/bij.12541.
- Remon E, Bouchardon J-L, Le Guédard M, Bessoule J-J, Conord C, Faure O. 2013. Are plants useful as accumulation indicators of metal bioavailability. *Environ Pollut.* 175:1–7. doi:10.1016/j.envpol.2012.12.015.
- Safari M, Ramavandi B, Sanati AM, Sorial GA, Hashemi S, Tahmasebi S. 2018. Potential of trees leaf/bark to control atmospheric metals in a gas and petrochemical zone. *J Environ Manage.* 222:12–20. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.05.026.
- Sahli L, Afri-Mehennaoui FZ, El-Hadef El-Okki M, Blaise C, Mehennaoui S. 2011. Spatial and seasonal variations and ecotoxicological significance of sediment trace metal concentrations in Kebir-Rhumel basin (Northeast of Algeria). *Water Sci Technol.* 64(8): 1759–1766. doi:10.2166/wst.2011.693.
- Sahli L, Afri-Mehennaoui FZ, El-Hadef El-Okki M, Féraud JF, Mehennaoui S. 2012. Assessment of Sediment Quality and Pore Water Ecotoxicity in Kebir Rhumel basin (NE-Algeria): a combined approach. *Water Sci Technol.* 65(2):393–401. doi:10.2166/wst.2012.802.
- Satpathy D, Reddy M. 2013. Phytoextraction of Cd, Pb, Zn, Cu and Mn by Indian mustard (*Brassica juncea* L.) grown on loamy soil amended with heavy metal contaminated municipal solid waste compost. *Appl Ecol Environ Res.* 11(4):661–679. doi:10.15666/aer/1104_661679.
- Sawidis T, Breuste J, Mitrovic M, Pavlovic P, Tsigaridas K. 2011. Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities. *Environ Pollut.* 159(12):3560–3570. doi:10.1016/j.envpol.2011.08.008.
- Semadi A, Deruelle S. 1993. Détection de la pollution plombique à l'aide de transplants lichéniques dans la région de Annaba (Algérie). *Pollut Atmos.* 86:101. <http://lodel.irevues.inist.fr/pollution-atmospherique/index.php?id=4304>
- Serbula SM, Kalinovic TS, Ilic AA, Kalinovic JV, Steharnik MM. 2013. Assessment of airborne heavy metal pollution using *Pinus* spp. and *Tilia* spp. *Aerosol Air Qual Res.* 13(2):563–573. doi:10.4209/aaqr.2012.06.0153.
- Serbula SM, Miljkovic DD, Kovacevic RM, Ilic AA. 2012. Assessment of airborne heavy metal pollution using plant parts and topsoil. *Ecotoxicol Environ Saf.* 76:209–214. doi:10.1016/j.jecoenv.2011.10.009.
- Shi X, Zhang X, Chen G, Chen Y, Wang L, Shan X. 2011. Seedling growth and metal accumulation of selected woody species in copper and lead/zinc mine tailings. *J Environ Sci.* 23(2):266–274. doi: 10.1016/S1001-0742(10)60402-0.
- Sun RL, Zhou QX, Sun FH, Jin CX. 2007. Antioxidative defense and proline/phytochelatin accumulation in a newly discovered Cd-hyperaccumulator, *Solanum nigrum* L. *Environ Exp Bot.* 60(3):468–476. doi:10.1016/j.envexpbot.2007.01.004.
- Szopa PS, Ginnes Ea M, Pierce JO. 1973. Distribution of lead within the xylem of trees exposed to airborne lead compounds. *Wood Sci.* 6:72–77. <https://www.osti.gov/biblio/6166880>
- Tomasevic M, Vukmirovic Z, Rajsic S, Tasic M, Stevanovic B. 2005. Characterisation of trace metal particles deposited on some deciduous tree leaves in an urban area. *Chemosphere.* 61:753–760. doi: 10.1016/j.chemosphere.2005.03.077.
- Tremel-Schaub A, Feix I. 2005. Contamination des sols. Transferts des sols vers les plantes. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie. EDP Sciences/ADEME. 422 P.
- Turer D, Maynard JB, Sansalone JJ. 2001. Heavy metal contamination in soils of urban highways comparison between runoff and soil

- concentrations at Cincinnati, Ohio. *Water Air Soil Pollut.* 132(3/4): 293–314.
- Ugolini F, Tognetti R, Raschi A, Bacci L. 2013. *Quercus ilex* L. as bio-accumulator for heavy metals in urban areas: effectiveness of leaf washing with distilled water and considerations on the trees distance from traffic. *Urban For Urban Green.* 12(4):576–558. doi:10.1016/j.ufug.2013.05.007.
- Verbruggen N, Hermans C, Schat H. 2009. Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. *New Phytol.* 181(4):759–776. doi:10.1111/j.1469-8137.2008.02748.x.
- Viard B, Pihan F, Promeyrat S, Pihan JC. 2004. Integrated assessment of heavy metal (Pb, Zn, Cd) highway pollution: bioaccumulation in soil, Graminaceae and land snails. *Chemosphere.* 55(10):1349–1359. doi:10.1016/j.chemosphere.2004.01.003.
- Xiaohai L, Yuntao G, Khan S, Gang D, Aikui C, Li L, Lei Z, Zhonghan L, Xuecan W. 2008. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on contaminated sites and their potential accumulation capacity in Heqing, Yunnan. *J Environ Sci.* 20:1469–1474. doi:10.1016/S1001-0742(08)62551-6.
- Yang X, Feng Y, He Z, Stoffell PJ. 2005. Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation. *J Trace Elem Med Biol.* 18(4):339–353. doi:10.1016/j.jtemb.2005.02.007.
- Yilmaz S, Zengin M. 2004. Monitoring environmental pollution in Erzurum by chemical analysis of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles. *Environ Int.* 29(8):1041–1047. doi:10.1016/S0160-4120(03)00097-7.
- Yin S, Shen Z, Zhou P, Zou X, Che S, Wang W. 2011. Quantifying air pollution attenuation within urban parks: an experimental approach in Shanghai, China. *Environ Pollut.* 159(8–9):2155–2163. doi:10.1016/j.envpol.2011.03.009.
- Yoon J, Cao X, Zhou Q, Ma LQ. 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Sci Total Environ.* 368(2–3):456–464. 15, doi:10.1016/j.scitotenv.2006.01.016.
- Zhai Y, Dai Q, Jiang K, Zhu Y, Xu B, Peng C, Wang T, Zeng G. 2016. Traffic-related heavy metals uptake by wild plants grow along two main highways in Hunan Province, China: effects of soil factors, accumulation ability, and biological indication potential. *Environ Sci Pollut Res.* 23(13):13368–13377. doi:10.1007/s11356-016-6507-6.
- Zhao X, Liu J, Xia X, Chu J, Wei Y, Shi S, Chang E, Yin W, Jiang Z. 2014. The evaluation of heavy metal accumulation and application of a comprehensive bioconcentration index for woody species on contaminated sites in Hunan, China. *Environ Sci Pollut Res.* 21(7): 5076–5085. doi:10.1007/s11356-013-2393-3.
- Zhuang P, Yang Q, Wang HB, Shu W. 2007. Phytoextraction of heavy metals by eight plant species in the field. *Water Air Soil Pollut.* 184(1–4):235–242. doi:10.1007/s11270-007-9412-2.

Nom : ALATOU
Prénom : Hana

Date de soutenance : 16 / 02 / 2020

THÈME :

Utilisation des arbres et des sols des bords de routes comme indicateurs de la pollution métallique : approches physico-chimique, biochimique et écotoxicologique.

Résumé :

L'évaluation de l'intensité de la pollution, *via* les processus de biosurveillance passive constitue une technique environnementale très efficace utilisée depuis plusieurs décennies. En effet, l'utilisation d'organismes permet de pallier aux difficultés rencontrées lors des mesures physico-chimiques directes, souvent très complexes et coûteuses. Dans la région de Constantine, il est aisé de constater qu'on a un véritable problème de pollution d'une part à cause de l'existence d'un parc automobile très important par rapport aux distances parcourues, et d'autre part de certaines caractéristiques climatiques et topographiques qui créent un climat propice au développement de la pollution. Dans ce contexte, cette étude a porté sur l'intérêt de l'utilisation des sols et des arbres (feuilles et écorces) comme indicateurs de la pollution métallique en milieu urbain. La zone concernée est la route nationale N°03 reliant le centre-ville de Constantine à la commune de Hamma Bouziane, en plus d'une zone témoin éloignée de toute source de perturbation anthropique (Arboretum Draa Naga). Afin d'appréhender les objectifs visés, trois axes principaux ont été développés à savoir : une quantification des teneurs pseudo-totales et séquentielles en éléments traces métalliques (ETM) dans les sols (0-20 cm et 20-40 cm), une évaluation du stress abiotique voir métallique *via* le dosage de marqueurs biochimiques et d'ETM dans les feuilles et les écorces de 12 espèces ligneuses rencontrées *in situ*, et également une évaluation de l'écotoxicité du plomb chez quelques espèces *via* des tests d'écotoxicité. Nos investigations relatives à l'évaluation du niveau de contamination par les ETM ont porté sur : le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le manganèse (Mn), le plomb (Pb) et le zinc (Zn). Les teneurs pseudo-totales en ETM des sols dans les deux profils enregistrent l'ordre d'abondance suivant : Mn > Pb > Zn > Cu > Cd. Par ailleurs, l'étude des teneurs séquentielles dans les sols nous a permis d'évaluer la répartition des ETM dans les différentes fractions et ainsi de faire ressortir l'apport anthropique. Par rapport aux résultats des marqueurs révélateurs de stress abiotique, il apparaît que les arbres de la zone urbaine présentent des taux en chlorophylle faibles, et des taux en proline et de sucres solubles élevés comparés à ceux de la zone témoin. La quantification des ETM dans les feuilles et les écorces a enregistré l'ordre d'abondance suivant : Mn > Zn > Pb > Cu > Cd. Les arbres se sont révélés être de bons indicateurs de la pollution atmosphérique métallique. Le facteur de bioconcentration et l'indice d'accumulation métallique ont confirmés l'utilité et efficacité de ces espèces dans la bioindication et/ou la phytoremédiation. Pour ce qui est des tests d'écotoxicité, la concentration qui inhibe la germination de 50% des graines est de 64.97 µg.L⁻¹ pour *C. sempervirens* et 110.43 µg.L⁻¹ pour *P. halepensis*. Le plomb semble ainsi avoir un effet toxique beaucoup plus important sur la germination des graines de *C. sempervirens* que sur celles de *P. halepensis*.

Mots clés : Sol, arbres, Eléments Traces Métalliques, marqueurs biochimiques, Constantine.

Laboratoire de recherche : Laboratoire de Biologie et Environnement. Département de Biologie et Ecologie Végétale. Université des Frères Mentouri - Constantine.

Présentée devant le jury :

Présidente :

Fatima-Zohra AFRI-MEHENNAOUI

Professeur, UFM-Constantine.

Rapporteur :

Leila SAHLI

MCB, UFM-Constantine.

Examineurs :

Ahmed MENAD

Professeur, UFM-Constantine.

Kamel Eddine BAZRI

MCA, UFM-Constantine.

Oualida RACHED-MOSBAH

Professeur, ENSB-Constantine.

Année universitaire : 2019/ 2020