



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE



Université des Frères Mentouri Constantine
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

جامعة الاخوة منتوري قسنطينة
كلية علوم الطبيعة و الحياة

Département : Biologie et Ecologie Végétale

قسم : بيولوجيا و علم البيئة النباتية

Mémoire présenté en vue de l'obtention du Diplôme de Master

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Ecologie et Environnement

Spécialité : Ecologie Fondamentale et Appliquée

Intitulé :

**Utilisation des feuilles et écorces de *Fraxinus excelsior* L.
comme indicateurs de la contamination par le chrome et le
plomb en bordures de routes**

Présenté et soutenu par : *DEROUAZ Med Charaf Eddine*

BENGUEDOUAR Med El mahdi

Le : 14/07/2021

Jury d'évaluation :

| | | | |
|----------------------------|---------------------------------|------------|--------------------------|
| Président du jury : | BAZRI Kamel Eddine | MCA | UFM-Constantine 1 |
| Rapporteur : | SAHLI Leila | Pr. | UFM-Constantine 1 |
| Examineur : | El HadeF El Okki Mohamed | MCB | UFM-Constantine 1 |

*Année universitaire
2020 - 2021*

Dédicaces

*Je tiens à dédier ce modeste travail à mes parents et surtout **ma mère** qui m'ont toujours soutenu et cru en moi, et qui m'a donnée la force, le courage, la patience et l'optimisme continu. Je suis éternellement reconnaissant pour leurs sacrifices, leurs conseils, leur présence et leur tendresse.*

*Mes frères **SEIF** et **ANIS***

*Ma tante **Aicha***

*A mes meilleures amis, **Midou, Fares et Adel***

*Et tout particulièrement : **Manel, Rym, Kenza Yasmine, Nouha, Batoul, Lina** : merci d'avoir été le rayon de soleil dans les journées les plus ténébreuses*

*Et bien sur mon binôme **Mohsen**... merci pour vos conseils Et vos encouragements, mais aussi pour les bons moments qui ont contribué à rendre ces années inoubliables*

DEROUAZ

*Après de longues années ce modeste manuscrit voit
enfin le jour.*

*Je le dédie à deux personnes qui m'ont très chers ; ma
mère et mon père qui*

n'ont jamais cessé de me soutenir et de m'encourager.

*Enfin je le dédie à toute ma famille, mes frères et mes
sœurs, merci d'être toujours avec moi*

*Et à mon ami **Dadi** et je remercie mon binôme **Charaf**
pour les bons moments et les bon souvenirs.*

BENGEUDOUAR

Remerciements

Nous remercions en premier lieu **ALLAH** le tout puissant pour toute la volonté, le courage et la chance qu'il nous a donné pour l'achèvement de ce mémoire

La réalisation d'un mémoire de fin d'étude est certes un travail personnel mais pas un travail achevé sans aide ni conseils, c'est l'aboutissement d'un parcours accompli en deux mois qu'on n'aurait pas pu le réaliser seules.

C'est pourquoi on tient à exprimer toutes nos gratitudes et nos remerciements.

Nous tenons à remercier notre encadrant, **Mme SAHLI Leila**, professeur à l'université des Frère Mentouri, qui a dirigé ce travail, ça nous sera jamais suffisant pour lui exprimer notre reconnaissance pour la confiance qu'elle nous a accordé pour faire avancer ce travail, pour son savoir de biologiste, sa patience, sa gentillesse et ses conseils en tant que notre aimable enseignante durant ces trois dernières années.

A notre président de jury, **Mr, BAZRI Kamel Eddine** Maître de conférences «A» à l'université des Frère Mentouri, qui nous a fait le grand honneur de présider ce mémoire. Qu'il trouve ici le témoignage de notre profond respect et de notre sincère reconnaissance.

Nous adressons également notre reconnaissance à **Mr El HadeF El Okki Mohamed**, Maître de conférences « B » à l'université des Frères Mentouri, pour l'intérêt qu'il a accordé à ce travail en acceptant de l'examiner et de le juger, pour sa gentillesse

Nous tenons à remercier chaleureusement nos parents pour leur amour, leurs conseils ainsi que leur soutien inconditionnel, à la fois moral et économique, qui nous a permis de réaliser les études qu'on voulait et par conséquent ce mémoire. Enfin, je remercie tous ceux qui ont de près ou de loin contribué à la réalisation de ce travail.

ملخص

ركزت هذه الدراسة على تقييم مستوى تلوث الهواء بالعناصر المعدنية الثقيلة مثل الرصاص والكروم اعتمادا على شجرة *Fraxinus excelsior* L. كمؤشر على هذا التلوث. لهذا الغرض ، تم اختيار أربعة عشر موقع لأخذ عينات على طول محور طريق ذو حركة مرور كثيفة في شهر ماي 2021 (07 نقاط ذهاب و 07 نقاط عودة) ، المتمثل في الطريق الوطني رقم 05 الذي يربط حي بوصوف ببليدية عين السمارة.

تم تسجيل تراكيز الكروم والرصاص في الأوراق واللحاء. محتوى الكروم منخفض نسبياً مقارنة بالرصاص في كل من الأوراق واللحاء. تعكس هذه القيم زيادة في تراكيز الكروم والرصاص على التوالي، في حدود 12.86 ميكروجرام / جرام مقابل 15.45 ميكروجرام / جرام في حالة الأوراق ، و 16.43 ميكروجرام / جرام مقابل 28.39 ميكروجرام / جرام في حالة اللحاء. متوسط التراكيز المسجلة في المناطق العمرانية تمثل 2.18 و 2.46 مرة أعلى من تلك المسجلة في المنطقة المرجعية بالنسبة للأوراق واللحاء على التوالي. تضمن نتائج مؤشر تراكم المعادن (MAI) أهمية استخدام الأشجار في دراسات المراقبة الحيوية لجودة الهواء، و عليه فمن الممكن ترشيح أوراق ولحاء شجرة *L. excelsior* كوسيلة جيدة للرصد الحيوي لتلوث الجو. كما يمكن استخدام هذا النوع المدرس في المعالجة الطبيعية للتربة أو الهواء الملوث ب المعادن الثقيلة.

الكلمات المفتاحية: *Fraxinus excelsior* ، حركة المرور ، المراقبة الحيوية ، الرصاص ، الكروم

Résumé :

Cette étude a porté sur l'utilisation de *Fraxinus excelsior* L. comme indicateur de la contamination métallique de l'air. Pour cela, quatorze points de prélèvements ont été retenus le long de la route nationale N°05 reliant la cité de Boussouf à la commune d'Ain Smara. Deux éléments traces métalliques (chrome et plomb) ont été quantifiés dans les feuilles non lavées et écorces de cette espèce.

Les résultats obtenus révèlent des teneurs en chrome relativement faibles par rapport à celles du plomb aussi bien pour les feuilles que pour les écorces en domaine routier. Les concentrations sont de l'ordre de 12,86µg/g *versus* 15,45µg/g dans le cas des feuilles, et 16,43µg/g *versus* 28,39µg/g dans le cas des écorces. Les concentrations moyennes enregistrées en zone urbaine sont 2,18 et 2,46 fois plus importantes que celles de la zone de référence pour les feuilles et les écorces, respectivement. Les résultats de l'indice d'accumulation métallique (MAI) confirment l'efficacité de l'utilisation des espèces ligneuses dans les études de la biosurveillance de la qualité de l'air. Les feuilles et l'écorce de l'espèce *F. excelsior* L. s'avèrent être un bon outil de biomonitoring de la contamination métallique de l'air. Les résultats montrent également que l'espèce étudiée peut être utilisée dans les processus de phytoremédiation des sols et/ou de l'air pollué par les ETM.

Mots clés : *Fraxinus excelsior* L., trafic routier, biosurveillance, chrome, plomb.

Abstract:

This study focused on using *Fraxinus excelsior* L. as indicator of air metallic pollution. For this, fourteen sites were investigated along the national road N°05 between Boussouf city and Ain Smara municipality. Two trace elements (chromium and lead) have been assessed in unwashed leaves and barks of this species.

The results obtained showed relatively low chromium contents compared to those of lead, for leaves and barks. The concentrations were about 12,86 µg/g *versus* 15,45 µg/g for leaves, and 16,43 µg/g *versus* 28,39 µg/g for barks. The average lead concentrations recorded in urban area were 2,18 and 2,46 times higher than those recorded in the reference one for leaves and barks, respectively. Metallic Accumulation Index (MAI) values confirm the usefulness of woody species for air quality monitoring. The leaves and barks of *F. excelsior* L. have proven a hight efficient to be a good biomonitor for air metal pollution. The results showed also that this species can be used in the phytoremediation processes of soils and/or air polluted by trace metals.

Key words: *Fraxinus excelsior*, road traffic, biomonitoring, chromium, lead.

Liste des abréviations

| | |
|---|---|
| Al: Aluminium | Ni: Nickel |
| As: Arsenic | NOX: Oxydes d'azote |
| B1 – B2 : Blancs | NO: Monoxyde d'azote |
| Ba: Baryum | NO₂: Dioxyde d'azote |
| CO: Monoxyde de carbone | O₃: Ozone |
| CO₂: Dioxyde de carbone | P: Précipitations. |
| Ca: Calcium | P: Phosphore |
| Cd: Cadmium | Pb: Plomb |
| Co: Cobalt | PM: Polluants Particulaires |
| Cu: Cuivre | PL: Poids Lourds |
| COV: Composés Organiques Volatils | PC: Phytochélates |
| Cr: Chrome | Réf : Référence |
| Cr (III): Chrome trivalent | RN: Route National |
| Cr (VI) : Chrome hexavalent | ROS: Reactive Oxygen Species |
| Ech : Echantillon | S: Soufre |
| ETM : Eléments Traces Métalliques | Si: Silicium |
| Fe: Fer | SO₂: Oxydes de soufre |
| Fe (III) : Oxyde ferrique | Se: Selenium |
| GPS : Global Positioning System | Sn: Étain |
| HAP: Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques | Sb: Antimoine |
| HCl : Acide chlorhydrique | Sr: Strontium |
| Hg: Mercure | Tl: Thalium |
| HNO₃ : Acide nitrique | Ti: Titane |
| H₂O₂: Peroxyde d'hydrogène | T°: Température. |
| K: Potassium | T. max : Température maximale. |
| Mg: Magnésium | T. min : Température minimale. |
| Mn: Manganèse | T. moy : Température moyenne. |
| MT: Métallothionéines. | Zn : Zinc |
| Ms: Matière Sèche | |

Liste des tableaux :

| | |
|---|-----------|
| Tableau 01 : Les principaux polluants automobiles et leurs origines (Synthèse d'après Synthèse d'après : Andre and Brutti-Mairesse, 2018 ; Konate and Barry, 2018 cité par Tammin et Bouza, 2020). | 5 |
| Tableau 02 : Présentation des processus la bio-surveillance (Garrec et Van Haluwyn, 2002) | 17 |
| Tableau 03 : Comparaison entre les méthodes de la bio-surveillance (Gailey et Lloyd, 1993) | 19 |
| Tableau 04: Les valeurs moyennes, maximales, minimales de la température exprimée en °C Constantine (Mai 2020-Mai 2021, Historique météo, 2021). | 24 |
| Tableau 05: Précipitations mensuelles (mm) et humidité mensuelles (%) Constantine (Mai 2020-Mai 2021, Historique météo, 2021). | 25 |
| Tableau 06: La vitesse du vent (Km/h) et températures du vent (°C) Constantine (Mai 2020-Mai 2021, Historique météo, 2021). | 25 |
| Tableau 07: Répartition du parc automobile l'Algérie par wilaya (ONS, 2018). | 27 |
| Tableau 08 : Coordonnées GPS, altitude et la distance des points de prélèvements. | 29 |
| Tableau 09: Données statistiques des teneurs en plomb et chrome dans les feuilles et écorces de <i>Fraxinus excelsior</i> L. (µg/g) | 38 |
| Tableau 10: Sous indices (Ij-Cr, Ij-Pb) et MAI pour les feuilles et les écorces de <i>F. excelsior</i> L. | 47 |

Liste des figures :

| | |
|---|-----------|
| Figure 01: Etendue des concentrations de polluants secondaires (Aumont, 2013) | 5 |
| Figure 02: Processus de transfert des polluants atmosphériques (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique - CITEPA, 2001) | 11 |
| Figure 03 : Schéma simplifié des processus multiphasiques intervenant au sein d'une goutte d'eau nuageuse (Desboeufs, 2001) | 14 |
| Figure 04 : Concepts de Bio-indication (Cuny, 2012) | 16 |
| Figure 05: Présentation schématique des taxons bio-accumulateurs d'ETM et des paramètres régissant les phénomènes d'accumulation (Bargagli, 1998). | 20 |
| Figure 06: Localisation géographique de la wilaya de Constantine (Google maps, 2021) | 22 |
| Figure 07: Carte climatique de l'Algérie selon la classification de Köppen (Maps Alegria, 2021). | 23 |
| Figure 08: Carte du réseau de trafic routier de la ville de Constantine (Benmechiche et Cherrad, 2018) | 26 |
| Figure 09: Répartition du parc automobile à Constantine par genre de véhicules | 27 |
| Figure 10 : Répartition du parc automobile à Constantine par source d'énergie. | 28 |
| Figure 11 : Localisation des zones d'échantillonnages (Google earth, 2021). | 29 |
| Figure 12 : Localisation des stations de prélèvements en zone urbaine (Google earth, 2021) | 30 |
| Figure 13 : Localisation des stations de prélèvement en zone de référence (Google earth, 2021) | 30 |
| Figure 14: Aspect morphologique du Frêne commun (Photos prise le 20/05/2021) | 31 |
| Figure 15 : Stratégies de prélèvement des feuilles et de l'écorce sur terrain | 33 |
| Figure 16: Traitement et conservation des feuilles | 33 |
| Figure 17 : Traitement et conservation de l'écorce | 34 |
| Figure 18 : Processus d'extraction des ETM dans les feuilles et écorce de <i>F. excelsior</i> L. | 35 |
| Figure 19: Processus du dosage du chrome et plomb par le Spectrophotomètre d'Absorption Atomique à flamme. | 36 |
| Figure 20: Variation spatiale des teneurs en chrome dans les feuilles et écorces de <i>F. excelsior</i> L. ($\mu\text{g/g}$) dans la zone urbaine | 39 |
| Figure 21: Répartition des teneurs en chrome dans les feuilles et écorce de <i>F. excelsior</i> L. ($\mu\text{g/g}$) des deux zones | 40 |
| Figure 22: Variation spatiale des teneurs en plomb dans les feuilles et écorces de <i>F. excelsior</i> L. ($\mu\text{g/g}$) dans la zone urbaine | 42 |
| Figure 23 : Répartition des teneurs en plomb dans les feuilles et écorces de <i>F. excelsior</i> L. ($\mu\text{g/g}$) des deux zones | 45 |

SOMMAIRE

Remerciement

ملخص

Résumé

Abstract

Liste des abréviations

Liste des tableaux

Liste des figures

Introduction..... 01

Chapitre 01 : Synthèse bibliographique

1. Pollution atmosphérique d'origine routière..... 04

1.1 Définition de la pollution atmosphérique..... 04

1.2. Principaux polluants atmosphériques..... 04

1.2.1 Polluants atmosphériques primaires..... 04

1.2.2 Polluants atmosphériques secondaires..... 04

1.3. Les polluants d'origine routière émis dans l'atmosphère..... 05

1.4 Facteurs influençant les émissions véhiculaires..... 06

1.4.1 Facteurs propres aux véhicules..... 06

1.4.2 Facteurs externes aux véhicules..... 07

2. Les éléments traces métalliques dans l'air (ETM)..... 08

2.1 Notion « éléments traces métalliques »..... 08

2.2. Présentation des polluants étudiés..... 09

2.2.1 Propriétés, sources et origines du chrome..... 09

2.2.2 Propriétés, sources et origines du plomb..... 10

2.3. Contamination de l'air par les ETM..... 10

2.4 Dispersion et transfert des ETM dans l'air..... 11

2.4.1 Facteurs de dispersions indirects liés aux polluants..... 11

2.4.2 Facteurs de dispersion directs liés aux conditions externes..... 12

2.5 Dépôts et devenir des éléments traces métalliques..... 14

| | |
|--|-----------|
| 3. Bio-surveillance de la qualité de l'air..... | 15 |
| 3.1 Définition de la bio-surveillance..... | 15 |
| 3.2 Principes de bio-surveillance..... | 16 |
| 3.2.1 La bio-surveillance sensible..... | 16 |
| 3.2.1.1 Les biomarqueurs..... | 17 |
| 3.2.1.2 Les bio-indicateurs..... | 17 |
| 3.2.1.3 Les bio-intégrateurs..... | 17 |
| 3.2.2 La bio-surveillance par accumulation..... | 17 |
| 3.3 Stratégies de mise en œuvre de la bio-surveillance..... | 18 |
| 3.3.1 Méthode in situ..... | 18 |
| 3.3.2 Méthode des transplants..... | 18 |
| 4. Bio-surveillance de la contamination de l'air par ETM : cas des espèces ligneuses..... | 19 |
| 4.1 Utilisation des feuilles..... | 20 |
| 4.2 Utilisation de l'écorce..... | 21 |
| 4.3 Utilisation des racines..... | 21 |

Chapitre 02 : Matériel et Méthodes

| | |
|---|-----------|
| 1. Présentation de la zone d'étude..... | 22 |
| 1.1 Caractéristique de la région d'étude..... | 22 |
| 1.1.1 Situation géographique..... | 22 |
| 1.1.2 Caractéristiques climatiques..... | 22 |
| 1.1.3 Statistiques sur le trafic routier..... | 25 |
| 1.2 Choix et localisation des stations de prélèvements..... | 28 |
| 2. Le matériel végétal : Frêne commun (<i>Fraxinus excelsior</i>)..... | 31 |
| 2.1 Description..... | 31 |
| 2.2 Taxonomie..... | 31 |
| 2.3 Ecologie de l'espèce..... | 32 |
| 3. Prélèvement et traitement des feuilles et de l'écorce de <i>Fraxinus excelsior</i> L..... | 32 |
| 4. Extraction et dosage des ETM dans les feuilles et les écorces de <i>Fraxinus excelsior</i> L..... | 34 |
| 5. Contrôle de l'efficacité de la méthode d'extraction..... | 36 |

| | |
|---|-----------|
| 6. Traitements statistiques des résultats..... | 37 |
|---|-----------|

Chapitre 03: Résultats et Discussion

| | |
|---|-----------|
| 3.1 Teneurs en Cr et Pb dans les feuilles et les écorces de <i>F. excelsior</i> L..... | 38 |
| 3.1.1 Teneurs en chrome (Cr)..... | 39 |
| 3.1.2 Teneurs en plomb (Pb)..... | 42 |
| 3.2 Indice d'accumulation métallique (MAI)..... | 47 |
| Conclusion et perspectives..... | 50 |
| Références bibliographiques..... | 53 |

Introduction

*«Le monde contient bien assez pour
les besoins de chacun, mais pas
assez pour la cupidité de tous».*

« Gandhi ».

Malgré la diminution des rejets et la baisse de la concentration de certains polluants atmosphériques au cours des dernières décennies suite à l'évolution de la réglementation et le renforcement et l'harmonisation de la législation au niveau international, le problème de la pollution de l'air est loin d'être résolu dans le monde. En effet, la pollution atmosphérique continue à susciter de grandes inquiétudes dans le monde en raison de sa nature généralisée, des dommages causés à l'environnement et des risques potentiels pour la santé publique. Elle constitue clairement un problème complexe et croissant notamment en milieu urbain (Chen et al. 2016), et est actuellement l'un des principaux problèmes de santé environnementale (von Schneidemesser et al. 2019). La complexité de la pollution atmosphérique réside dans les sources variées tant naturelles qu'anthropiques, qu'elles soient ponctuelles et/ou diffuses. De plus, la circulation atmosphérique permet de transporter les contaminants des sites locaux jusqu'aux régions les plus éloignées *via* le transport longue distance (Garty, 2001) ; en effet, la pollution de l'air n'a pas de frontières !

La pollution d'origine routière, liée aux émissions du moteur à l'échappement, à l'abrasion des pneus et des plaquettes, à l'usure des véhicules, de la chaussée et des équipements de la route, constitue une pollution chronique qui affecte directement l'écosystème de proximité *via* les eaux de ruissellement et les dépôts atmosphériques secs et/ou humides (Branchu et al. 2013). Le trafic et les infrastructures routières sont à l'origine de nombreux polluants, en particulier les éléments traces métalliques (ETM) qui peuvent impacter durablement l'environnement suite à une perturbation de leurs cycles biogéochimiques (Rzepka et Cuny, 2008). Ces éléments ont reçu une grande attention en raison de leur nature non biodégradable et persistante, ainsi que leurs effets toxiques sur les organismes vivants, même à faibles concentrations (Gholizadeh et al. 2019). La quantification de ces éléments dans l'air permet d'évaluer le niveau de pollution par rapport aux normes de qualité de l'air ambiant, mais ne fournit pas d'informations pertinentes sur les effets qu'ils pourraient avoir sur les organismes vivants. Le suivi biologique (ou biosurveillance) de la qualité de l'air s'avère ainsi indispensable. Cette dernière est une méthode complémentaire aux analyses physico-chimiques qui se base essentiellement sur l'utilisation d'organismes vivants, et qui permet de mettre en évidence l'imprégnation de l'environnement par les ETM ainsi que leurs effets (Cuny et al. 2008). Les êtres vivants sont le reflet du milieu dans lequel ils évoluent. Les plantes par exemple et plus particulièrement les mousses, les lichens et les végétaux

supérieures présentent souvent des altérations morphologiques et structurales et des modifications physiologiques bien avant que n'apparaissent les moindres symptômes chez les animaux y compris chez l'homme (Khelil et Alioua, 2006).

De par leur dépendance exclusive de l'atmosphère, les lichens et les mousses sont considérés comme les meilleurs bio-indicateurs de la qualité de l'air. Cependant, dans les environnements fortement dégradés, la raréfaction voir la disparition totale de ces derniers peut être remarquable (Berlizov et al. 2007). L'utilisation de plantes supérieures notamment les espèces ligneuses qui persistent et qui peuvent tolérer des taux élevés d'ETM s'avère ainsi indispensable (Mukherjee et al. 2016 ; Allahabadi et al. 2017 ; Safari et al. 2018). En effet, en milieu urbain, les arbres agissent comme un véritable puits de polluants. De nos jours, ils sont les plus couramment utilisés dans les études relatives aux processus de biosurveillance de la qualité de l'air. Ce sont des organismes à longue durée de vie qui peuvent refléter les effets d'exposition chronique aux ETM, qui offrent une grande disponibilité du matériel biologique et sont généralement plus faciles à identifier que les champignons, les algues, les lichens et les mousses (Kandziora-Ciupa et al. 2016 ; Allahabadi et al. 2017).

L'accumulation des ETM chez les plantes dépend largement des organes et des caractéristiques de l'espèce (Birke et al. 2018). En raison de leur capacité à absorber ces polluants par les stomates et les cuticules, les feuilles des arbres ont été largement utilisées. Ils interceptent les polluants des dépôts atmosphériques, humides et/ou secs, mais accumulent également ceux du sol (Mukherjee et al. 2016 ; Safari et al. 2018). De nombreux chercheurs ont utilisé des feuilles de *Nerium Oleander* L. (Santos et al. 2019), de *Robinia pseudoacacia* (Alahabadi et al. 2017), des aiguilles de Pin (Turkyilmaz et al. 2018), etc. dans des études relatives à la surveillance de la qualité de l'air. En Algérie, plusieurs études ont également été menées sur les feuilles et les écorces des espèces ligneuses, citons à titre d'exemple celles de : Maatoug et al. (2007) sur *Platanus acerifolia*. Wil et *Cupressus sempervirens* L., Lakhdari et Benabdeli, (2012) sur *Casuarina equisetifolia* L., Krika et al. (2013) sur *Tamarix gallica*, Alatou et Sahli (2019) sur *Eucalyptus cladocalyx* et *Cupressus sempervirens*, et Tammime et Bouza, (2020) sur *Ficus retusa*.

C'est dans ce contexte que nous avons orienté notre étude relative à l'utilisation des feuilles et écorces de l'espèce *Fraxinus excelsior* L. comme indicateurs de la contamination métallique en

bordures de routes. Ainsi et afin d'explorer le potentiel accumulateur des ETM chez cette espèce, les teneurs en chrome et en plomb ont été quantifiées dans les feuilles non lavées et les écorces de ladite espèce prélevées le long de la route nationale RN05 reliant la cité Boussouf à la commune Ain Smara, et est considérée pendant longtemps comme la route la plus fréquentée jusqu'à l'ouverture de l'autoroute Est-Ouest.

Ce mémoire a pour but d'apporter des réponses aux questions suivantes :

- Peut-on qualifier *Fraxinus excelsior* L. comme espèce bioindicatrice de la contamination métallique de l'air ?
- Quel est l'organe le plus fiable, feuilles ? et/ou écorces ?
- Quelle est sa position d'un point de vue potentiel d'accumulation des ETM par rapport aux espèces déjà utilisées dans la zone d'étude ?

Le présent manuscrit est organisé comme suit :

- Une introduction afin cerner la problématique de la pollution de l'air par les éléments traces métalliques (ETM), et l'utilisation des arbres dans les processus de biosurveillance ;
- Un premier chapitre qui est une revue bibliographique consacrée à la présentation du phénomène de pollution atmosphérique d'origine routière, la part de la pollution automobile dans les émissions totales, les facteurs influençant ces émissions, la présentation des éléments traces métallique pris en considération dans le cadre de cette étude, et les processus de biosurveillance de la qualité d'air.
- Le second chapitre concerne la partie expérimentale. Nous avons présenté les caractéristiques de la zone d'étude, le matériel végétal utilisé, les méthodes de prélèvements et conservation des échantillons, ainsi que les différentes techniques d'extraction et dosage du Cr et Pb dans les feuilles et écorces de *F. excelsior* L.
- Le troisième chapitre a été consacré à la présentation et la discussion des principaux résultats obtenus relatifs aux teneurs en chrome et en plomb dans les feuilles et l'écorce de ladite espèce.
- Enfin nous terminerons par une conclusion et des perspectives.

Chapitre I

Synthèse bibliographique

1. Pollution atmosphérique d'origine routière

1.1 Définition de la pollution atmosphérique :

La pollution atmosphérique peut être définie comme la présence d'impuretés dans l'air pouvant provoquer une gêne notable pour le confort ou la santé et un dommage aux biens. Cette pollution peut provenir de gaz, de vapeurs, de particules liquides ou solides ou encore de rayonnements. C'est aussi une modification chimique et physique du milieu naturel aboutissant à des effets nuisibles pour l'homme (Philippe, 2011).

D'après Ramade (2007) ; une définition plus pertinente de la pollution, peut s'énoncer de la façon suivante : « Constitue, une pollution, toute modification anthropogénique d'un écosystème se traduisant par un changement de concentration des constituants chimiques naturels, ou résultant de l'introduction de substances chimiques artificielles ; toute perturbation du flux de l'énergie, de l'intensité des rayonnements, de la circulation naturelle provoquée par l'introduction d'espèces exotiques invasives ».

1.2 Les principaux polluants atmosphériques

1.2.1 Les polluants primaires

Les polluants primaires sont directement issus des sources de pollution, qu'elles soient d'origine industrielle ou anthropique. On y trouve des gaz tels que : des oxydes de carbone (CO), des oxydes de soufre (SO₂), des oxydes d'azote (NO_x), des hydrocarbures légers, des composés organiques volatils (COV), des particules contenant ou non des composés métalliques (plomb, mercure, cadmium...) et/ou organiques (PM₁₀, PM_{2.5}, PM₁, PM_{0.1})

1.2.2 Les polluants secondaires

Les polluants primaires peuvent se transformer dans la basse atmosphère, sous l'action des rayons solaires et de la chaleur, en polluants dits secondaires tels que l'ozone et autres polluants photochimiques. L'ozone (O₃) résulte de la transformation chimique de l'oxygène au contact d'oxydes d'azote et d'hydrocarbures, en présence de rayonnement ultra-violet solaire et d'une température élevée. La formation de polluants secondaires nécessite un certain temps durant lequel les masses d'air se déplacent (Figure 01). Ce qui explique pourquoi les pointes de polluants secondaires concernent des territoires souvent plus étendus que les pointes de polluants primaires.

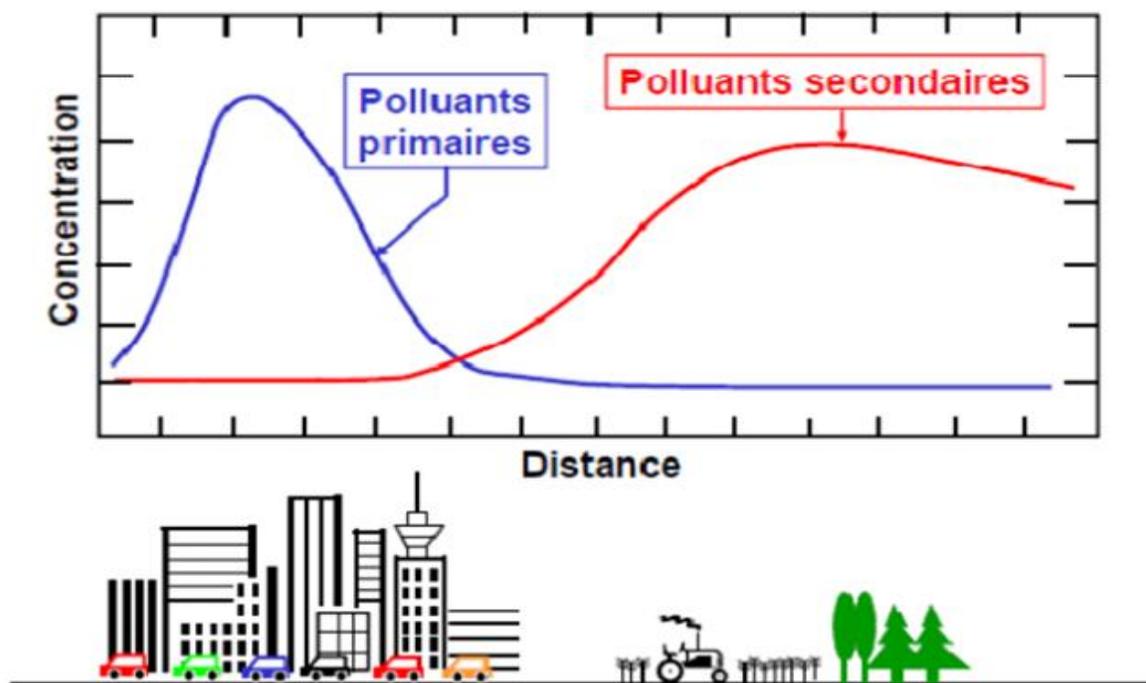


Figure 01: Etendue des concentrations de polluants secondaires (Aumont, 2013)

1.3 Les polluants d'origine routière émis dans l'atmosphère

Les polluants atmosphériques provenant du parc automobile sont nombreux. Ils peuvent être émis à l'échappement, lors de l'évaporation du carburant, par usure et abrasion, ou encore par la remise en suspension des particules (Tableau 01).

Tableau 01 : Les principaux polluants automobiles et leurs origines

(Synthèse d'après Synthèse d'après : Andre and Brutti-Mairesse, 2018 ; Konate and Barry, 2018 cité par Tammin et Bouza, 2020).

| Polluants | Origine |
|--|--|
| Dioxyde de carbone (CO₂) | Produit par l'oxydation du carbone des carburants : émissions à l'échappement. |
| Monoxyde de carbone (CO) | Résulte d'une combustion incomplète du carburant : émissions à l'échappement. |
| Oxydes d'azote (NO_x) | Formés à haute température par oxydation de l'azote de l'air, principalement NO et NO ₂ : émissions à l'échappement. |
| Polluants particulaires (PM) | Provenant d'une part de la combustion incomplète du carburant-lubrifiant et d'autre part de phénomènes d'usure et de frottement : émissions à l'échappement, par remise en suspension de particule et par usure et abrasion. |

| | |
|--|---|
| Composés organiques volatils (COV) comprenant des hydrocarbures (alcènes, alcènes, aromatiques monocycliques : benzène et toluène, certains HAP légers, etc.) et des composés oxygénés (aldéhydes, acides, cétones, éthers, etc.) | L'évaporation du carburant lors du remplissage du réservoir et au niveau de l'alimentation des véhicules est également une source d'émission, notamment pour l'essence, plus volatile que le gazole : les émissions à l'échappement. |
| Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) : benzo pyrène, benzo fluoranthène, benzo pérylène et benzo(a) anthracène | Ces composés lourds se retrouvent à la surface des particules, alors que les plus volatils, émis en moins grande quantité, sont présents dans la phase gazeuse : émissions à l'échappement et par usure et abrasion. |
| Dioxyde de soufre (SO₂) | Formé à partir du soufre contenu dans le gazole : émissions à l'échappement. |
| Eléments traces métalliques (ETM) : plomb, zinc, cuivre, cadmium, chrome, etc. | Présents initialement dans les huiles et les carburants. Également liés aux équipements automobiles et à la voirie, par l'usure des pneus, la gomme de pneumatique contient principalement du plomb et du zinc, des plaquettes de freins qui contribuent à une émission significative du cuivre et du zinc : émissions par usure et abrasion. |

1.4 Facteurs influençant les émissions véhiculaires

Plusieurs facteurs affectent les teneurs des émissions des véhicules, et ils sont classés selon deux catégories : facteurs propres au véhicules et facteurs externes aux véhicules (Konate et Barry, 2018).

1.4.1 Facteurs propres aux véhicules

a. Type de véhicule

Les émissions varient en fonction du type de véhicule, selon qu'il soit : véhicule utilitaire, véhicule particulier, poids lourd, ou véhicule à deux roues (Deletraz, 2002). Plus le véhicule est lourd, plus il consomme du carburant pour produire plus d'énergie, ce qui conduit à une émission plus importante des gaz (Deletraz et Paul, 1998).

b. Climatisation des véhicules

La climatisation augmente la consommation du carburant, ce qui influe bien évidemment sur l'émission des gaz (Konate et Barry, 2018). Cette dernière dépend principalement de la puissance du moteur thermique du véhicule et le sollicite de façon à dégager plus de polluants dans l'air (Deletraz et Paul, 1998).

c. Aérodynamisme

Un véhicule avec un mauvais aérodynamisme (galerie sur le toit, fenêtres ouvertes, etc.) émet plus de polluants. En effet, le moteur doit consommer plus de carburant afin de fournir plus d'énergie et atteindre une certaine vitesse, l'émission des gaz est plus importante (Deletraz, 2002). En revanche, dans le cas d'un véhicule dont l'aérodynamisme est bon, il est plus facile pour le moteur de pousser le véhicule, c'est-à-dire qu'il consomme beaucoup moins pour atteindre une même vitesse, ainsi la pollution est relativement moindre.

d. Type des moteurs et des carburants

Le type de carburant et le processus de combustion jouent aussi un rôle dans la nature et l'intensité des émissions véhiculaires. Les polluants émis dans l'atmosphère sont les mêmes quel que soit le type de combustion envisagé. Cependant, les quantités relatives émises varient selon le type et la capacité du moteur (moteur diesel, essence, 1.6L, 2.0L, 6.3L), sa géométrie interne, sa conception et les conditions de fonctionnement (Benaissa, 2010), ainsi que leur type de respiration (moteur atmosphérique, moteur turbo ou super-charger).

e. Etat et entretien du véhicule

L'âge et l'entretien du véhicule sont des facteurs très importants quant à la longévité de ce dernier. En effet, la vidange, le changement des filtres, des plaquettes et des huiles est une nécessité afin de garder en permanence le véhicule sous contrôle. De plus, un moteur moins âgé et correctement entretenu peut émettre jusqu'à 10 ou 15 fois moins qu'un véhicule âgé et mal entretenu. (Deletraz, 2002).

1.4.2 Facteurs externes aux véhicules

1.4.2.1 Influence du trajet ou cycle de conduite

Le cycle de conduite et sa cinématique sont des paramètres non négligeables à prendre en compte lors de la détermination des facteurs d'émission des polluants. En effet, en fonction du type de conduite auquel un véhicule est soumis, des vitesses atteintes et des différentes phases d'accélération ou de ralentissement, les émissions de polluants sont plus ou moins affectées. Par approximation, la vitesse moyenne d'un trajet peut être considérée comme l'un des paramètres qui influent le plus sur la valeur des émissions. Cette variable peut caractériser un type de conduite urbain, routier ou encore autoroutier. Plusieurs études ont montré que ce

paramètre a une importance sur les émissions réglementées par une décroissance des émissions lors de l'augmentation de la vitesse moyenne (Alhovik et al. 1997).

1.4.2.2 Facteurs liés aux conducteurs

Il s'agit essentiellement du style de conduite ; on parle de véhicule conduit d'une manière "agressive ou performante" (Deletraz, 2002). Les fortes augmentations des rapports entre les vitesses, accélérations rapides, freinages fréquents, vitesses volontairement élevées et aussi les faibles vitesses de longue durée peuvent augmenter la consommation du carburant d'environ 25% et émettra des quantités de polluants supérieures au même véhicule conduit de manière "normale ou économique" (Trepanie et Coelho, 2017).

1.4.2.3 Influence des conditions thermiques

Au niveau de l'aspect thermique des véhicules, deux températures sont à prendre en compte, d'une part la température du moteur et d'autre part la température externe. Lors de sa mise en route, un moteur n'atteint pas immédiatement l'état thermique d'équilibre, il passe d'abord par une phase dite « démarrage à froid ». Une fois l'équilibre thermique atteint le moteur est dit en « mode chaud ». Au démarrage à froid, les émissions polluantes sont souvent plus élevées car les processus de combustion sont perturbés par le fait que les conditions d'équilibre ne sont pas atteintes. En ce qui concerne la température ambiante, cette variable peut intervenir sur les conditions de démarrage d'un véhicule et peut entraîner des perturbations sensibles au niveau des rejets de polluants, également sur le mode chaud d'un véhicule (Joumard et al. 1995).

2. Les éléments traces métalliques dans l'air (ETM)

2.1 Notion d'éléments traces métalliques

Les éléments sont dits traces par rapport à leur densité et concentration massique dans un certain milieu. En effet, un élément trace métallique est tout élément ayant une densité supérieure à 5, un numéro atomique élevé, en général supérieur à celui du sodium ($Z=11$). Les éléments traces métalliques ont la particularité d'être toxiques et non biodégradable à la fois. Ils peuvent être classés selon leur caractère en : élément essentiel si des symptômes pathologiques apparaissent lorsque sa concentration dans le milieu est insuffisante pour l'organisme vivant (Förstner et Wittmann, 1979). Ce même élément peut devenir toxique

lorsqu'il est présent en excès. Les plus importants sont : Arsenic (As), chrome (Cr), cobalt (Co), cuivre (Cu), fer (Fe), manganèse (Mn), nickel (Ni), sélénium (Se), et zinc (Zn). Les éléments non essentiels n'ont à l'inverse des précédents, aucun rôle biologique actuellement connu. C'est le cas du mercure (Hg), de l'argent (Ag), le cadmium (Cd) et le plomb (Pb). Ils sont considérés comme néfastes dès qu'ils sont présents dans le milieu et peuvent entraîner des effets toxiques même à de très faibles concentrations.

2.2 Présentation des ETM étudiés

2.2.1 Propriétés, sources et origines du chrome

Le chrome assez répandu dans le sol, son nom vient du grec (karma= couleur), c'est un métal de masse atomique 52 et de numéro atomique 24 selon la classification de Mendeleïev. Il a un aspect blanc vif et brillant, quelque fois légèrement jaunâtre, il est très dur, mais n'est ni malléable, ni ductile, il est inaltérable à l'air (Augier, 2008). Il est souvent en substitution du fer (rayons ioniques très proches). La concentration moyenne en chrome dans la croûte continentale est de 125 mg.kg^{-1} (Losi et al. 1994). La plupart des roches et des terrains renferment de faibles quantités de chrome. A l'état naturel, il est hautement insoluble, mais il peut dans certaines conditions devenir plus soluble par l'érosion, l'oxydation et l'action des bactéries. Le chrome peut être libéré dans l'environnement par diverses industries. En effet, ce métal est principalement utilisé pour le chromage, la fabrication d'alliage, d'agents oxydants, d'inhibition de la corrosion, de pigments, ainsi que dans les industries du textile, de la céramique, de la verrerie et de la photographie, finissage des métaux, la sidérurgie et la production de produits chimiques inorganiques (Gao et al. 2008). Seuls les composés trivalents (III) et hexavalents (VI) sont détectés dans l'environnement en quantités relativement importante (Institut National de l'Environnement et des Risques Industriel-Ineris, 2004). Le chrome hexavalent, beaucoup plus soluble et assimilable, représente un polluant potentiellement plus nocif que le chrome trivalent qui est plus stable (Jeannot et al. 2002). Les principales activités humaines qui augmentent la concentration en chrome (VI) sont les fabriques des produits chimiques, de cuir et de textile, l'électro-peinture et autres applications de ce chrome dans l'industrie (Zeriref, 2008).

2.2.2 Propriétés, sources et origines du plomb

Le plomb est un élément chimique de la famille des cristallogènes, de symbole Pb et de numéro atomique 82. 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 Pb existe sous forme métallique inorganique (des sels de chlorures, du chromate, du nitrate, des phosphates et des sulfates), et organique (le plomb tétra éthyle et le plomb tétra méthyle) (Ghezri, 2014). Il peut être d'origine naturelle mais aussi anthropique. A l'état naturel, le plomb se retrouve en petite quantité et provient essentiellement de la roche mère, mais aussi des feux de forêts et des éruptions volcaniques. Néanmoins, la plus grande partie des excès en plomb dans l'environnement provient des activités anthropiques. En effet, le plomb est un métal connu depuis plus de 5000 ans. Il était déjà utilisé lors de l'émaillage du travail de poterie dans l'Égypte ancienne. Les principales sources sont : les industries qui extraient et purifient le plomb naturel et qui traitent les composants contenant du plomb comme les batteries et leurs retombées atmosphériques qui contaminent les sols. A ceci s'ajoutent les déchets industriels, le trafic routier, l'incinération de déchets, les engrais, les composts et les boues de station d'épuration (Ghezri, 2014).

2.3 Contamination de l'air par les ETM

La contamination de l'air par les ETM résulte de nombreux facteurs. La qualité de la dispersion influe directement sur la qualité de l'air : si la dispersion est bonne, les concentrations peuvent rester faibles malgré des rejets importants, si la dispersion se fait mal, des émissions relativement limitées peuvent suffire à dégrader la qualité de l'air. Cependant la capacité dispersive d'un site est loin de s'expliquer par l'action d'un seul facteur; ils sont nombreux à jouer un rôle (Durrieu, 1999).

La pollution atmosphérique ne connaît pas de frontières (Figure 02). En effet, les émissions polluantes des ETM sont transportées à des distances variables par les mouvements des masses d'air et les nuages. Pendant leur transport, les substances polluantes sont transformées, l'atmosphère fonctionnant comme une véritable usine chimique.

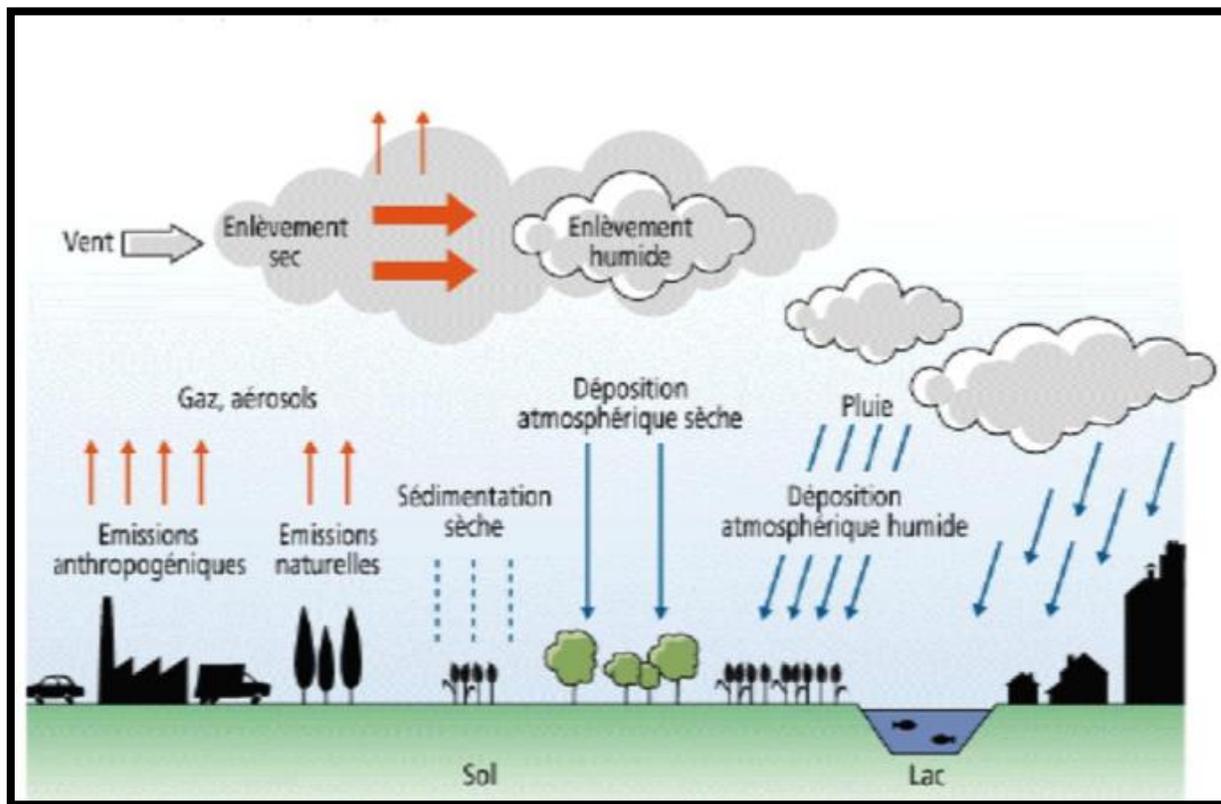


Figure 02: Processus de transfert des polluants atmosphériques (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique - CITEPA, 2001)

2.4 Dispersion et transfert des ETM dans l'air

Le transport des différents polluants dépend de façon directe et indirecte de plusieurs facteurs:

2.4.1 Facteurs de dispersions indirects liés aux polluants

a. La taille des particules

La taille des particules est la propriété la plus importante et le paramètre le plus efficace dans le milieu. On trouve dans l'air ambiant de nombreux éléments minéraux dus au trafic routier, tels que le plomb, le cadmium, le zinc, le cuivre, etc., leur concentration est aussi élevée que celle d'autres particules (Ghezri, 2014). Les plus fines particules restent en suspension dans l'air plus longtemps, de sorte qu'elles peuvent être transportées par le vent à de plus grandes distances, à des altitudes plus élevées et loin de la source d'émission. Les particules fines ($2.8 \pm 0.2 \mu\text{m}$) caractérisent l'usure des freins, tandis que les particules grossières proviennent des pneus et de revêtements routiers, ainsi que le salage des routes (Veschambre, 2006).

b. La forme des particules

La dispersion des ETM dans les couches atmosphériques les plus élevées suite au transport sur différentes distances pouvant retomber ailleurs, peut se présenter sous deux formes dans l'air : la première sous forme solide de composés métalliques déposés sur les particules les plus fines ou les poussières, la deuxième sous forme gazeuse de composés métalliques volatiles. Ces deux formes jouent un rôle dans la durée de présence des métaux lourds dans l'atmosphère tout comme dans la dispersion et la distance traversée avant leur dépôt (Ghezri, 2014).

c. La concentration des particules

La teneur des polluants automobiles sur les bordures, en particulier les ETM libérés et déposés par le trafic routier est mesurée selon le nombre, le type de véhicules et le type de motorisation, etc.. L'ampleur de la dispersion agit sur la qualité de l'air, celle-ci devient médiocre lorsque la quantité des polluants augmente favorisant davantage la dispersion de ces derniers dans l'atmosphère (Bouteraa, 2014).

d. Durée de séjour des particules

La granulométrie est une donnée essentielle pouvant déterminer la durée de séjour des particules dans l'air et leur fréquence de diffusion. Les particules fines de la taille du micromètre ont une durée de séjour ou une stabilité plus élevée que les particules grossières qui retombent rapidement sur la surface par l'action de la gravité, ou par dépôt humide, comme dans le cas des pluies ou des neiges (Leygonie, 1993). Par exemple : la durée de résidence du plomb dans l'atmosphère est d'environ 10 jours, ce qui permet un transport plus long (Normand, 2012).

2.4.2 Facteurs de dispersion directs liés aux conditions externes

Les facteurs météorologiques constituent les principaux facteurs externes qui peuvent conditionner la dispersion des polluants. Ceux qui influencent d'une façon directe le transport des polluants dans l'air, décrits ci-dessous.

2.4.2.1 Le vent

Il résulte du déplacement des masses d'air. Sa vitesse augmente généralement avec l'altitude. Le vent dilue continuellement la pollution libérée au point d'émission. Une absence de vent

contribuera à l'inverse à l'accumulation des polluants près des sources d'émission (Kermia et Yahiaoui, 2017).

2.4.2.2 Le gradient vertical de température

La température de l'air diminue généralement avec l'altitude de 1°C tous les 100 m. Le gradient vertical de température est utilisé pour définir la stabilité de l'atmosphère. Si la température décroît trop rapidement, l'atmosphère est instable, ce qui favorise la dispersion des polluants (Mouaïci, 2002). Puisque la température décroît avec l'altitude, l'air chaud contenant les polluants au niveau du sol se disperse verticalement. Par ailleurs, la température accélère considérablement les réactions entre les différents polluants, et contribue ainsi à la formation de polluants secondaires.

2.4.2.3 L'humidité :

L'humidité, la chaleur et le rayonnement solaire peuvent favoriser la transformation chimique des polluants. Le rôle principal de l'humidité est le « captage » des particules polluantes par les gouttelettes d'eau en suspension. En retenant les polluants, elle accroît leur stagnation et peut finir par concentrer ces substances (Augusto and Dambrine, 2001).

2.4.2.4 La pression atmosphérique

Une basse pression atmosphérique indique une situation dépressionnaire et donc une turbulence de l'air assez forte, ce qui favorise la dispersion des substances polluantes et par conséquent améliore la qualité de l'air. En revanche, des situations anticycloniques (hautes pressions) où la stabilité de l'air ne permet pas la dispersion des polluants entraînent des épisodes de pollution (Plan Régional de la Qualité de l'Air-PRQA, 2007).

2.4.2.5 Les précipitations

D'après PRQA (2007), les précipitations sont à mettre en relation avec une atmosphère instable, ce qui permet une bonne dispersion des polluants. De plus, elles peuvent entraîner les polluants les plus lourds au sol et favoriser leur dissolution. De façon générale, la pluie améliore la qualité de l'air en particulier pour les poussières et les éléments solubles.

2.4.2.6 La nébulosité

Selon Deletraz et Paul (1998), la nébulosité est responsable de la formation d'un «couvercle» au-dessus d'une zone polluée. Elle réduit également l'apport radiatif du soleil, ce qui tend à diminuer les transformations physico-chimiques des polluants primaires.

2.5 Dépôts et devenir des éléments traces métalliques

Les polluants émis dans l'atmosphère peuvent retomber sous différentes formes sur la masse continentale et/ou océanique. On peut distinguer :

2.5.1 Les dépôts humides:

Ils proviennent des précipitations (pluie, neige, bruine, brouillard, brume, givre). Ces dépôts résultent de la solubilisation des polluants gazeux au sein de gouttelettes formées autour de fines particules, ou de l'entraînement mécanique des particules au cours d'événements pluvieux (Desboeufs, 2001). L'atmosphère est un milieu complexe dans lequel coexistent des espèces gazeuses, des particules solides d'aérosols et des gouttelettes liquides. Les interactions pouvant avoir lieu entre ces différentes phases sont regroupées sous le terme de chimie multiphasique (Figure 03).

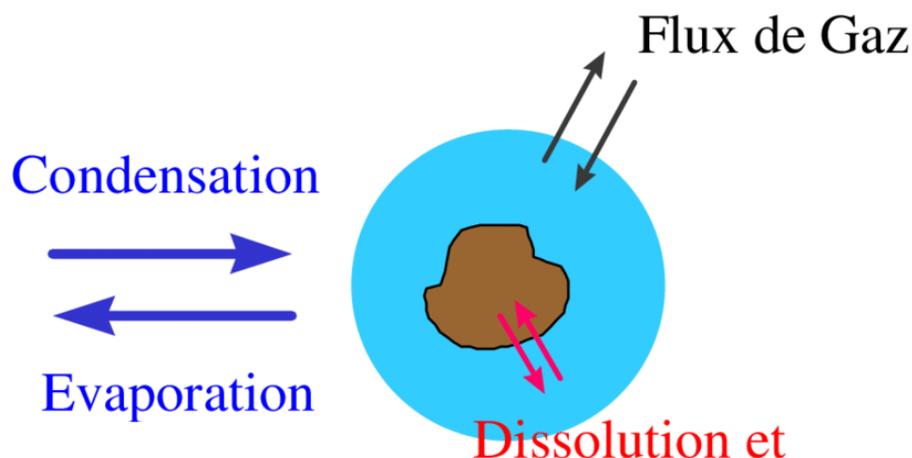


Figure 03 : Schéma simplifié des processus multiphasiques intervenant au sein d'une goutte d'eau nuageuse (Desboeufs, 2001)

5.2.2 Les dépôts secs

Ils sont composés de gaz et de diverses particules solides (poussières, aérosols..). De taille généralement inférieure à 2 μ m. Pour les polluants gazeux, ils constituent le transfert de molécules de gaz atmosphérique et ils se déposent sur les surfaces bâties, la végétation, les sols et les eaux de surface par des processus secs, c'est-à-dire des processus qui ne dépendent pas des précipitations (Lorenzin, 1992).

2.5.3 Les dépôts occultes

Ce terme est parfois employé pour distinguer les dépôts humides sous forme de pluies, des dépôts humides se faisant par interception ; un flux d'air plus ou moins humide (brume, brouillard, essentiellement) frôle la végétation qui capte alors les polluants (Mazoue et SETRA, 1994). Ce processus peut avoir une réelle influence. C'est le cas des brouillards et bruines en montagne où le phénomène est fréquent (Jussy, 1998).

2.5.4 L'enlèvement

2.5.4.1 L'enlèvement sec (Dry removal)

C'est un processus d'agglomération et de coagulation de fines particules sur les particules les plus grosses. La procédure d'enlèvement des particules fines est difficile et dans ce cas là que réside le rôle de l'enlèvement sec (Mazoue et SETRA, 1994).

2.5.5.2 L'enlèvement humide (Wet removal)

Correspond à l'absorption d'aérosols et de gaz par les microgouttelettes du brouillard et des nuages. L'enlèvement humide entraîne la diminution des teneurs en polluants par la concentration de ces derniers dans l'air (Mazoue et SETRA, 1994).

3. Bio-surveillance de la qualité de l'air

3.1 Définition de la bio-surveillance

La bio-surveillance peut être définie comme l'utilisation des propriétés d'un organisme ou d'une partie, pour obtenir des informations sur une certaine partie de la biosphère. Garrec et Van Haluwyn (2002), ont défini la bio-surveillance comme « l'utilisation des réponses à tous les niveaux d'organisation biologique (moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique, tissulaire, morphologique, écologique) d'un organisme ou d'un ensemble d'organismes pour

prévoir et/ou révéler une altération de l'environnement et pour en suivre l'évolution ». Le terme bio-indicateur / bio-moniteur est utilisé pour désigner un organisme, ou une partie de celui-ci, qui dépeint l'apparition de polluants sur la base de symptômes spécifiques, de réactions, des changements ou concentrations morphologiques (Markert et al. 1997).

3.2 Principes de bio-surveillance

La bio-surveillance repose sur deux grandes catégories de principes. Nous distinguons ainsi deux types de bio-surveillance : la première dite la bio-surveillance sensible dans laquelle on se base sur les biomarqueurs, les bioindicateurs ou les bio-intégrateurs, et la deuxième dite bio-surveillance par accumulation (Bernard et al. 2004)

3.2.1 La bio-surveillance sensible

Qui utilise des organismes qui répondent au stress causé par la pollution. La mesure de cette sensibilité définit trois concepts (Tableau 02, Figure 04) :

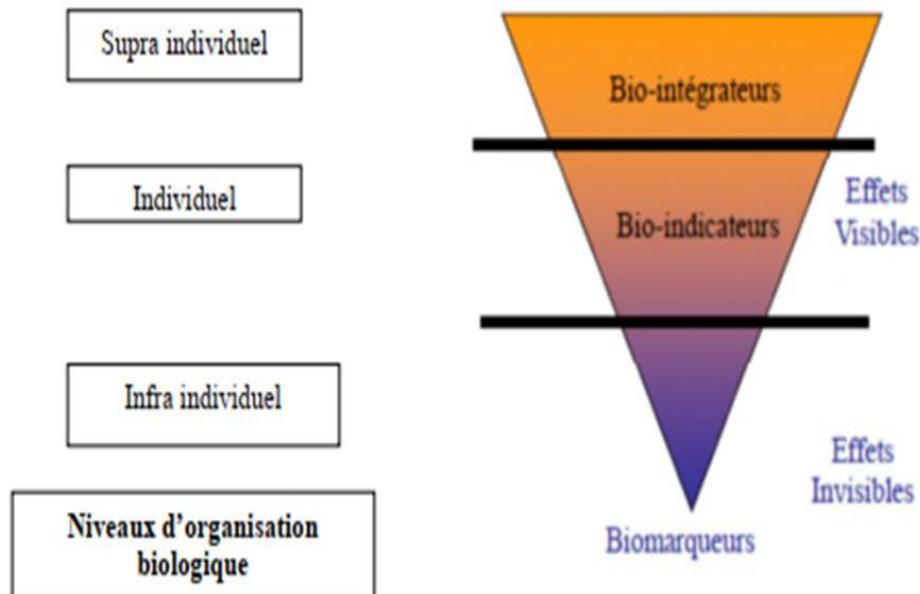


Figure 04 : Concepts de Bio-indication (Cuny, 2012)

Tableau 02 : Présentation des processus la bio-surveillance (Garrec et Van Haluwyn, 2002)

| Concept | Impact biologique | Niveau de lisibilité | Niveau d'organisation biologique |
|-------------------------|---|----------------------|----------------------------------|
| Biomarqueur | Moléculaires, biochimiques, cellulaires ou physiologiques | Non | Infra-individuel |
| Bioindicateur | Physiologique, tissulaires ou morphologiques | Oui | Individuel |
| Bio-intégrateur | Populationnels ou communautaires | Oui | Supra-individuel |
| Bio-accumulateur | Non | Non | Individuel |

3.2.1.1 Les biomarqueurs

Qui se situe au niveau infra-individuel, les altérations sont de types : moléculaires, biochimiques, cellulaires ou physiologiques non visibles. Exemples : dégradation de l'activité enzymatique, ou modifications de la respiration, de la photosynthèse et des constituants cellulaires tels que la chlorophylle a et b, les protéines solubles (Gonzalez et Pignata, 2000).

3.2.1.2 Les bio-indicateurs

Qui se place au niveau individuel, les altérations sont physiologiques, tissulaires ou morphologiques visibles. Comme exemples : apparition de nécrose chez les plants de tabac exposées à l'ozone (Saitanis & Karandinos, 2001).

3.2.1.3 Les bio-intégrateurs

Qui se situe au niveau de la population et/ou la communauté. La biointégration peut se manifester par une variation de la densité, ou encore la présence/absence des espèces (Piervittori & Maffei, 2001).

3.2.2 La bio-surveillance par accumulation

Qui utilise des organismes qui ont la capacité de stocker les polluants dans leurs tissus (bioaccumulateurs) suite à des mécanismes de fixation et/ou de transfert. Le bioaccumulateur sert ici de matrice de dosage de différents polluants. Il doit répondre aux spécifications suivantes (Conti et Cecchetti, 2001) :

- accumuler le(s) polluant(s) et ce, sans disparaître;

- fournir suffisamment de tissus pour l'analyse;
- avoir un facteur de concentration suffisant pour pouvoir être analysé directement sans pré-concentration;
- présenter une concentration tissulaire du polluant représentative du niveau de contamination de l'environnement.

3.3 Stratégies de mise en œuvre de la bio-surveillance

On distingue principalement deux stratégies qui sont :

3.3.1 Méthode *in situ* (approche passive)

Elle utilise les organismes déjà présents sur le site (organismes indigènes). Elle a l'avantage d'être rapide. En effet, les végétaux ayant déjà été exposés aux polluants, il ne reste plus qu'à les collecter et à les analyser. On doit cependant veiller à ce qu'ils aient les caractéristiques suivantes (Conti et Cecchetti, 2001) :

- une distribution spatiale et une abondance suffisante pour être représentatifs de la zone étudiée ;
- une saisonnalité compatible avec les objectifs de la campagne de mesure ;
- un mode de collecte facile.

3.3.2 Méthode des transplants (approche active)

La transplantation est une technique expérimentale où les organismes utilisés pour l'étude sont transférés d'un environnement non pollué (milieu dit "sain") vers un site pollué ou suspecté de l'être. Elle peut être utilisée par exemple lorsque la méthode *in situ* n'est pas envisageable (absence d'organismes correspondant aux critères de l'étude). Cette dernière nécessite plus de temps. En effet, il faut laisser le temps aux transplants d'accumuler les polluants présents dans leur nouvel environnement. Cette phase d'exposition pouvant être plus ou moins longue selon le type d'organismes choisis et le polluant étudié. Cette alternative à la méthode *in situ* permet de palier à certaines contraintes comme l'absence d'espèces utilisables dans la zone d'étude (niveau de pollution trop élevé, absence d'habitats du fait de l'urbanisation ou de l'industrialisation), et/ou la mauvaise répartition d'une espèce qui ne permet pas un échantillonnage représentatif de la zone d'étude. Un récapitulatif des particularités des méthodes sus-citées est donné dans le tableau 03.

Tableau 03 : Comparaison entre les méthodes de la bio-surveillance (Gailey et Lloyd, 1993)

| <i>In situ</i> | Transplant |
|--|---|
| Les résultats peuvent être obtenus en quelques jours. | Le temps d'exposition des transplants est plus long. |
| Les résultats démontrent la pollution des années précédentes. | Les résultats illustrent la pollution pendant la période d'exposition. |
| Les niveaux accumulés sont habituellement au-dessus des limites de détection (temps d'exposition plus long). | Les concentrations accumulées peuvent être indétectables sur une période d'exposition trop courte. |
| Faible surveillance, peu de risque de vandalisme. | Risque potentiel de vandalisme |
| Coûts liés aux transports vers les sites de prélèvement et aux analyses chimiques | Coûts supplémentaires relatifs aux matériaux et au temps de préparation des transplants avant exposition. |
| Manque potentiel d'échantillons indigènes pour obtenir une couverture géographique suffisante. | La densité des points de prélèvement, le nombre de transplants et les conditions d'étude sont contrôlés. |
| Taux de dépôt de pollution difficiles à estimer. | Les taux de dépôts sont calculés à partir du temps d'exposition qui est contrôlé. |
| Les concentrations reflètent les influences d'autres facteurs tels que l'âge de la plante, la teneur en métal du substrat et la contamination locale. | Les concentrations des polluants dans les transplants peuvent être plus directement liées à la pollution atmosphérique. |
| Les plantes peuvent être soumises à un stress ou subir des changements de morphologie/physiologie, qui affectent l'absorption (exposition à certains polluants à long terme) | Les transplants sont originaires d'environnement sain. |

4. Bio-surveillance de la contamination de l'air par ETM : cas des espèces ligneuses

La bio-surveillance de la pollution atmosphérique à l'aide des végétaux a été très développée durant ces dernières années en Europe, en Asie, en Amérique du nord et même en Afrique du nord. En effet, plusieurs recherches ont été menées grâce à des travaux de divers institutions, aboutissant ainsi à démontrer que certains végétaux ont la propriété, soit de réagir très rapidement et d'une façon très visible aux polluants, soit d'accumuler très fortement les polluants présents dans leur environnement. Les végétaux sont des outils de grand intérêt pour la bio-surveillance, leur diversité offre un large éventail d'organismes utilisables tel que les Bryophytes, les mousses, lichens, les ligneux, les plantes à tige qui sont employés spécifiquement ou non pour détecter un grand nombre de polluants atmosphériques (Catinon, 2011), (Figure 05)

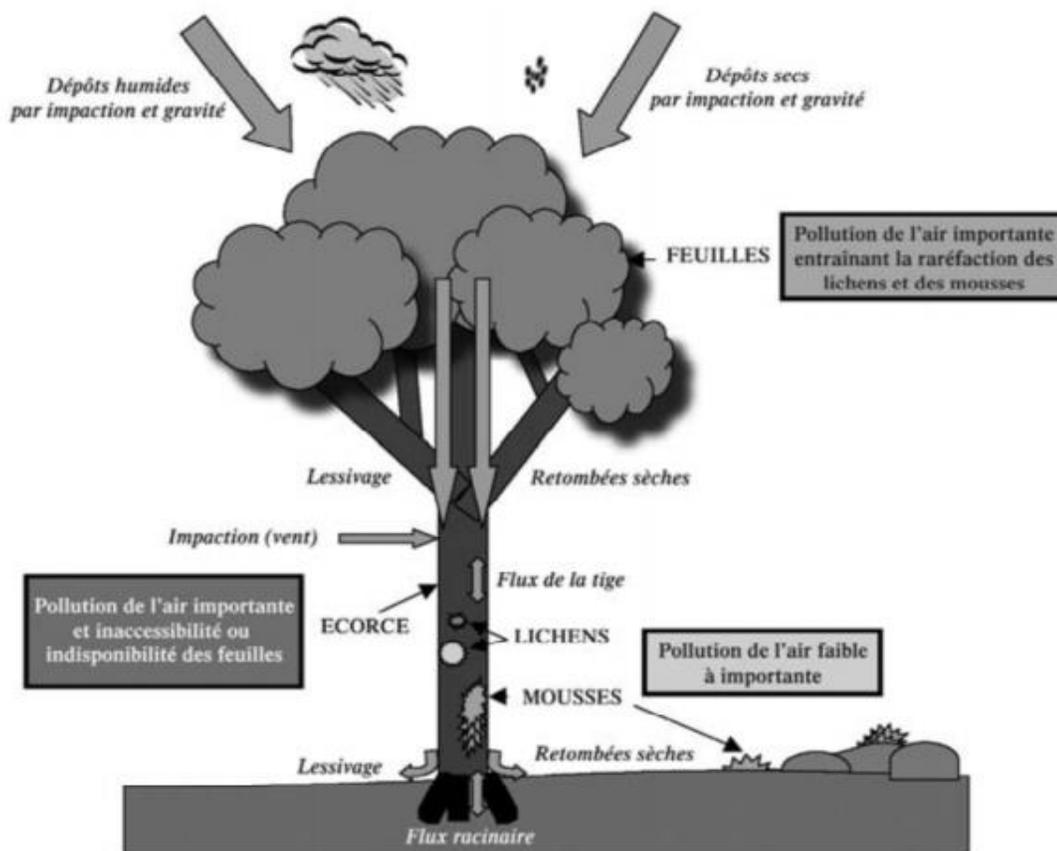


Figure 05 : Présentation schématique des taxons bio-accumulateurs d'ETM et des paramètres régissant les phénomènes d'accumulation (Bargagli, 1998).

4.1 Utilisation des feuilles

Les parties foliaires retiennent fortement les polluants accumulés par les végétaux grâce à la présence de cires et de trichomes. En effet, ces dernières constituent une bonne matrice biologique facile à récupérer, à analyser et peu coûteuse qui permet une évaluation plus ou moins proche de la réalité des niveaux de contamination voir pollution de l'air par les ETM en zones urbaine et sub-urbaine (Agnan, 2013 ; Omar, 2015). L'absorption des ETM par les plantes *via* les feuilles dépend de plusieurs facteurs, tels que l'âge et la morphologie des feuilles, la densité stomatique, l'intensité respiratoire ainsi que la forme et la densité du feuillage (Krika, 2014).

4.2 Utilisation de l'écorce

L'écorce c'est un outil très important dans la biosurveillance des polluants atmosphériques (Catinon, 2011). En effet, cette dernière a été fréquemment employée tant pour les éléments

majeurs que pour les éléments traces (Berlizov et al. 2007). L'accumulation passive des polluants peut se faire à la surface de l'écorce et être absorbés par le processus d'échange d'ions dans la zone externe de la couche de cellules mortes du suber (Schulz et al. 1997) ou par intégration physique dans le suber (Zhang et al. 2008). Généralement, quelle que soit l'espèce d'arbre considérée, par rapport aux feuilles, l'écorce peut mieux absorber les ETM tels que le plomb, le cuivre, le cadmium et le zinc, et peut être utilisée pour la recherche à proximité des hauts fourneaux, des carrières, des routes très fréquentées ou d'autres environnements fortement pollués (Bargagli, 1998).

Les capacités d'accumulation varient en fonction de l'espèce d'arbre, l'épaisseur, la porosité et la rugosité de l'écorce. (Rzepka et Cuny., 2008). 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).

4.3 Utilisation des racines

La biodisponibilité et la forme chimique des ETM dans le sol jouent un rôle essentiel dans le transfert racinaire, ces deux facteurs affectent la pénétration des polluants dans la solution du sol pour être absorbé par les racines. En fait, la plupart des métaux et métalloïdes sont collectés sous forme de cations. Le transfert des ETM vers les parties aériennes dépend de l'espèce végétale contaminée et le type du métal transporté (Krika, 2014).

La contamination par le sol résulte de la présence des polluants qui ont été dispersés et déposés sur le sol. L'absorption des ETM par les racines reste faible. En règle générale, on peut indiquer que vis à vis de la pollution autoroutière, le sol et les racines jouent un rôle de filtre efficace et que la contamination des végétaux provient avant tout des parties aériennes, qui constituent souvent le début des chaînes alimentaires avec tous les problèmes que cela peut entraîner, en particulier au niveau de la santé humaine (Belhadj, 2015).

Chapitre II

Matériel et méthodes

1. Présentation de la zone d'étude

1.1 Caractéristique de la région d'étude

1.1.1 Situation géographique

Avec une superficie de 2197 km² et à une altitude de 694 m, la wilaya de Constantine occupe une position géographique centrale dans l'est Algérien. Elle est bâtie sur un vieux roché entre une latitude de 36°17', et une longitude de 6°37'. Elle se situe à 431 km à l'est de la capitale Alger. (Figure 06).

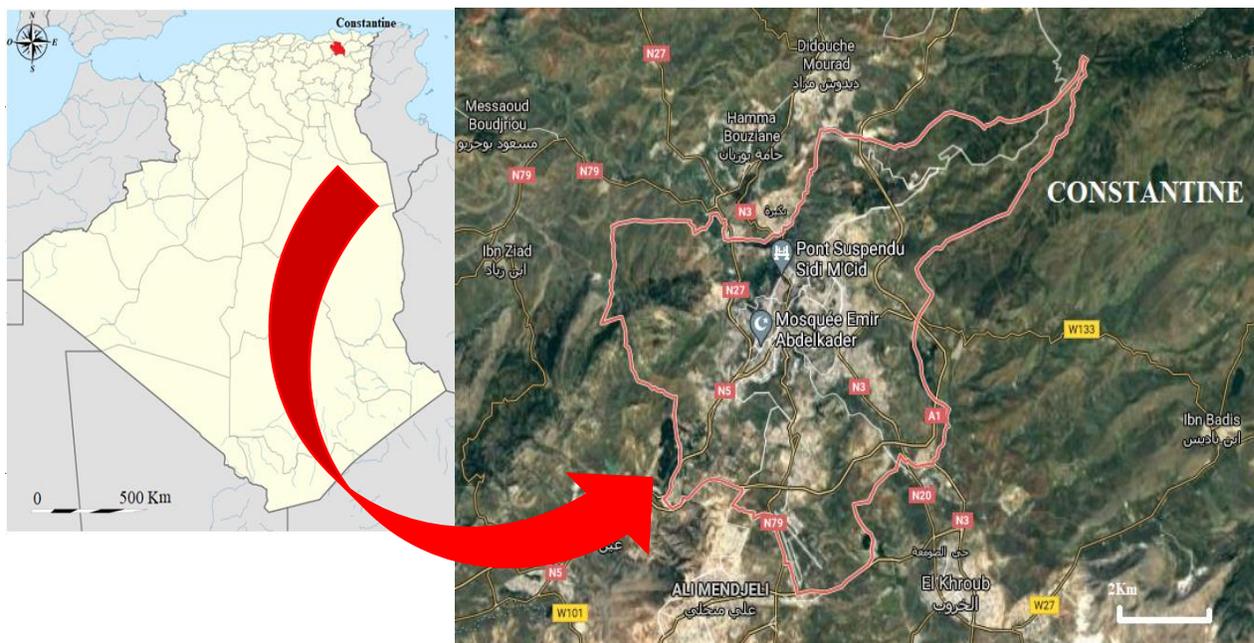


Figure 06: Localisation géographique de la wilaya de Constantine (Google maps, 2021)

1.1.2 Caractéristiques climatiques

La vaste superficie de l'Algérie lui confère une diversité climatique remarquable. Entre le nord, caractérisé par un climat méditerranéen et le reste du pays, dominé par des climats semi-arides, arides ou désertiques (classifications de Köppen BWh et BWk), (Figure 07).

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 de Constantine calculées à un rythme mensuel durant la période allant du mois de mai 2020 au mois de mai 2021 sont portées dans les tableaux 4, 5 et 6, et ont

concernés : la température, les précipitations, le vent, et l'humidité. Ces derniers ont été obtenus à partir de l'archive du site web historique-meteo.net.

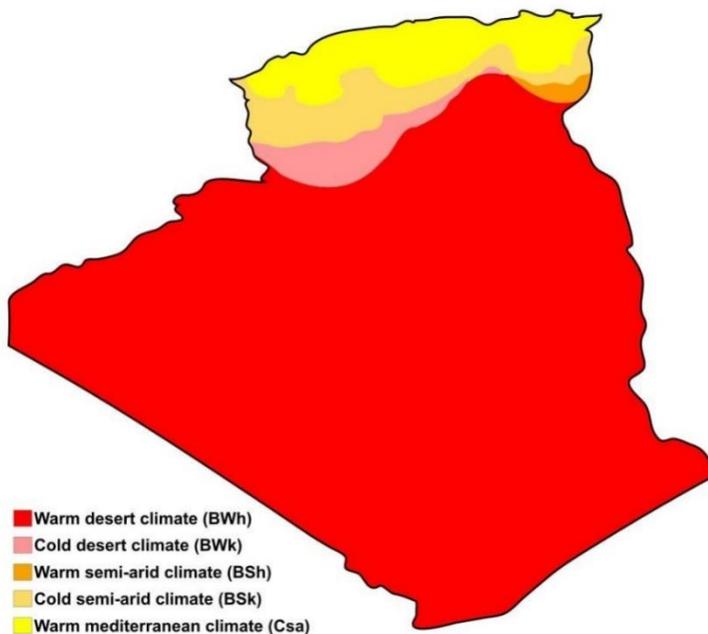


Figure 07: Carte climatique de l'Algérie selon la classification de Köppen (Maps Alegria, 2021).

1.1.2.1 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 04, montre que la température moyenne annuelle est de l'ordre (18,77°C), la température la plus élevée est observé au mois d'août (26°C) alors que la plus faible au mois de janvier (6°C).

Tableau 04: Les valeurs moyennes, maximales, minimales de la température exprimée en °C Constantine (Mai 2020-Mai 2021, Historique météo, 2021).

| | T. moy °C | T. max °C | T. min °C |
|-------------------|-----------|-----------|-----------|
| Mai 2020 | 22° | 26° | 17° |
| Juin 2020 | 25° | 30° | 21° |
| Juil. 2020 | 30° | 34° | 25° |
| Août 2020 | 30° | 35° | 26° |
| Sep. 2020 | 24° | 27° | 20° |
| Oct. 2020 | 18° | 22° | 15° |
| Nov. 2020 | 15° | 19° | 12° |
| Déc. 2020 | 10° | 12° | 7° |
| Jan. 2021 | 9° | 12° | 6° |
| Fév. 2021 | 12° | 17° | 8° |
| Mars 2021 | 11° | 16° | 7° |
| Avr. 2021 | 16° | 21° | 11° |
| Mai 2021 | 22° | 26° | 17° |
| Moy | 18,77° | 22,84° | 14,76° |

1.1.2.2 Précipitations et humidité

L'analyse du tableau 05, nous permet de constater que, la moyenne annuelle de la pluviométrie est de 53,61 mm. La valeur maximale est 125 mm enregistrée pendant le mois de septembre 2020, par contre le mois le plus sec est le mois d'août 2020 avec une pluviométrie de 10 mm.

Tableau 05: Précipitations mensuelles (mm) et humidité mensuelles (%) Constantine (Mai 2020-Mai 2021, Historique météo, 2021).

| | Précipitation (mm) | Humidité % |
|-------------------|--------------------|------------|
| Mai 2020 | 33 | 70 |
| Juin 2020 | 24 | 58 |
| Juil. 2020 | 22 | 50 |
| Août 2020 | 10 | 48 |
| Sep. 2020 | 125 | 72 |
| Oct. 2020 | 23 | 74 |
| Nov. 2020 | 94 | 74 |
| Déc. 2020 | 59 | 83 |
| Jan. 2021 | 57 | 79 |
| Fév. 2021 | 40 | 72 |
| Mars 2021 | 62 | 83 |
| Avr. 2021 | 27 | 77 |
| Mai 2021 | 121 | 72 |
| Moy | 53,61 | 70 |

Pour l'humidité, la moyenne annuelle est de 70%. L'humidité est souvent supérieure à 50 % sauf en été avec une valeur minimale de l'ordre 48 % au mois d'août 2020. La valeur maximale du mois de décembre et mars 2020 est de 83 %, ceci indique que l'atmosphère se trouve dans un état plus ou moins proche de la saturation.

1.1.2.3 Vent

Le vent souffle dans une direction dominante Nord-Ouest et Nord avec des masses d'air provenant des monts de la région de Constantine. Selon le tableau 06 la vitesse maximale du vent (21 Km/h) a été enregistrée au mois de juin, août et janvier, alors que la minimale est de 14 Km/h a été observée au mois de novembre et mars. La vitesse annuelle du vent est de l'ordre de 17,84 Km/h. Les vents de la région d'étude sont caractérisés par des températures allant de 4°C à 26 °C avec une moyenne de 14,30°C (Tableau 06).

Tableau 06: La vitesse du vent (Km/h) et températures du vent (°C)
Constantine (Mai 2020-Mai 2021, Historique météo, 2021).

| | Vitesse du vent Km/h | Temperature du vent °C |
|-------------------|----------------------|------------------------|
| Mai 2020 | 18 | 18 |
| Juin 2020 | 21 | 21 |
| Juil. 2020 | 19 | 25 |
| Août 2020 | 21 | 26 |
| Sep. 2020 | 17 | 20 |
| Oct. 2020 | 16 | 14 |
| Nov. 2020 | 14 | 12 |
| Déc. 2020 | 19 | 5 |
| Jan. 2021 | 21 | 4 |
| Fév. 2021 | 20 | 7 |
| Mars 2021 | 14 | 6 |
| Avr. 2021 | 16 | 11 |
| Mai 2021 | 16 | 17 |
| Moy | 17,84 | 14,30 |

1.1.3 Statistiques sur le trafic routier

Compte tenu de sa position géographique qui lui confère la particularité de relier les zones dynamiques des quatre coins du pays, la wilaya de Constantine fait partie des wilayas les mieux dotées en infrastructures routières. Elle est traversée par 07 routes nationales, 21

chemins de wilayas et de nombreuses routes communales, en plus de l'autoroute Est-Ouest (Figure 08).

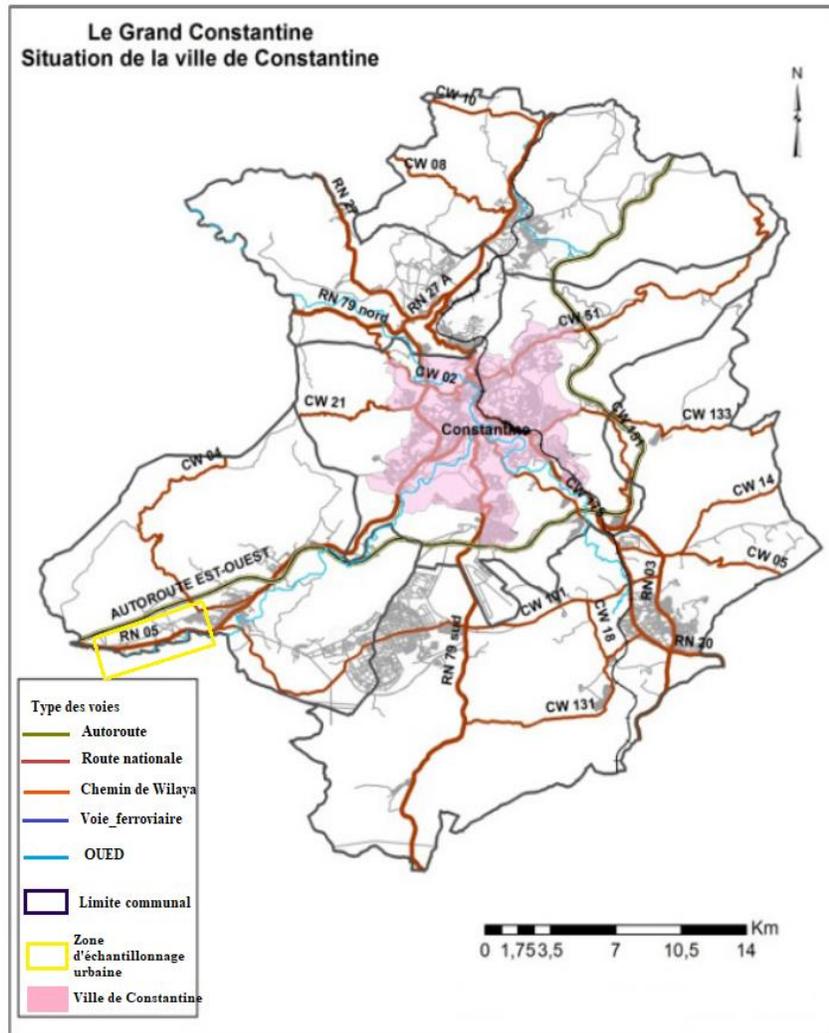


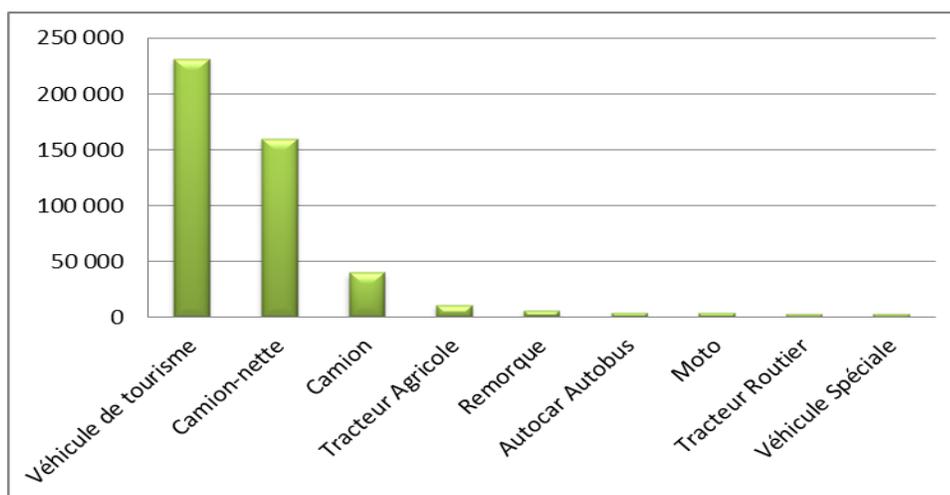
Figure 08: Carte du réseau de trafic routier de la ville de Constantine
(Benmechiche et Cherrad, 2018)

Par rapport aux autres wilayas algériennes, Constantine avec un parc auto de 231 521 véhicules (tous types confondus) occupe la quatrième place après la capitale Alger avec 1 680 242 véhicules, Blida avec 351 276 et Oran avec 331 965 véhicules. Le tableau 07 nous montre que le parc automobile à Constantine représente 3,61% du nombre total des véhicules en Algérie (Office National des Statistiques-ONS, 2018)

Tableau 07: Répartition du parc automobile l'Algérie par wilaya (ONS, 2018).

| Wilaya | Nombre | Pourcentage % |
|----------------|------------------|---------------|
| Alger | 1 680 242 | 26,32 |
| Blida | 351 276 | 5,47 |
| Oran | 331 965 | 5,17 |
| Constantine | 231 521 | 3,61 |
| Tizi Ouzou | 213 618 | 3,33 |
| Béjaia | 207 892 | 3,24 |
| Annaba | 200 616 | 3,13 |
| Batna | 180 284 | 2,81 |
| Boumerdes | 177 960 | 2,77 |
| Setif | 176 731 | 2,75 |
| Tipaza | 145 336 | 2,26 |
| Chlef | 141 322 | 2,2 |
| Autres wilayas | 2 370 340 | 36,94 |
| Total | 6 418 212 | 100 |

D'après l'ONS 2018, le parc automobile de Constantine est constitué principalement de véhicules de tourisme avec 165 545 unités, des camionnettes avec 37 678 unités, des camions avec 13 532 unités, des tracteurs agricoles avec 5 090 unités, des tracteurs routiers avec 1 874 unités, des remorques avec 2 853 unités, des autocars et autobus avec 2 423 unités, des motos avec 2 185 unités et des véhicules spéciaux avec 341 unités (Figure 09). Par ailleurs, l'analyse du développement du parc automobile constantinois par source d'énergie a montré que la proportion de la source d'énergie essence est plus importante que la source d'énergie diesel; nous avons 71,19% *versus* 28,81% (Figure 10).

**Figure 09:** Répartition du parc automobile à Constantine par genre de véhicules

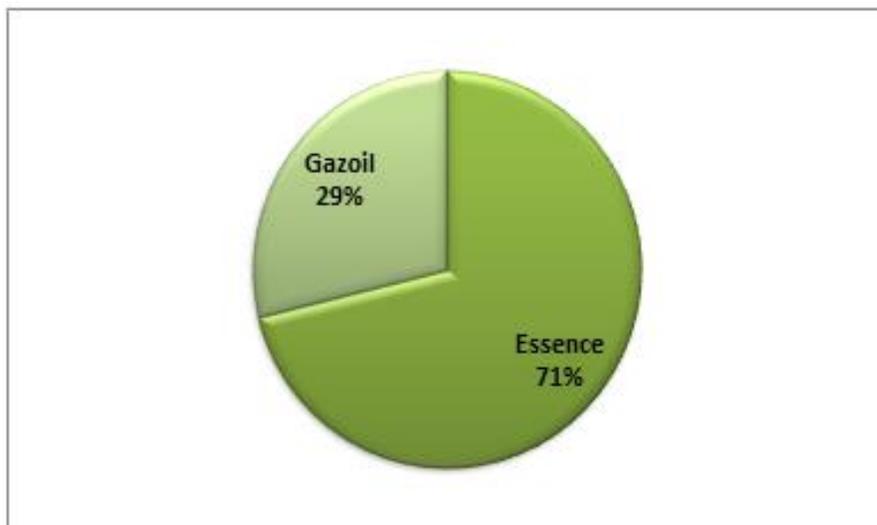


Figure 10 : Répartition du parc automobile à Constantine par source d'énergie.

1.2 Choix et localisation des stations de prélèvements

Le plan d'échantillonnage adopté pour cette étude est de type aléatoire. L'échantillonnage a été effectué en milieu urbain le long de la route nationale N°05 (RN5) reliant la cité Boussouf à la commune d'Ain Smara et la capitale Alger à Constantine. Cette route constituait pendant très longtemps l'axe principal entre la capitale et l'est du pays, et est considérée comme la route la plus fréquentée jusqu'à l'ouverture de l'autoroute Est-Ouest (Figure 11). Notre point de départ était à proximité de l'Institut National de l'Alimentation, la Nutrition et des Technologies Agro-Alimentaires (INATAA) jusqu'à l'entrée de la commune d'Ain Smara. L'exploration de la zone d'étude nous a permis de localiser 14 points de prélèvements sur une distance de 18 Km (aller/retour). Les coordonnées GPS des points de prélèvements sont données dans le tableau 08, et ces derniers sont visualisés dans la figure 12.

En parallèle et afin de faire ressortir l'impact du trafic routier sur le potentiel accumulateur des ETM chez *Fraxinus excelsior*, un échantillonnage a été effectué dans une zone de référence éloignée de toute source de perturbation anthropique ; il s'agit de la zone forestière de Chettaba située à Ain Smara (Figures 11, 13).

Tableau 08 : Coordonnées GPS, altitude et la distance des points de prélèvements.

| | Voies | Stations | Age du sujet | Coordonnées | Altitude (m) | Distance (m) |
|--|--|----------|----------------------|----------------------|--------------|--------------|
| Zone urbaine | Aller : départ de l'INATAA vers Ain Smara | 01 | Jeune | 36°18'30"N 6°34'07"E | 604 | 1 |
| | | 02 | Jeune | 36°18'29"N 6°34'03"E | 604 | 1 |
| | | 03 | Agé | 36°18'27"N 6°33'54"E | 603 | 2 |
| | | 04 | Jeune | 36°17'37"N 6°33'20"E | 629 | 2 |
| | | 05 | Jeune | 36°17'49"N 6°32'34"E | 591 | 5 |
| | | 06 | Agé | 36°17'48"N 6°32'16"E | 580 | 1 |
| | | 07 | Agé | 36°17'00"N 6°31'09"E | 612 | 2 |
| | Retour : départ du rond-point d'Ain Smara (entrée) vers le rond-point de la cité Boussouf | 08 | Agé | 36°16'28"N 6°30'37"E | 615 | 1 |
| | | 09 | Agé | 36°17'47"N 6°32'27"E | 581 | 1 |
| | | 10 | Agé | 36°17'23"N 6°33'24"E | 571 | 2 |
| | | 11 | Agé | 36°18'06"N 6°34'00"E | 558 | 7 |
| | | 12 | Agé | 36°18'33"N 6°34'34"E | 559 | 1 |
| | | 13 | Agé | 36°19'29"N 6°34'47"E | 552 | 1 |
| | | 14 | Agé | 36°19'31"N 6°34'49"E | 550 | 1 |
| Zone de référence (forêt de Chettaba) | 01 | Agé | 36°19'11"N 6°28'26"E | 931 | 10 | |
| | 02 | Agé | 36°19'27"N 6°28'18"E | 925 | 12 | |
| | 03 | Agé | 36°19'35"N 6°28'27"E | 955 | 11 | |

**Figure 11** : Localisation des zones d'échantillonnages (Google earth, 2021).

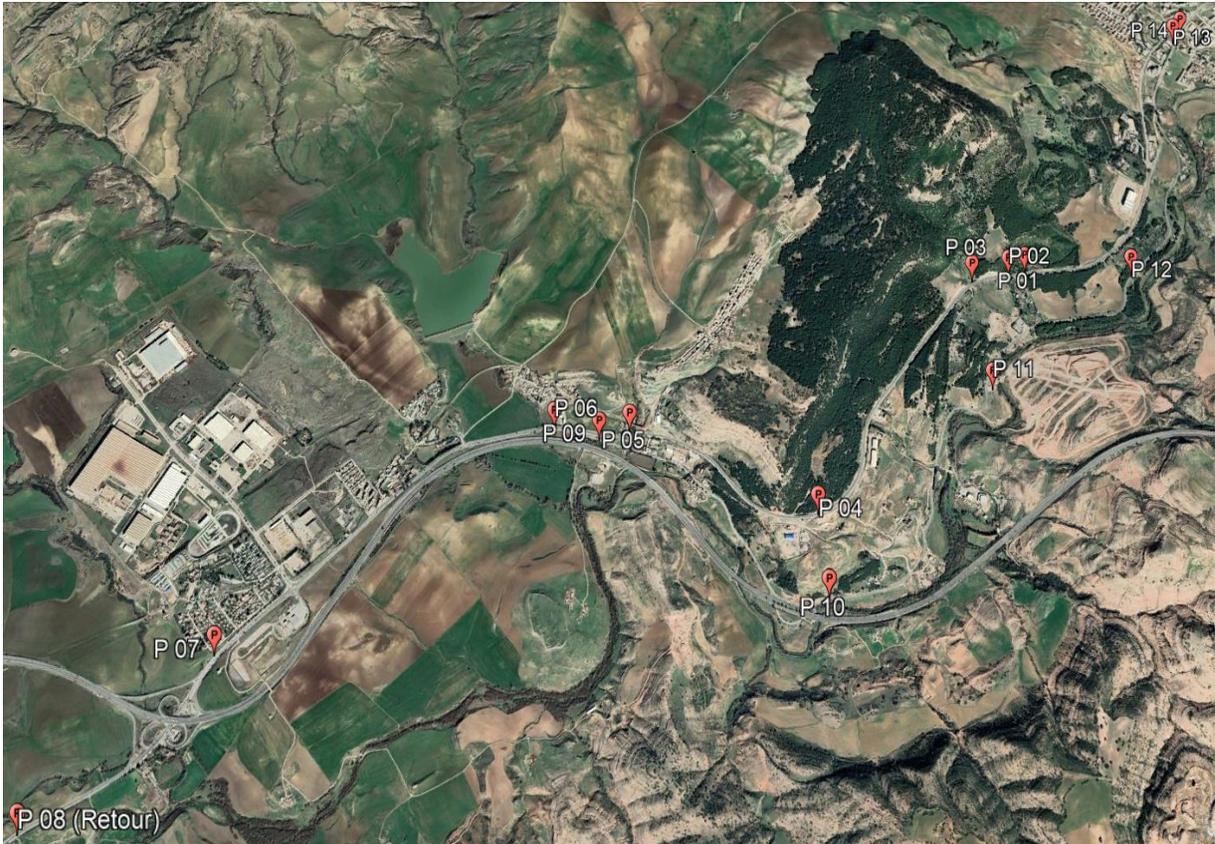


Figure 12 : Localisation des stations de prélèvements en zone urbaine (Google earth, 2021)



Figure 13 : Localisation des stations de prélèvement en zone de référence (Google earth, 2021)

2. Le matériel végétal : Frêne commun (*Fraxinus excelsior* L.)

2.1 Caractéristiques générale

Le Frêne commun est un arbre à feuilles caduques d'une hauteur maximale d'environ 40 m ; il atteint couramment 15 à 25 m. Il se comporte comme un arbrisseau en situation exposée. L'écorce est d'abord lisse, grisâtre ou verdâtre, devenant assez fissurée et beige chez les arbres parvenant à maturité. Les bourgeons sont noirs, opposés décussés (Figure 14). Les jeunes rameaux sont plus ou moins aplatis. Les feuilles opposées sont pennées et sont composées de sept à quinze folioles ovales, dentées et glabres. Le fruit est une samare contenant habituellement une seule graine (Rameau et al. 1989).



Figure 14: Aspect morphologique du Frêne commun (Photos prise le 20/05/2021)

2.2 Taxonomie

Le Frêne appartient à la famille des Oleaceae et le genre *Fraxinus* regroupe environ 65 espèces d'arbres et d'arbustes tous à feuilles caduques, à l'exception de *Fraxinus Uhdei* Lingl. qui est sempervirent (Chadefaud et Emberger, 1960). Les différentes espèces de Frêne se rencontrent essentiellement dans les régions tempérées ou subtropicales de l'hémisphère nord, les tropiques n'abritant que quelques espèces (Bossard et Cuisance, 1984).

Classification :

| | |
|-------------------|---------------------------------------|
| Règne | Plantae |
| Division | Magnoliophyta |
| Classe | Magnoliopsida |
| Ordre | Scrophulariales |
| Famille | Oleaceae |
| Genre | Fraxinus |
| Espèce | <i>Fraxinus excelsior</i> L. |
| Nom commun | Le frêne commun ou frêne élevé |

2.3 Ecologie et exigences de l'espèce

Le Frêne est une espèce post-pionnière. Il est exigeant en humidité atmosphérique et sensible à la sécheresse. Il résiste aux basses températures. En revanche, les gelées tardives occasionnent des dégâts sur la floraison et sont assez souvent à l'origine de la fauchaison. Le Frêne a des exigences édaphiques marquées en particulier en ce qui concerne l'alimentation en eau. Sa croissance est donc optimale sur les sols profonds humides à frais notamment dans les vallées alluviales. Il est considéré comme une espèce neutrophile qui se développe bien sur les sols calcaires à légèrement acides (Dufлот, 2002).

3. Prélèvement et traitement des feuilles et écorces de *F. excelsior* L.

Les feuilles ont été récoltées de façon aléatoire en essayant de prélever dans les branches les plus accessibles à la hauteur de bras levé en utilisant des ciseaux. Quatorze pieds de *F. excelsior* L. ont été échantillonnés en zone urbaine et trois en zone de référence. Le matériel végétal (écorces et feuilles) a été conservé dans des sacs en plastiques étiquetés et transportés au laboratoire pour traitement et analyse (Figure 15).

Une fois au laboratoire, les échantillons de feuilles et d'écorce ont été séchés dans une étuve à 85°C pendant 48h, puis broyés et conservés jusqu'à analyse (Figures 16, 17).

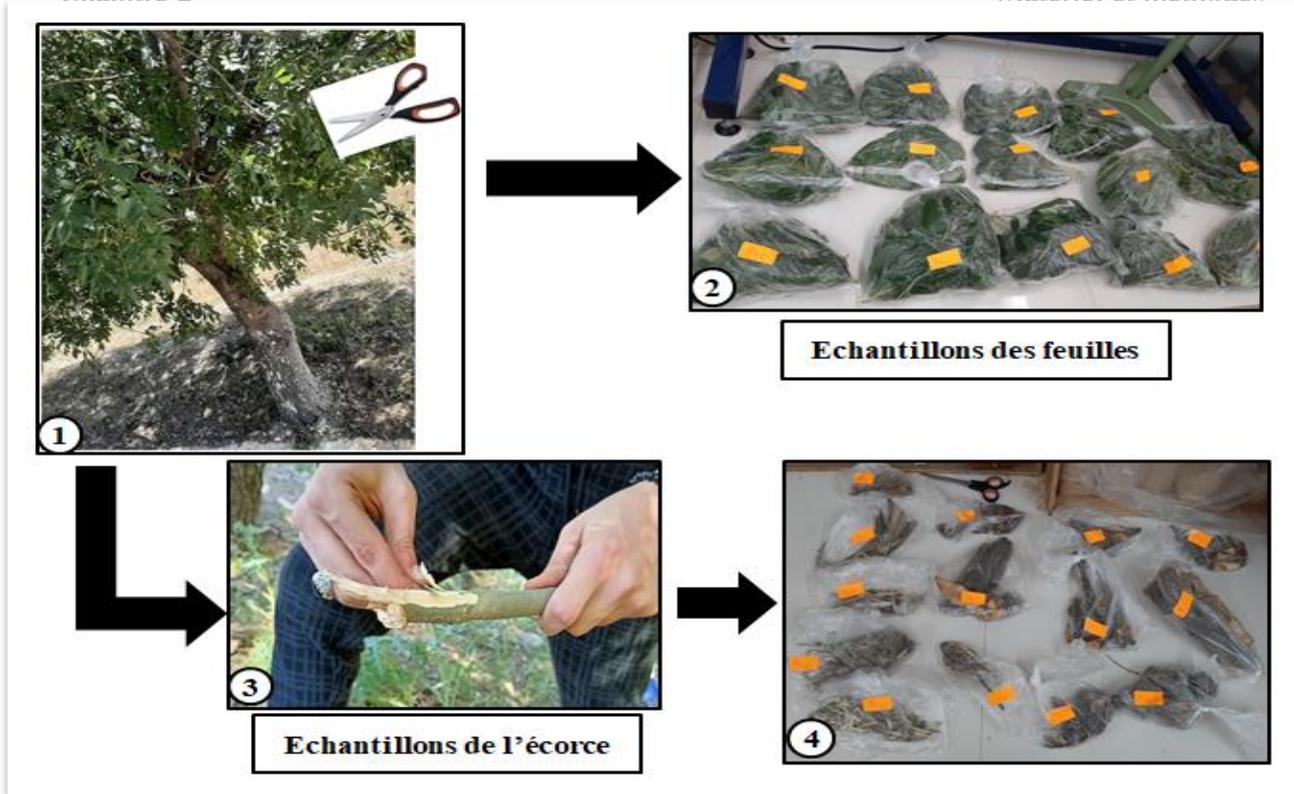


Figure 15 : Stratégies de prélèvement des feuilles et de l'écorce sur terrain

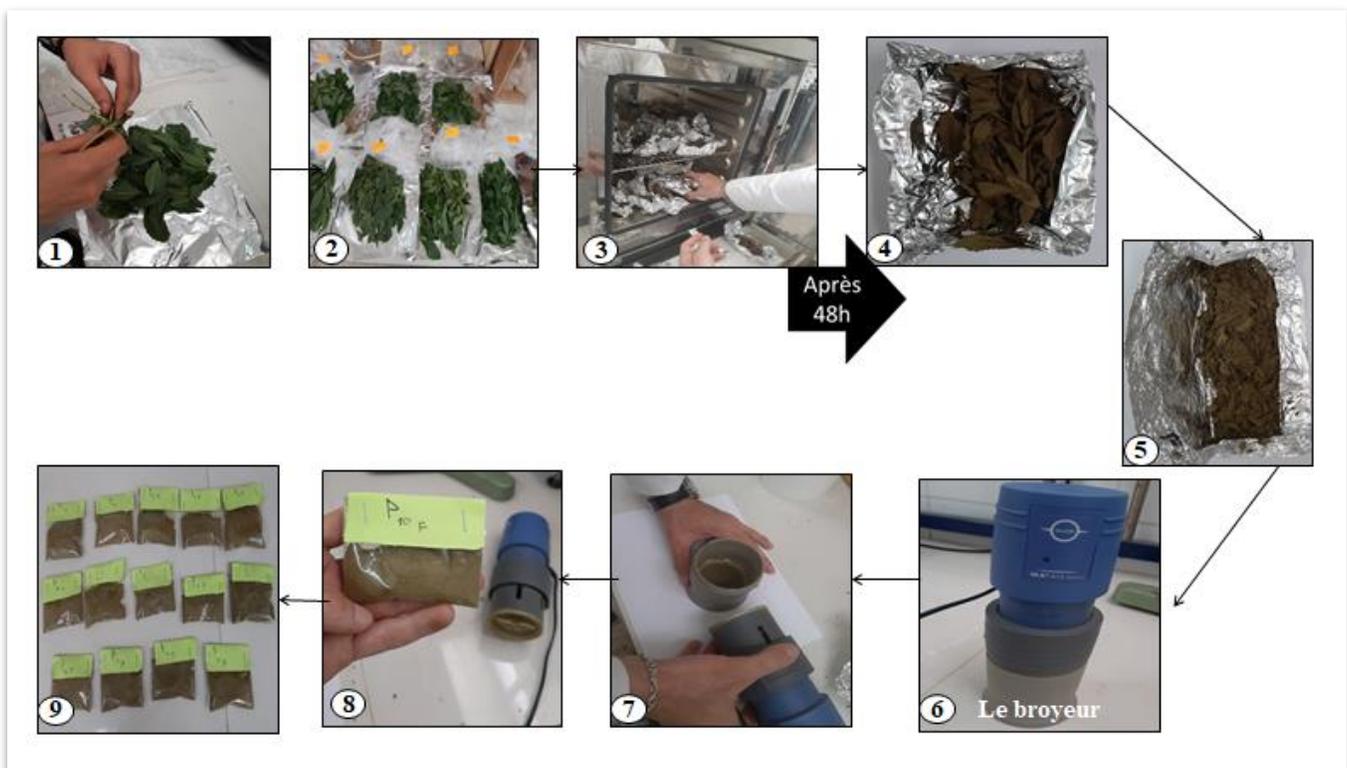


Figure 16: Traitement et conservation des feuilles

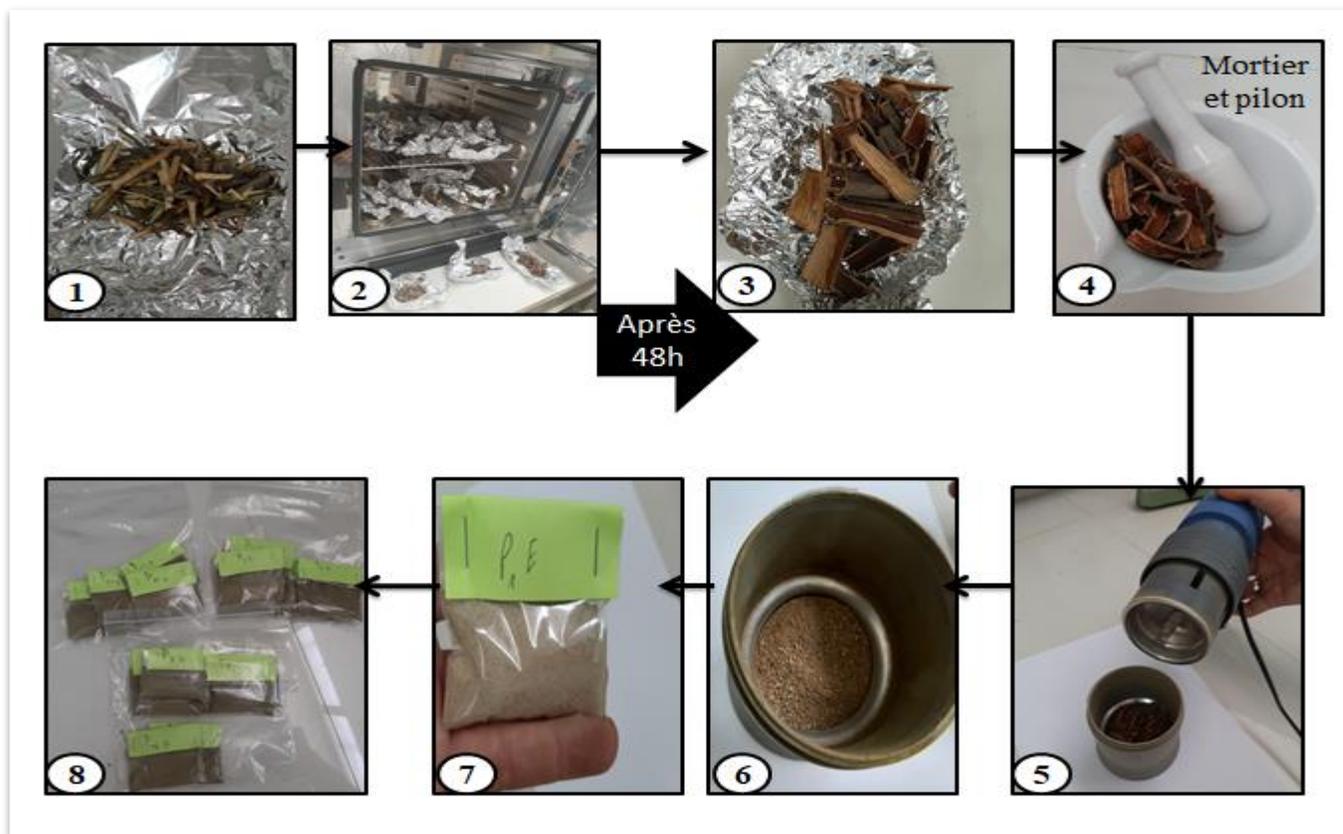


Figure 17 : Traitement et conservation de l'écorce

4. Extraction et dosage des ETM dans les feuilles et les écorces de *F. excelsior* L.

4.1 Extraction des ETM

L'extraction des ETM (Cr, Pb) a été effectuée au niveau des feuilles et d'écorces séchées et broyées de l'espèce *F. excelsior* L. selon la méthode décrite par Benton (2001). Cette méthode consiste en une calcination sèche pendant 4h d'un gramme du matériel végétal dans un four à moufle à 450°C par montée progressive de la température. Après refroidissement, les cendres blanches obtenues ont été récupérées avec 10 ml d'eau régale (3V HCl + 1V HNO₃) diluée au 1/3. Les creusets en porcelaine contenant le mélange cendres blanches et eau régale ont été chauffés sur bain de sable afin d'accélérer la minéralisation. Le tout est filtré dans des fioles de 25 ml en utilisant du papier filtre sans cendres de type Whatman 540. Les filtrats sont complétés à 25 ml avec de l'eau pure jusqu'au trait de jauge, et conservés à 4°C jusqu'à analyse (Figure 18).

Préalablement aux analyses, tout le matériel utilisé (bêchers, creusets, fioles, etc.) a été traité avec de l'acide nitrique à 5%.

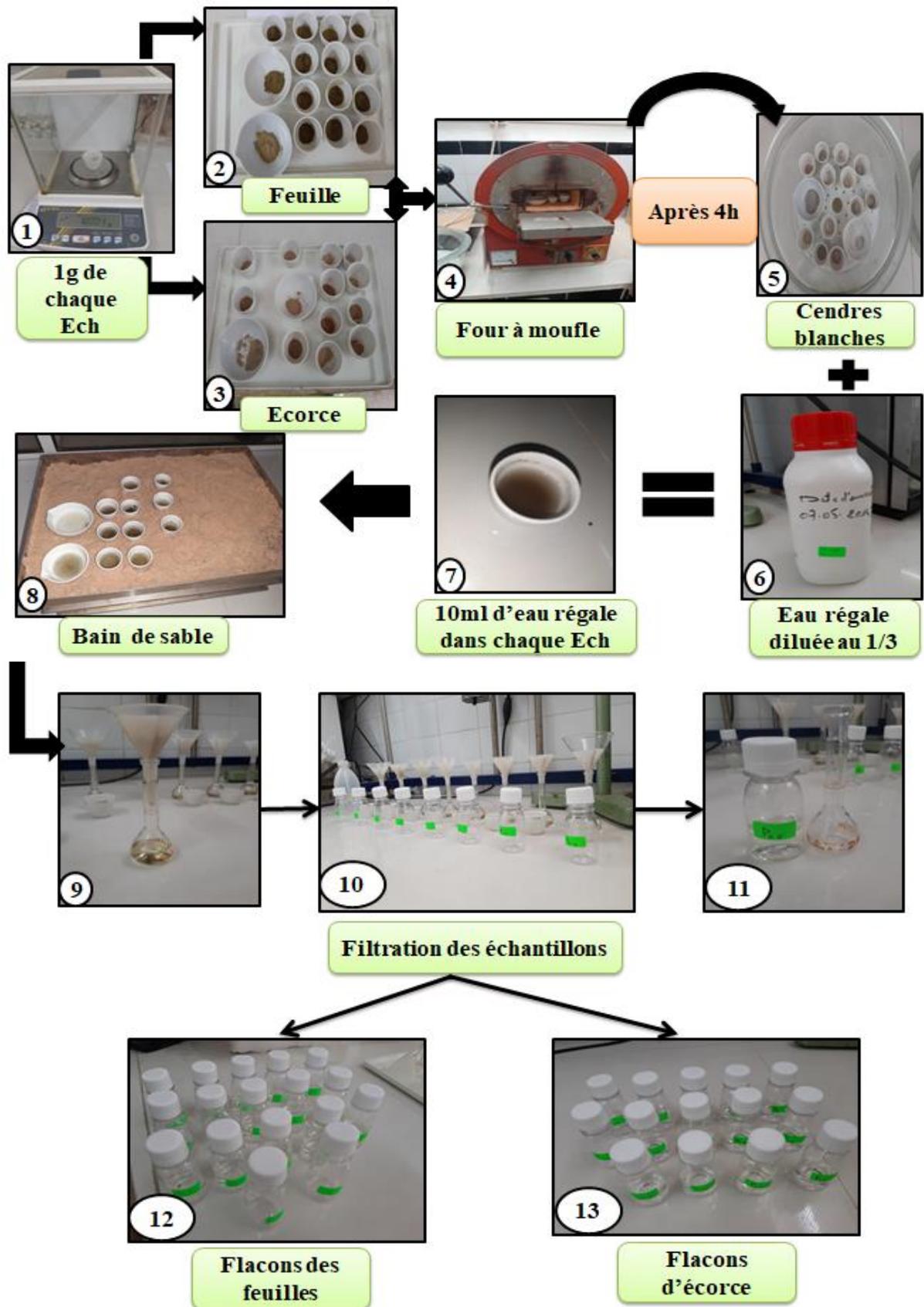


Figure 18 : Processus d'extraction des ETM dans les feuilles et écorce de *F. excelsior* L.

4.2 Dosage des ETM

Le dosage a concerné deux ETM (Cr, Pb) dans les feuilles et les écorces de ladite espèce, et a été effectué par Spectrophotométrie d’Absorption Atomique à Flamme de type PERKIN-ELMER. A Analyst 400. La flamme utilisée correspond à un mélange air-acétylène (Figure 19).

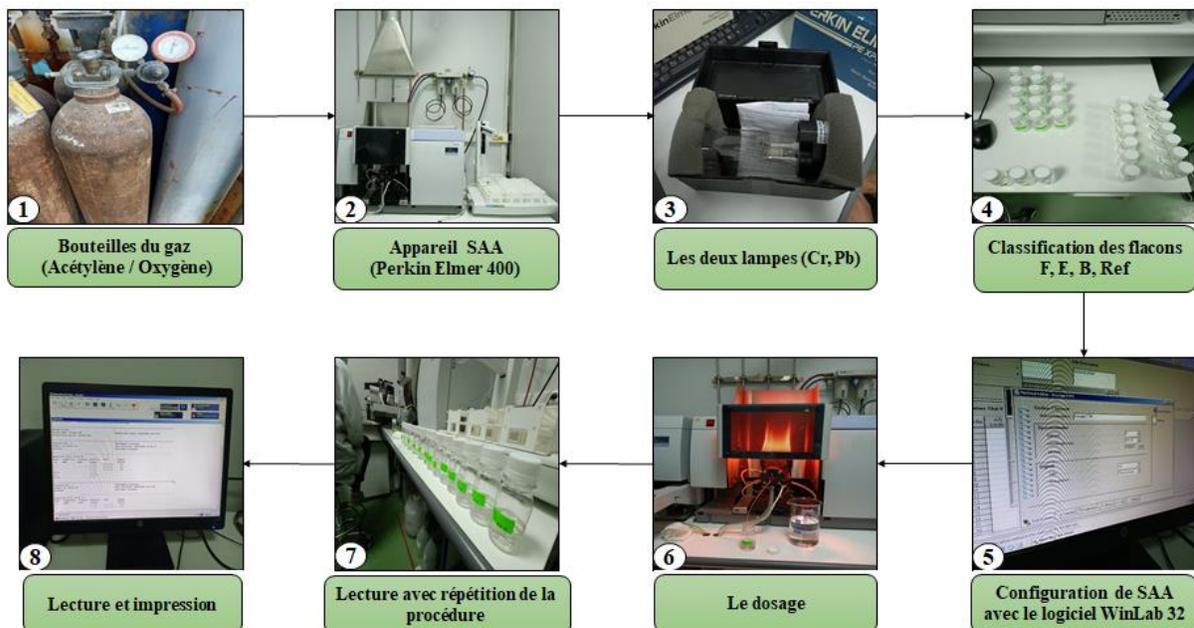


Figure 19: Processus du dosage du chrome et plomb par le Spectrophotomètre d’Absorption Atomique à flamme.

5. Contrôle de la répétabilité et la reproductibilité de la méthode d’extraction des ETM

Afin de vérifier la répétabilité et la reproductibilité de la méthode d’extraction des ETM chez *F. excelsior* L., deux blancs et un échantillon de référence certifié (BCR-62 *Olea europaea*) ont été utilisés. Ces derniers ont subi les mêmes traitements que les échantillons de *F. excelsior* L.

Les résultats obtenus relatifs à l’efficacité de la méthode d’extraction sont très satisfaisants. En effet, la valeur enregistrée pour le plomb est de 25 µg/g *versus* une valeur certifiée de 25 µg/g et donc un pourcentage de récupération de l’ordre de 100%. Pour le chrome la valeur déterminée est 1,63 µg/g *versus* une valeur certifiée de 2 µg/g avec un pourcentage de récupération de 81,5 %.

6. Traitements statistique des résultats

Dans un premier temps, des indicateurs statistiques descriptifs (minimum, maximum, moyenne et écart type) ont été calculés afin d'avoir une vue d'ensemble sur la distribution des teneurs en Cr et Pb contenus dans les feuilles et les écorces de *F. excelsior* L. Les résultats obtenus ont également été illustrés par des représentations graphiques plus compréhensibles et aisément interprétables.

Par ailleurs, nous avons procédé à une analyse de la variance ANOVA à un facteur pour faire ressortir l'effet station, et à un test *t* de student pour comparer les moyennes des teneurs en chrome et en plomb enregistrées pour la zone urbaine et la zone de référence.

Les traitements statistiques ont été effectués en utilisant le logiciel Statistica Version 7.0.

Chapitre III

Résultats et Discussion

Dans ce chapitre seront présentées les données statistiques relatives aux teneurs en Cr et Pb dans les feuilles non lavées et l'écorce de *F. excelsior* L. Ces dernières seront confrontées aux concentrations considérées comme normales chez les plantes, et à celles enregistrées par différents auteurs pour la même espèce et d'autres espèces en Algérie et dans le monde.

3.1. Teneurs en Cr et Pb dans les feuilles et les écorces de *F. excelsior* L.

Les données statistiques des teneurs en chrome et en plomb dans les feuilles et l'écorce de *F. excelsior* L. sont récapitulées dans le tableau 09. Sont indiqués : le minimum, la moyenne, le maximum et l'écart-type.

Les histogrammes (Figures 20 et 22) illustrent l'évolution dans l'espace des concentrations en Cr et en Pb dans les feuilles et écorces de *F. excelsior* L.

Les boxplots (Figures 21 et 23) représentent la répartition des teneurs en Cr et en Pb dans les feuilles et écorces de *F. excelsior* L. La juxtaposition de ces représentations graphiques permet de visualiser la variabilité de distribution des deux éléments dans les deux zones aussi bien pour les feuilles que pour les écorces.

Globalement, les résultats obtenus révèlent la présence des deux éléments (Cr et Pb) dans tous les échantillons des feuilles et écorces prélevés sur les 17 points (zone urbaine et zone de référence). Pour la zone urbaine, les concentrations en plomb enregistrées dépassent largement celles du chrome et ceci quelque soit la partie analysée.

Tableau 09: Données statistiques des teneurs en plomb et chrome dans les feuilles et écorces de *Fraxinus excelsior* L. ($\mu\text{g/g}$)

| | | Cr ($\mu\text{g/g}$) | | Pb ($\mu\text{g/g}$) | |
|-------------------|-----|------------------------|--------|------------------------|--------|
| | | Feuilles | Ecorce | Feuilles | Ecorce |
| Zone de référence | Min | 15,00 | 15,00 | 6,25 | 11,25 |
| | Max | 15,56 | 16,67 | 7,5 | 12,08 |
| | Moy | 15,19 | 16,11 | 7,08 | 11,53 |
| | ET | 0,32 | 1,96 | 0,72 | 0,48 |
| Zone urbaine | Min | 6,67 | 11,67 | 6,25 | 17,50 |
| | Max | 16,67 | 23,33 | 20,00 | 66,25 |
| | Moy | 12,86 | 16,43 | 15,45 | 28,39 |
| | ET | 2,73 | 3,19 | 4,72 | 12,06 |

3.1.1 Teneurs en chrome (Cr)

Les données statistiques des teneurs en chrome enregistrées pour les feuilles et l'écorce de *F. excelsior* L. récoltées en zones urbaine et de référence récapitulées dans le tableau 09 et illustrées par la figure 20 montrent des fluctuations considérables. Nous avons enregistré une concentration moyenne dans la zone urbaine de 12,86 $\mu\text{g/g}$ m.s pour les feuilles et de 16,43 $\mu\text{g/g}$ m.s pour l'écorce. La valeur la plus élevée pour les feuilles est de l'ordre 16,67 $\mu\text{g/g}$ m.s enregistrée au niveau de la position 09, celle de l'écorce est de 23,33 $\mu\text{g/g}$ m.s enregistrée au niveau de la position 06. Par contre les valeurs les plus basses sont de l'ordre 6,67 et 11,67 $\mu\text{g/g}$ m.s pour les feuilles et écorces enregistrées au niveau des positions 01 et 13, respectivement. Cette variabilité spatiale des teneurs en chrome dans les feuilles et l'écorce a été confirmée par l'analyse de la variance a un facteur qui a révélé un effet significatif pour ($p < 0,05$) pour les feuilles et très significatif ($p < 0,001$) pour les écorces.

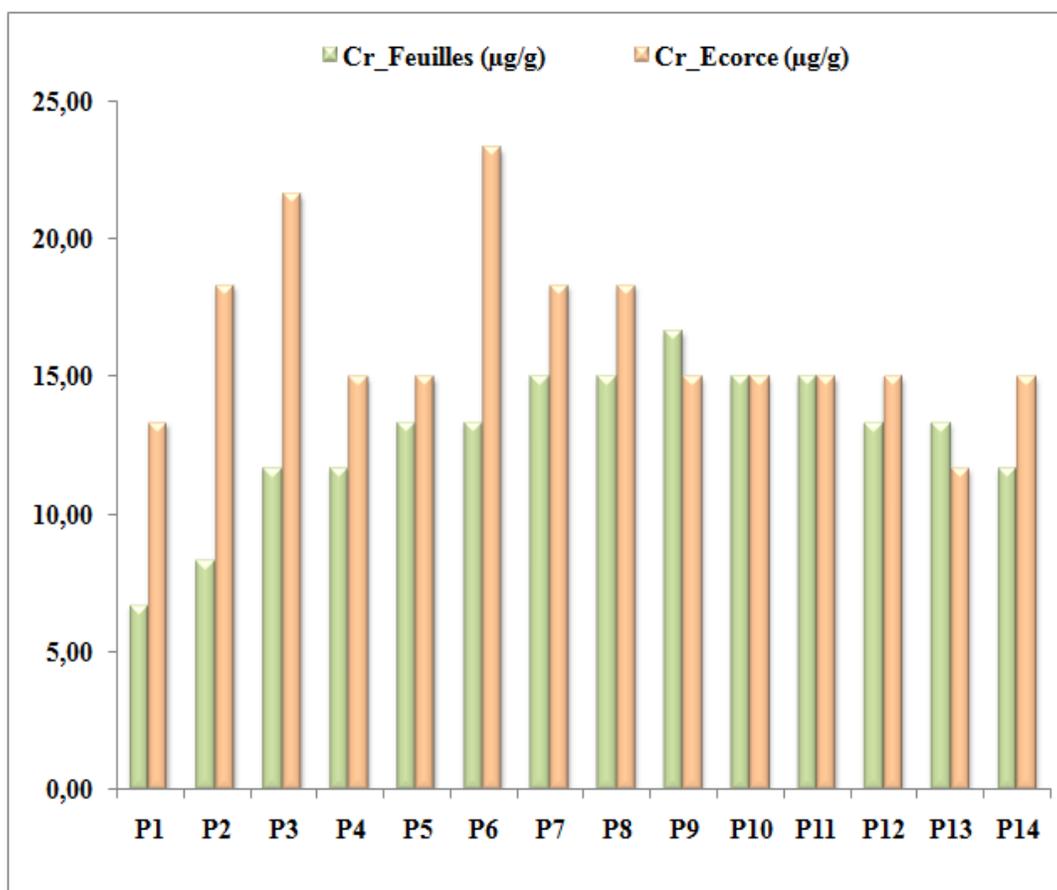


Figure 20: Variation spatiale des teneurs en chrome dans les feuilles et écorces de *F. excelsior* L. ($\mu\text{g/g}$) dans la zone urbaine.

Par ailleurs, il apparaît que les teneurs moyennes en chrome enregistrées pour la zone urbaine sont proches de celles enregistrées pour la zone de référence en particulier pour l'écorce (Figure 21). Les concentrations sont respectivement de l'ordre de 16,11 et 16,43 $\mu\text{g/g}$ (Tableau 09). Pour les feuilles, nous avons enregistré une concentration moyenne de 15,19 en zone de référence contre 12,86 $\mu\text{g/g}$ en zone urbaine. Néanmoins, le test t de Student n'a pas révélé de différences significatives entre les deux zones et ceci quelque soit la partie du végétal analysée.

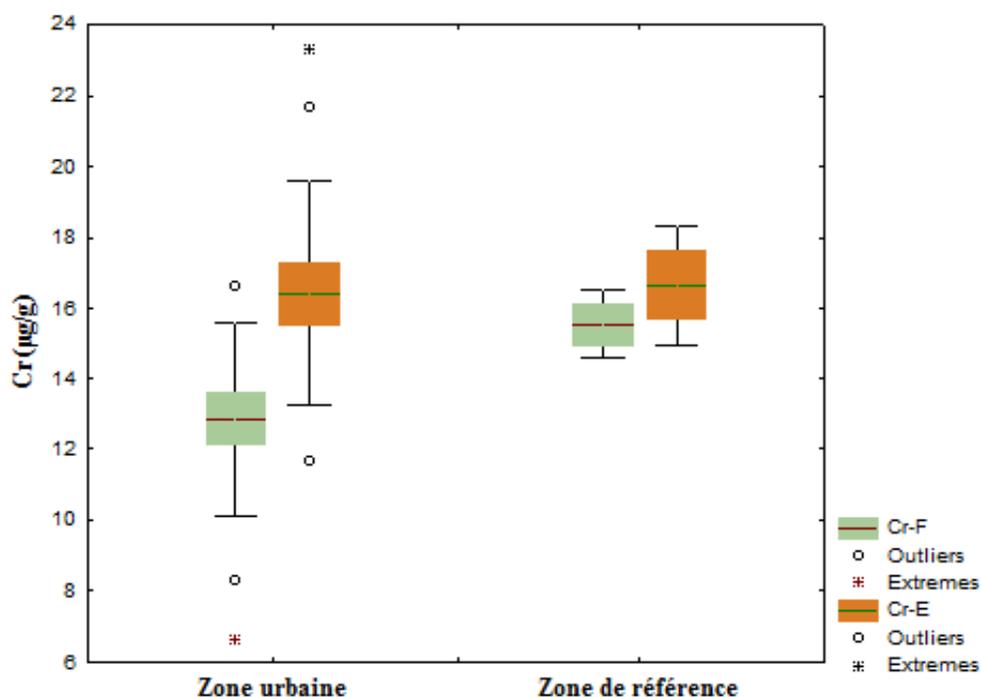


Figure 21: Répartition des teneurs en chrome dans les feuilles et écorce de *F. excelsior* L. ($\mu\text{g/g}$) des deux zones

Par rapport à la concentration considérée comme normale chez les plantes et qui est de l'ordre de 1 $\mu\text{g/g}$, et qui ne dépasse jamais 5 $\mu\text{g/g}$ (Adriano, 1986), les teneurs en chrome quantifiées dans les feuilles et écorces de *F. excelsior* L. reflètent un enrichissement relativement important. En effet, ces dernières dépassent pour l'ensemble des points de prélèvements investigués cette concentration. Cet enrichissement peut être attribué au fait que l'échantillonnage a été effectué en bordures de routes. En effet, les poussières émises par les pots catalytiques contiennent du chrome en faibles quantités, ajouté à cela le chrome provenant des garnitures de freins, des disques d'embrayage et des véhicules avec une

transmission automatique (Parmentier et Garrec, 1994 ; Deletraz 2002). L'abrasion des pneumatiques constitue aussi une source non négligeable. L'étude réalisée par Pagotto (1999) a permis d'estimer des flux de polluants liés aux matériaux solides relativement importants ; en effet, ces derniers étaient de l'ordre de 4,3 à 180 $\mu\text{g}/\text{veh}/\text{km}$ dans le cas du chrome, 10,3 à 615 $\mu\text{g}/\text{veh}/\text{km}$ pour le zinc, 0,05 à 1050 $\mu\text{g}/\text{veh}/\text{km}$ pour le plomb, et 0,01 à 85 pour le cadmium. Le carburant constitue aussi une source importante ; ce dernier qu'il soit super plombée ou sans plomb contient une concentration en chrome de l'ordre de 0,004 mg/L (Amirat, 2010).

Les oligoéléments, sont présents en très faibles quantités dans l'environnement mais jouent un rôle essentiel dans les mécanismes de croissance et l'équilibre métabolique des organismes vivants. Ils sont indispensables à la santé et le développement des plantes. Ils sont absorbés en très faibles quantités et la plupart du temps, sont présents dans le sol en concentration suffisante pour subvenir aux besoins des plantes. Le Cr a une importance considérable car il s'agit d'un élément essentiel de la nutrition humaine et animale (Hooda, 2010). Néanmoins, il semble être non essentiel pour les plantes, et sa toxicité vis-à-vis du règne végétal est rare dans les systèmes naturels. En effet, certaines plantes poussent sur des sites hautement contaminés en chrome. Certains auteurs s'accordent à dire qu'il n'y a pas d'absorption du chrome par les végétaux ou seulement une absorption racinaire sans passage vers les parties aériennes de la plante (Losi et al. 1994). Cependant, une forte absorption du Cr par les plantes peut réduire la concentration de macronutriments majeurs tels que le potassium, le phosphore, le fer et le magnésium (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Il est à noter que la forme la plus disponible pour les plantes est le Cr VI qui est une forme très instable dans un sol normal ; les conditions de sa disponibilité dépendent principalement des propriétés du sol. Cette espèce chimique peut attaquer l'ADN, les protéines, les lipides membranaires et perturber par conséquent l'intégrité cellulaire de la plante (Kabata-Pendias, 2010).

Par rapport à la littérature, la concentration moyenne déterminée dans le cadre de cette étude est nettement supérieure à celle rapportées par Aksoy et Demirezen (2006) pour les feuilles non lavées de *F. excelsior* L. prélevées dans une zone industrielle (1,70 $\mu\text{g}/\text{g}$), en bordures de routes (1,63 $\mu\text{g}/\text{g}$), et en zone rurale (1,01 $\mu\text{g}/\text{g}$) dans la ville de Kayseri en Turquie. Nos concentrations dépassent également de loin celles obtenues par Hu et al. (2014) dans la ville Yan'an en Chine au niveau d'une zone urbaine ; la concentration était de l'ordre de 0,37 $\mu\text{g}/\text{g}$ pour les feuilles de *Fraxinus chinensis*. Elles sont aussi nettement plus élevées que celles

enregistrées par Roy et al. (2020) au niveau de la ville de Jharkhand en Inde pour les feuilles de l'espèce *Ailanthus excelsa* (6,06 $\mu\text{g/g}$) prélevées dans une zone industrielle et *Alstonia scholaris* (9,00 $\mu\text{g/g}$) prélevée dans une zone commerciale. Nos résultats sont par contre nettement inférieurs à ceux enregistrés par Patel et al. (2015) au niveau d'une zone minière dans la ville de Chhattisgarh en Inde ; les concentrations rapportés pour les feuilles étaient de l'ordre de 21,3 $\mu\text{g/g}$ *Ficus religiosa*.

3.1.2 Teneurs en plomb (Pb)

Les données statistiques des teneurs en plomb enregistrées pour les feuilles et l'écorce de *F. excelsior* L. récoltées en zone urbaine, résumées dans le tableau 09 et illustrées par la figure 22 montrent des variations remarquables. La concentration moyenne pour les feuilles en zone urbaine est de 15,40 $\mu\text{g/g}$ m.s, avec un minimum de 6,25 $\mu\text{g/g}$ m.s enregistré au niveau du 1^{er} point de prélèvement et un maximum de 20 $\mu\text{g/g}$ m.s au niveau des points 7, 10, 13 et 14. Pour l'écorce, les valeurs extrêmes sont de l'ordre de 17,5 et 66,25 $\mu\text{g/g}$ m.s enregistrées pour les échantillons prélevés au niveau des points 1 et 6 respectivement, avec une moyenne de 28,39 $\mu\text{g/g}$ m.s. Cette variabilité spatiale des teneurs en plomb dans les feuilles et l'écorce a été confirmée par l'analyse de la variance a un facteur qui a révélé un effet significatif pour ($p < 0,001$) aussi bien pour les feuilles que pour les écorces.

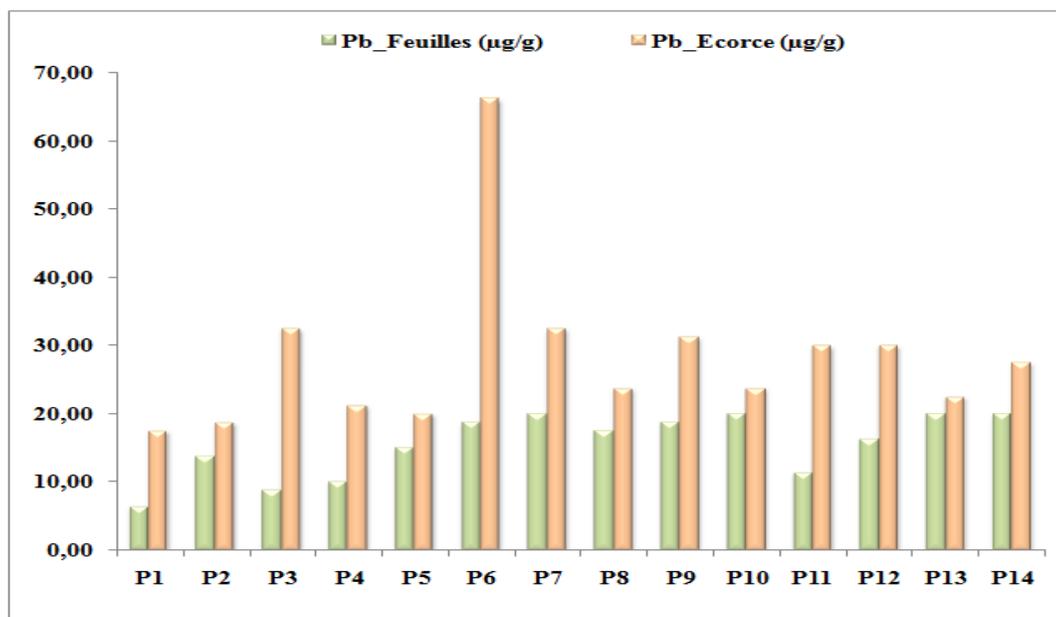


Figure 22: Variation spatiale des teneurs en plomb dans les feuilles et écorces de *F. excelsior* L. ($\mu\text{g/g}$) dans la zone urbaine.

Les fluctuations des concentrations en plomb en milieu urbain aussi bien pour une matrice abiotique que biotique est le résultat d'interactions de plusieurs facteurs, tel que l'âge de l'espèce dans notre cas qui joue un rôle essentiel dans l'accumulation de cet élément par les différents organes (feuilles, écorce, racines, etc.) ; en effet, le temps d'exposition des sujets âgés (cas des points de prélèvements n°06 et 14) est plus important que celui des sujets jeunes (cas du point de prélèvement n°01). Notons que, les échantillons prélevés au niveau de la zone référence sont aussi des sujets âgés ; néanmoins, les concentrations enregistrées sont relativement faible par rapport à la celles de la zone urbaine aussi bien pour les feuilles que pour les écorces. De nombreuses études ont confirmé que l'âge de l'arbre joue un rôle essentiel dans l'absorption et l'accumulation des ETM. Mleczek et al. (2009) par exemple, lors d'une étude relative à l'évaluation de l'influence de l'âge de *Salix viminalis* sur sa capacité d'accumulation des ETM (Cd, Co, Cu, Cr, Ni, Pb et Zn), ont indiqué que les arbres âgés de 2 à 3 ans étaient plus efficaces dans les processus de rémédiation que ceux âgés de un an.

D'autres facteurs aussi important que l'âge de l'arbre, peuvent également influencer les concentrations en plomb ; notamment les paramètres propres aux véhicules (type de véhicule, carburants, etc.) et ceux liés au conducteur, aux conditions de circulation, et aux caractéristiques de la route (Konate et Barry, 2018). Les émissions des véhicules sont considérées comme l'une des principales sources de contamination par les ETM en milieu urbain. En effet, les ETM produits par les gaz d'échappement des véhicules et l'abrasion de la route, des pneus et des freins peuvent se déposer sous forme de dépôt atmosphérique sec et/ou humide (Duong et Lee 2011). La relation entre l'intensité du trafic et le niveau de Pb a déjà été rapportée dans la littérature (Yilmaz et Zengin 2004 ; Yan-Ju et al. 2007). La ville de Constantine, et plus particulièrement la route nationale RN05 sont caractérisées par un trafic routier intense, avec un parc de voitures relativement anciennes. En Algérie, l'essence au plomb tétraéthyle est encore largement utilisée ; près de 90 % des vieilles voitures utilisent encore de l'essence au plomb. Cette dernière contient du plomb tétraéthyle comme agent antidétonant, qui produit des quantités importantes d'oxyde de plomb dans les gaz d'échappement des automobiles ainsi que des traces de plomb tétraéthyle. Sellami et al. (2020) en utilisant l'analyse par fluorescence X de l'essence commercialisée ont montré qu'elle contient 0,982 g/L de plomb correspondant à 1,53 g de plomb tétraéthyle par litre d'essence. Aussi, Oucher et al. (2015) lors de l'étude de l'ampleur de la pollution de l'air par les ETM associés aux particules d'aérosols à Alger ont enregistré une concentration d'environ 299,3

ng/m³ et ont conclu que le plomb provient essentiellement de l'utilisation de l'essence au plomb. De plus, le tronçon de la route nationale RN05 sur lequel l'étude a été effectuée est caractérisé par la présence de ralentisseurs, ces derniers obligent les conducteurs à freiner, ce qui provoquerait un excès de la pollution de l'air. En effet, si conduire de manière agressive génère une pollution excessive, trop ralentir également. Ceci pourrait en partie expliquer les concentrations trop élevées en plomb enregistrées au niveau du point de prélèvement n°06 notamment pour l'écorce ; plusieurs ralentisseurs se trouvent à proximité de ce point de prélèvement.

Par ailleurs, il apparaît que les teneurs en plomb contenues dans l'écorce sont 2,8 à 3,31 fois plus importantes que celles des feuilles. De même que pour les feuilles, l'écorce des arbres a souvent été utilisée dans des études relatives à la biosurveillance de la qualité de l'air notamment en domaine routier. *F. excelsior* L. (ainsi que : *Acer platanoides*, *Aesculus hippocastanum*, *Cupressus sempervirens*, *Quercus robur*, *Tilia cordata*, *Picea abies* et *Pinus sylvestris*) font partie des espèces les plus couramment utilisées (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). Szopa et al. (1973) ont rapporté que les concentrations en plomb dans l'écorce dépendent essentiellement de celles de l'atmosphère. Schulz et al. (1997) ont conclu que ce polluant potentiellement toxique peut être absorbé *via* un processus d'échange d'ions dans les zones externes de la couche de cellules mortes de suber (Schulz et al. 1997), mais aussi *via* une intégration physique dans les tissus de suber (Zhang et al. 2008). L'absorption des ETM dans l'écorce peut se faire aussi par translocation à partir des racines. 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). L'écorce représente ainsi un puits biologique potentiel pour la rétention des ETM et le piégeage des particules. De plus, les teneurs en Pb enregistrées en zone urbaine dépassent largement celles enregistrées pour la zone de référence et ceci quelque soit la partie analysée (Figure 23). Les concentrations moyennes enregistrées en zone urbaine sont 2,18 et 2,46 fois plus importantes que celles de la zone référence pour les feuilles et les écorces respectivement (Tableau 09). Le test *t* de Student a révélé une différence très significative dans le cas des feuilles ($p < 0,01$), et significative dans le cas des écorces ($p < 0,05$).

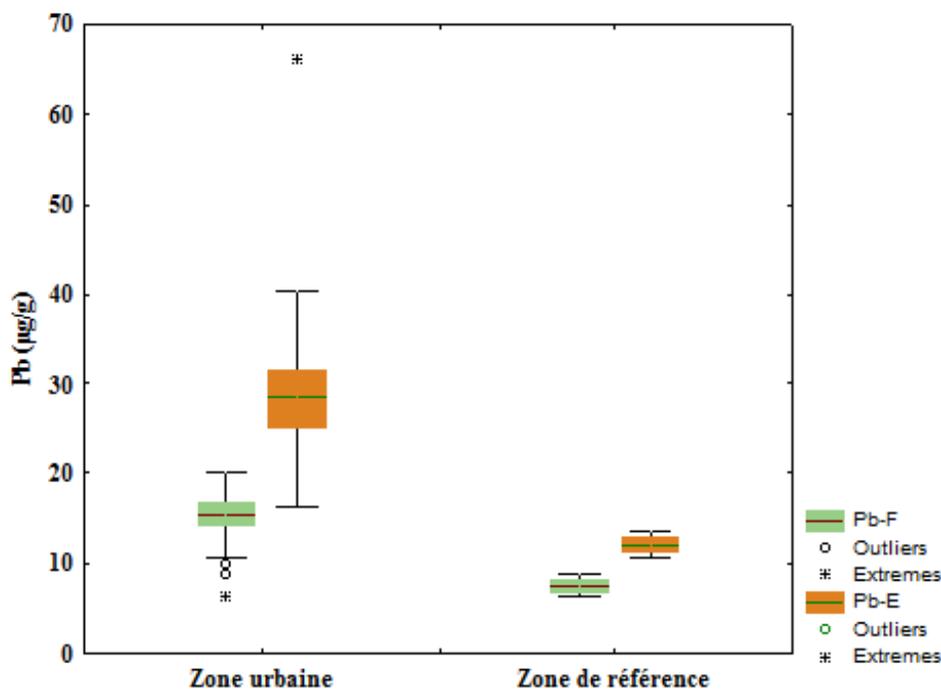


Figure 23 : Répartition des teneurs en plomb dans les feuilles et écorce de *F. excelsior* L. (µg/g) des deux zones

Ainsi, les teneurs en plomb quantifiées dans les différentes parties de *F. excelsior* L. en zone urbaine reflètent un enrichissement relativement important ; en effet, ces dernières dépassent dans la plus part des cas la concentration considérée comme normale chez les plantes et qui est de l'ordre de 10 µg/g (Markert 1992 ; Kabata and Pendias 2001; Padmavathiamma and Li 2007; Hu et al. 2014). Les teneurs en plomb contenu dans les différentes parties d'une plante dépendent du transport milieu externe-milieu interne, mais aussi de la translocation des racines vers les parties aériennes plus particulièrement les feuilles (Patra et al. 2004). Le plomb est considéré comme l'un des ETM les moins facilement transférés dans les parties aériennes des plantes (Baize, 1997). En effet, la majeure partie du plomb absorbé est stockée dans les racines, et seulement une faible proportion est transloquée vers les parties aériennes (Briat et Lebrun, 1999 ; Vanobberghen, 2010).

Par rapport à la littérature, la concentration maximale déterminée dans le cadre de cette étude est deux fois plus importante que celle enregistrée par Alatou (2019) pour les feuilles non lavées de la même espèce prélevées le long de la route nationale N°03 reliant la commune de Constantine à Hama Bouziane ; en effet, cet auteur a rapporté des concentrations en plomb allant de 6,67 à 10 µg/g. Les valeurs extrêmes enregistrées pour l'écorce sont, par contre, largement inférieures à celles reportées par ce même auteur (13,2-166,7 µg/g). Nos résultats

sont également largement plus importants que ceux rapportés par Alahabadi et al. (2017) pour les feuilles et l'écorce de *F. excelsior* L. échantillonnées en zone urbaine dans le sud-est de la ville de Yazd en Iran ; les concentrations enregistrées étaient de l'ordre de 0,126 et 3,05 µg/g, respectivement. La concentration moyenne en plomb enregistrée pour notre zone d'étude est également supérieure à celles rapportées par Aksoy et Demirezen (2006) pour les feuilles non lavées de *F. excelsior* L. prélevées en bordures de routes (14,71 µg/g), un parc en zone urbaine (12,39 µg/g), une zone industrielle (11,5 µg/g), une zone sub-urbaine (10,53 µg/g), et une zone rurale (8,02 µg/g) dans la ville de *Kayseri* en Turquie. Ces auteurs ont conclu que *F. excelsior* peut être considéré comme une espèce très utile dans les processus de biomonitoring des ETM en milieu anthropisé.

En outre et par rapport aux concentrations rapportées dans la littérature pour d'autres espèces ligneuses dans la même zone d'étude, *F. excelsior* L. semble accumulé des taux en plomb relativement important. En effet, les teneurs en plomb sont nettement plus élevées que celles enregistrées par Krika et al. (2013) pour les feuilles non lavées de *Tamarix gallica* (0,15-3,55 µg/g) prélevées en zone urbaine le long des oueds Rhumel et Kebir du bassin versant Kebir Rhumel. Elles sont plus élevées aussi que celles enregistrées par Alatou et Sahli (2019) dans une étude relative à l'utilisation des feuilles et écorces comme indicateurs de la contamination métallique de l'air en domaine routier. Pour les deux parties analysées, ces auteurs ont rapporté respectivement des concentrations moyennes de l'ordre de 10,83 µg/g et 23,33 µg/g dans le cas de l'espèce *Eucalyptus cladocalyx* récoltés de long de la route nationale N°03 reliant la ville de Constantine à la commune de Hamma Bouziane. Celles enregistrées pour *Cupressus fastigiata* dans la même zone sont par contre nettement plus élevées (22,5 µg/g et 63,33 µg/g, pour les feuilles non lavées et l'écorce respectivement). Tammin et Bouza (2020) ont enregistré des concentrations allant de 31,92 à 42,02 µg/g pour les feuilles non lavées de *Ficus retusa* échantillonnées le long de la même route nationale (RN05) en allant de la station des transports des voyageurs ouest (cité Boussouf) jusqu'à la cité des Mûriers.

En comparaison avec les travaux effectués par d'autres chercheurs sur des autres espèces dans le monde, les teneurs en plomb enregistrées dans le cadre de cette étude sont du même ordre de grandeur voir plus élevées dans certains cas que celles rapportées aussi bien pour les feuilles que pour écorces dans des zones à différents degrés de perturbation anthropiques. Ainsi, à proximité d'une aire géographique commerciale dans la ville de Ranchi en Inde, Roy et al. (2020) ont enregistré des teneurs en plomb de 27,06 µg/g et 26,35 µg/g dans les feuilles

d'*Alstonia scholaris* et *Ficus bengalensis*. Lors d'une étude dans la ville de Chhattisgarh en Inde, Patel et al. (2015) ont enregistré des concentrations moyennes en plomb dans les feuilles de l'ordre de 1,8 µg/g pour *Ficus religiosa* et 16,4 µg/g pour *Azadirachta indica*. Au niveau d'une zone urbaine dans la ville Yan'an en Chine, Hu et al. (2014) ont enregistré des concentrations en plomb dans les feuilles de l'ordre de 12,57 µg/g pour *Ligustrum vicaryi*, et 8,81 µg/g pour *Fraxinus chinensis*. En Europe et plus précisément dans un quartier résidentiel à proximité d'une zone industrielle au niveau de la ville de Bor en Serbie, Serbula et al. (2012), ont rapporté des concentrations en plomb de l'ordre de 58,3 µg/g pour les feuilles et 32,9 µg/g pour l'écorce de *R. pseudoacacia*.

3.2. Indice d'accumulation métallique (MAI)

Afin d'évaluer le pouvoir accumulateur des ETM chez *F. excelsior* L. nous avons utilisé l'indice d'accumulation métallique (MAI) qui indique la capacité d'une plante à accumuler les métaux contenu dans l'atmosphère (Liu et al. 2007; Monfared et al. 2013 ; Hu et al. 2014). Ce dernier a été calculé selon la formule donnée ci-dessous :

$$MAI = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n I_j$$

Où :

n : est le nombre total d'ETM (deux dans notre cas).

I_j : est un sous-indice (I_j est le rapport entre la concentration moyenne de chaque métal et son écart-type).

Les résultats des sous indices et de l'indice d'accumulation métallique (MAI) sont récapitulés dans le tableau 10.

Tableau 10: Sous indices (I_j-Cr, I_j-Pb) et MAI pour les feuilles et les écorces de

F. excelsior L.

| | I_j-Cr | I_j-Pb | MAI |
|-----------------|-------------------------|-------------------------|------------|
| Feuilles | 4,71 | 3,27 | 7,98 |
| Ecorces | 5,14 | 2,35 | 7,49 |

Les résultats des sous-indices relatifs à l'accumulation du chrome et plomb par *F. excelsior* L. au niveau des feuilles et écorces montrent que ces derniers sont plus importants pour le chrome que pour le plomb et ceci quelque soit la partie analysée. Nous avons enregistré un sous-indice de 4,71 *versus* 3,27 dans le cas des feuilles, et 5,14 *versus* 2,35 dans le cas des écorces, pour le chrome et le plomb respectivement.

Les valeurs MAI sont de l'ordre de 7,98 et 7,49 pour les feuilles non lavées et écorces de l'espèce étudiée. Les arbres en domaine routier urbain sont exposés à l'air et aux éclaboussures du sol. Les fluctuations des concentrations en ETM en bordures de routes et, par conséquent, la variabilité des sous indices et indices dépendent en grande partie de la chimie et des changements atmosphériques locaux, des propriétés météorologiques et des caractéristiques des plantes (Hofman et al. 2013, Hu et al. 2014).

Par rapport à la littérature, les MAI enregistrés pour *F. excelsior* L. sont relativement élevés par rapport à ceux rapportés par Monfard et al. (2013) pour les feuilles de *Robinia pseudoacacia* (2,21), *Fraxinus rotundifolia* (1,9), and *Platanus orientalis* (2,09) échantillonnés dans la zone urbaine de Karaj en Iran ; les métaux pris en considération étaient Cd et Pb. Nos résultats sont également élevés par rapport à ceux enregistrés par Roy et al. (2020) dans la zone industrielle de Jamshedpur en Inde, pour *Ficus bengalensis* (5,15), *Ficus Religiosa* (3,92), *Saraca aoca* (3,77), *Azadirachta indica* (3,27), *Mangifera indica* (2,55), *Psidium guajva* (2,30), *Alstonia scholaris* (2,23), and *Ailanthus excels* (2,13).

Le plomb et le chrome sont des métaux toxiques en particulier pour les plantes et les animaux et ne peuvent pas être facilement traités en raison de leur non-biodégradabilité et de leur bioaccumulation dans les cellules vivantes (Lyanguzova, 2017). *F. excelsior* L. semble avoir une capacité remarquable d'accumulation du chrome mais aussi du plomb contenus dans l'air et/ou le sol non seulement au niveau des feuilles mais aussi de l'écorce. Les principaux critères de sélection des plantes avec un bon potentiel de remédiation sont leur potentiel de bioaccumulation des polluants et leur capacité à les transformer/transférer dans les organes aériens (récoltables) ainsi qu'une production organique élevée. De nombreux chercheurs ont suggéré que l'utilisation d'arbres (plutôt que de plantes herbacées) à des fins de biorémédiation donne de bons résultats en raison de leurs longues racines qui pénètrent profondément dans le sol (Gonzalez-Oreja et al. 2008). En effet, les plantes utilisées dans les technologies de phytoremédiation doivent être des hyperaccumulateurs avec des systèmes racinaires profonds.

Toutes ces propriétés sont le résultat d'un métabolisme spécifique défini par l'activité enzymatique, en particulier les enzymes impliquées dans les processus de détoxification des plantes.

Conclusion

Les polluants atmosphériques d'origine routière tels que les ETM provenant du parc d'automobiles, sont issus des gaz d'échappements, l'abrasion des pneumatiques, les garnitures des freins, les disques d'embrayages et la corrosion des glissières de sécurité. Ces polluants peuvent être véhiculés par le vent et polluer notablement les sols en bordures de chaussées, la végétation, et *in fine* les animaux et l'homme *via* la chaîne alimentaire.

Le but principal de cette étude était de confirmer l'utilité des arbres plus particulièrement l'espèce *Fraxinus excelsior* L. dans les processus de biosurveillance de la qualité de l'air en domaine routier. Pour cela, les feuilles et écorces de ladite, récoltées le long de la route nationale N°05 reliant la cité Boussouf à la commune Ain Smara, ont servi comme matrices indicatrices de la capacité d'accumulation d'ETM notamment le chrome et le plomb contenu dans l'air (et/ou le sol).

Les principales conclusions auxquelles nous sommes parvenus sont les suivantes :

- Les teneurs en plomb enregistrées au niveau de la zone urbaine sont relativement fortes par rapport à celles du chrome aussi bien pour l'écorce que pour les feuilles. Ceci peut-être attribué au fait que les émissions véhiculaires sont plus chargées en plomb et que les teneurs des particules en chrome relâchées par les disques d'embrayage et la garniture des freins des véhicules représentent un faible pourcentage à comparer avec celles du plomb. Par contre dans la zone de référence les teneurs en Pb sont relativement faibles par rapport à celles du Cr.
- Des fluctuations des concentrations en chrome et en plomb entre les différentes stations de prélèvements ont été enregistrées pour les feuilles et l'écorce. Un tel résultat n'est pas surprenant ; en effet, la distance par rapport à la route et aux les caractéristiques des points de prélèvements (les ralentisseurs, activités humaines, relief, pente, station de bus à proximité, etc.) jouent un rôle important. De plus l'âge du sujet et par conséquent le temps d'exposition qui jouent un rôle essentiel aussi; en effet, un sujet âgé accumule plus de polluants qu'un sujet jeune.
- Globalement, les concentrations en plomb et en chrome relevées en zone urbaine indiquent un enrichissement important dans certains cas notamment par rapport à la zone de référence.

- Les concentrations moyennes en plomb enregistrées en zone urbaine sont 2,18 et 2,46 fois plus importantes que celles de la zone référence pour les feuilles et les écorces respectivement. Le test *t* de Student a d'ailleurs révélé une différence très significative pour les feuilles ($p < 0,01$), et significative pour l'écorces ($p < 0,05$).
- Les résultats de l'indice d'accumulation métallique (MAI) confirment l'efficacité de l'utilisation des espèces ligneuses dans les études de la biosurveillance de la qualité de l'air. Les feuilles et l'écorce de l'espèce *F.excelsior* L. s'avèrent être de bons outils de biomonitoring de la contamination métallique de l'air.
- Les valeurs de MAI sont aussi importantes dans les feuilles que dans l'écorce. *F. excelsior* L. semble ainsi avoir une capacité remarquable d'accumulation du chrome, mais aussi du plomb contenus dans l'air et/ou le sol, non seulement au niveau des feuilles mais aussi de l'écorce. Une espèce ligneuse avec MAI élevé, peut être suggérée pour la plantation dans les zones urbaines où la pollution par les ETM pose problèmes.
- Par ailleurs et en complément aux études déjà réalisées, nos conclusions confirment la contamination des différentes matrices (biotiques et abiotiques) par les ETM en bordures de route dans la commune de Constantine. La lutte contre la pollution automobile nécessite surtout une approche à long terme, en appliquant le principe de précaution, et en maîtrisant plus, les déséquilibres causés par les automobiles en villes. Il est possible de renforcer cette lutte par :
 - ✓ des restrictions de la circulation automobile afin de réduire les émissions ;
 - ✓ le renouvellement et la maîtrise du parc automobile, sachant que les véhicules usés sont les plus polluants ;
 - ✓ l'utilisation des filtres au niveau des tuyaux d'échappement ;
 - ✓ effectuer des travaux sur l'amélioration des performances des moteurs et utilisation des carburants moins polluants (carburants verts par exemple: le bioéthanol, biogaz, biodiesel et le gaz de pétrole liquéfié-GPL) ;
 - ✓ organiser le trafic routier pour une meilleure fluidité de la circulation afin d'éviter les embouteillages qui sont les responsables du dégagement des gaz toxiques ;
 - ✓ nous recommandons également l'orientation vers l'utilisation des véhicules électriques au lieu de celles avec carburants.

En perspectives, il serait intéressant :

- De multiplier les points de prélèvements, d'agrandir et diversifier les zones d'étude (autoroute, routes principales, routes secondaires, parc, zone industrielle, etc.) pour avoir une vue d'ensemble sur la capacité d'accumulation des ETM par cette espèce ;
- De prendre en considération d'autres éléments traces métalliques particulièrement dangereux tels que le cadmium, le cuivre, le zinc, l'arsenic, le mercure, etc. dont l'origine est souvent liée aux activités humaines, notamment le parc automobile ;
- De caractériser et quantifier les concentrations en ETM dans d'autres organes de *F. excelsior* L. (fleurs, fruits, racines, etc.) ;
- De quantifier les teneurs en ETM dans l'air et les dépôts atmosphériques ;
- De quantifier les teneurs en ETM dans le sol afin de cerner le potentiel accumulateur de cette espèce *via* le sol ;
- De prendre en considération la relation entre l'intensité du trafic routier et les teneurs en ETM ;
- De prendre en considération d'autres paramètres, physiologiques, morphologiques, biologique ou encore biochimiques révélateurs de stress métalliques ;

Références
Bibliographiques

Adriano D.C. 1986. Trace Elements in the Terrestrial Environment. 1st edition. University of Georgia Institute of Ecology south Carolina 29801, USA. 501p.

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). 307p.

Aksoy A and Demirezen D. 2006. Heavy Metal Levels in Vegetables in Turkey Are Within Safe Limits for Cu, Zn, Ni and Exceeded for Cd and Pb. *Journal of Food Quality*, 29(3), 252-265.

Alatou H and Sahli L. 2019. Using tree leaves and barks collected from contaminated and uncontaminated areas as indicators of air metallic pollution. *International Journal of Phytoremediation*, 21(10):985-997.

Alatou H. 2019. Utilisation des arbres et des sols des bords de routes comme indicateur de la pollution métallique : approche physico-chimique, biochimique, Eco-toxicologique. Thèse de Doctorat présenté à l'Université Frères Mentouri-Constantine 1. 228p.

Alhovick P., Eggleston S., Goriben N., Hassel D., Hickman AJ., Joumard R., Ntziachristos L., Rijeboer R., Samaras Z., Zierock KH. 1997. Copert III Compute Program to Calculate Emission from Road Ttransport- Methodology and Emission Factors ». Final draft report, European Topic Centre on Air Emission. 85p.

Allahabadi A., Ehrampoush MH., Miri M., Ebrahimi Aval H.,Yousefzadeh S., Ghaffari HR., Ahmadi E., Talebi P., AbaszadehFathabadi 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.

Alloway BJ. 2013. Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils. *In* Alloway BJ. (ed.): Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. 3th Ed. Springer, Dordrecht (The Netherlands). p. 11-50.

Amirat M. 2010. Etude de la Mobilité du Plomb et du Zinc en Fonction des Paramètres Physico-Chimiques d'un Sol en Milieu Routier. Thèse de Doctorat Présentée au Niveau de l'Université d'Oran.142p.

Augier H. 2008. Le livre noir de l'environnement, état des lieux planétaire sur les pollutions, édition Alphée, Jean-Paul Bertrand, Monaco, 600p.

Aumont B. 2013. La Pollution Atmosphérique aux Echelles Locales et Régionales. Cours en ligne de pollution atmosphérique. www.lisa.univ-paris12.fr/~aumont : 47p.

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.

Baize D. 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et stratégies d'interprétation. INRA Éditions, Paris, 410p.

Bargagli R. 1998. Trace Elements in Terrestrial Plants, an Ecophysiological Approach to Biomonitoring and Biorecovery, Springer, Berlin, 324p.

Belhadj H. 2015. Détection de la pollution atmosphérique à l'aide du lichen *Xanthoria parietina* L. bio-accumulateur d'éléments traces métalliques dans le centre urbain de la ville de Sidi Belb Abbas (Algérie occidentale). Thèse de doctorat présentée à l'Université Djilali Liabes de Sidi-Bel Abbas, 99p.

Benaissa F. 2010. Contribution à l'évaluation des effets de la pollution atmosphérique d'origine automobile dans la wilaya de Bejaia. Mémoire de Magister en Analyse de l'Environnement et Biodiversité. Université Abderrahmane Mira Bejaia. 117p.

Benmecheiche M et Cherrad S.E. 2018. La Circulation routière à Constantine et son effet sur son accessibilité. Institut de Gestion des Techniques Urbaines, Université Constantine 3, Algérie. *Sciences & Technologie D.* 47, 189-197.

Benton. 2001. Laboratory Guide for Conducting Soils Tests and Plant Analysis. Boca Raton London New York Washington, D.C. 382p.

Berlizov A.N., Blum O.B., Filby R.H., Malyuk I.A., Tryshynn V.V. 2007. Testing applicability of black poplar (*Populus nigra* L.) bark to heavy metal air pollution monitoring in urban and industrial regions, *Science of the Total Environment*, 372, 693-706.

Bernard A., Durif M., Vandamme L. 2004. Utilisation d'une technique de biosurveillance pour évaluer les retombées de métaux lourds cas d'un site de seconde fusion du plomb. Rapport fait pour l'Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS), 61p.

Birke M., Rauch Uwe., Hofmann F. 2018. Tree bark as a bioindicator of air pollution in the city of Stassfurt, Saxony-Anhalt, Germany. *Journal of Geochemical Exploration*, 187, 97-117.

Bossard R. et Cuisance P. 1984. Arbres et arbustes d'ornement des régions tempérées et méditerranéennes. Technique et Documentation, Lavoisier, Paris, 600p.

Bouteraa M. 2014. Utilisation des végétaux pour l'évaluation de la pollution atmosphérique le long de l'autoroute Est-Ouest dans la région de Constantine. Mémoire de magister. Université Constantine 1, 132p.

Branchu P., Badin AL., Bechet B., Eisenlohr L., Le Priol T., Marseille F. et Trielli E. 2013. Pollution d'origine routière et environnement de proximité. Hors série, Vertigo-la revue

électronique en sciences de l'environnement, <http://journals.openedition.org/vertigo/12775>.
DOI : <https://doi.org/10.4000/vertigo.12775>.

Briat JF. and Lebrun M. 1999. Plant Response to Metal Toxicity. *Plant Biol PatholLife Sci.* 322:43-54.

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.

Catinon M. 2011. Détermination de la pollution atmosphérique métallique : étude critique de l'utilisation des écorces d'arbres. Thèse de doctorat. L'Université Grenoble 1. 188p.

Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA). 2001. La pollution atmosphérique en bref-Différentes échelles de pollution. Rapport national. France. 28p.

Chadefaud M and L. Emberger. 1960. *Traité de Botanique systématique.* Tome I (1), Masson, Paris, 753p.

Chen B., Stein A., Castell N., Gonzalez-Castanedo Y., Sanchez de la Campa AM., de la Rosa JD. 2016. Modeling and evaluation of urban pollution events of atmospheric heavy metals from large Cu-smelter. *Sci Total Environ*, 539, 17-25.

Conti M.E and Cecchetti G. 2001. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment. *Environmental Pollution*, 114(3): 471- 492.

Cuny D. 2012. Introduction à la biosurveillance végétale et fongique de la qualité de l'air, concepts et applications. Journée scientifique bi-académique. Académie Nationale de Pharmacie et Académie des Technologies « Qualité de l'air : de l'échelle locale à l'échelle planétaire. Compréhension – implications ». Mercredi 25 janvier 2012. Université Lille Nord de France.

Cuny D., Rzepka MA., Van Haluwyn C. 2008. Introduction à la biosurveillance végétale et fongique de la qualité de l'air-concept et intérêt. *Spectra Analyse*, 264, 31-35.

Augusto L. and Dambrine E. 2001. Acidification dans le massif vosgien : comprendre les mécanismes pour apporter des solutions. Ed. Institut National de la Recherche Agronomique, Paris. 39 p

Deletraz G et Paul E. 1998. État de l'art pour l'étude des impacts des transports routiers à proximité des routes et autoroutes. Rapport de la Sociétés-Environnement-Territoires (SET) et du Laboratoire de la montagne alpine (LAMA). Équipe SIG. Espace Serge Martin. 144p

Deletraz G. 2002. Géographie des risques environnementaux liés aux transports routiers en montagne. incidence d'émission d'oxyde d'azote en vallée d'Aspe et Biriadou (Pyrénées). Thèse de doctorat. Université de Pau et des Pays de l'Adour, 552p.

- Desboeufs K. 2001.** Processus de dissolution des aérosols atmosphériques au sein des gouttes d'eau nuageuses. Thèse de doctorat. Université Denis Diderot. Paris. 224p.
- Duflot H. 2002.** Le Frêne en Liberté. 2^{ème} Edition. Institut pour le développement forestier. Paris. 192p.
- Duong T.T.T and Lee B.K. 2011** Determining Contamination Level of Heavy Metals in Road Dust from Busy Traffic Areas with Different Characteristics. Journal of Environmental Management, 92, 554-562.
- Durrieu F. 1999.** Etude des conditions météorologiques dans la vallée d'Aspe. Maîtrise des Sciences et Techniques. Mesure et traitement des Pollutions et Nuisances : Option Air et Combustion. Université de Pau et des Pays de l'Adour. Pau. 40p
- El-Hasan T., Al-Omari H., Jiries A., Al-Nasir F. 2002.** Cypres 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.
- Forstner U., and Wittman G.T.W. 1979.** Metal Pollution in the Aquatic Environment. Metal Pollution Assessment From Sediment Analysis. Springer- Verlag Berlin Heidelberg. 111 p.
- Gailey F.A.Y., & Lloyd O.L.1993.** Spatial and temporal patterns of airborne metal pollution: the value of low technology sampling to an environmental epidemiology study. Science of the Total Environment, 133(3), 201-219.
- Gao H., Lu Y., Zeng G., Xu W., Li T. and Xia W. 2008.** Characterization of Cr (VI) removal from aqueous solutions by a surplus agricultural waste-Rice straw. Journal of Hazardous Materials, 150(2), 446-452.
- Garrec J-P. et Van Haluwyn.C. 2002.** Biosurveillance Végétale de la Qualité de l'Air. Tec &Doc (Ed.) Paris, 316p.
- GARTY J. 2001.** Biomonitoring Atmospheric Heavy Metals With Lichens: theory and application. Critical Reviews in plant Sciences. 20, 309-371.
- Gherzi F. 2014.** Étude de l'adsorption du plomb par la résine lewatis. Mémoire de Master. Université de Tlemcen, 56p.
- Gholizadeh A., Taghavi M., Moslem A., Neshat A.A., Lari Najafi M., Alahabadi A., Ahmadi E., Ebrahimi Aval H., Asour A.A., Rezaei H., Gholami S., Miri M. 2019.** Ecological and health risk assessment of exposure to atmospheric heavy metals. Ecotoxicol. Environ. Saf. 184, 109622.
- Gonzalez C.M. and Pignata M.L.2000.** Chemical response of the lichen *Punctelia subrudecta* (Nyl.) Krog transplanted close to a power station in an urban-industrial environment. Environmental Pollution, 97, 195-203.

Gonzalez-Oreja J.A., Rozas M.A., Alkorta I., Garbisu C. 2008. Dendroremediation of Heavy Metal Polluted Soils. *Rev Environ Health*, 23:1-12.

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.

Hooda P. 2010. Trace Elements in Soils. Ed. Peter S Hooda. 579p.

Hu Y., Wan D., Wei L., Zhang X., Song B. 2014. Bioaccumulation of heavy metals in plant leaves from Yan'an city of Loess Plateau, China. *Ecotoxicol. Environ. Saf*, 110, 82-88.

Institut national de l'environnement et des risques industriels (INERIS). 2004. Devenir et comportement des métaux lourds dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. Rapport technique Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable Direction de l'Eau, 85p.

Jeannot R., Lemiére B. and Chiron S. 2002. Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués, édition BRGM. Orléans (France).122p.

Joumard R., Andre A., Hickman J. and Hassel D. 1995. Journal Article Driving Cycles for Emission Measurements Under European Conditions. Published By: International SAE Transactions. *Journal Of Fuels and Lubricants*, 104, 4: 562-574.

Jussy J.H. 1998. Minéralisation de l'azote, nitrification et prélèvement racinaire dans différents écosystèmes forestiers sur sol acide. Effet de l'essence, du stade de développement, du peuplement et de l'usage ancien des sols. Thèse des Sciences biologiques fondamentales et appliquées. Université de Nancy. 270p.

Kabata-Pendias A. and Pendias H. 2001. Trace elements in soils and plants. 3rd ed. Boca Raton (FL): CRC Press. 331p.

Kandziora-Ciupa M., Ciepal R., Nadgorska-Socha A., Barczyk G. 2016. Accumulation of heavy metals and antioxidant responses in *Pinus sylvestris* L. Needles in polluted and non-polluted sites. *Ecotoxicology*, 25:970-981.

Kermia A. et Yahiaoui K. 2017. Utilisation des bioindicateurs végétaux (*Rhynchostegium riparioides*) dans la surveillance des émissions de la cimenterie de Sour El Ghozlane. Mémoire de master présenté à l'Université d'Aklimohand Oulhadj-Bouira. 57p.

Khelil R. et Alioua A. 2006. Utilisation des lichens comme bio-indicateurs de la pollution atmosphérique dans la région de Hassi Messaoud. *Annales de la faculté des Sciences de l'Ingénieur*, 1(1): 29-33.

Konate T. et Barry I.M. 2018. Détermination du niveau de la pollution de l'air par le plomb d'origine routière dans la ville de Khemis Miliana. Mémoire de Master. Université Djilali Bounaâma de Khemis Miliana. 87p.

Kräamer U. 2010. Metal hyperaccumulation in plants. *Annu Rev Plant Biol*, 61: 517- 534.

- Krika A. 2014.** Etude de la distribution des métaux lourds dans les ripisylves de l'oued Rhumel. Thèse de Doctorat. Université Constantine 1, 118p.
- 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): 207-216p.
- Lakhdari A. and Benabdeli K. 2012.** Determining the Heavy Metal Pollution in Mascara (Algeria), by Using Casuar in a equiseti folia, *Ecologia Balkanica*, 4(1): 1-7.
- Leygonie R. 1993.** Les métaux lourds dans l'air : sources, émissions, mesure, effets. *Pollution Atmosphérique*, 139, 63-74.
- Liu Y.J., Zhu Y.G. and 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.
- Lorenzini G. 1992.** Plants as biomonitors of air quality. In: *Biological indicators of environmental monitoring*. S. Bonotto, A. Nobili, R.P. Revoltella (eds), Serono Symposia Review, 27, 47-63.
- Losi M. E., Amrhein C., et Franken Berger J.R., W. T. 1994.** Factors affecting chemical and biological reduction of hexavalent chromium in soil, *Environmental Toxicology and chemistry*, 13(11): 1727-1735.
- Losi M.E., Amrhein C. and Frankenberger J.W.T. 1994.** Environmental Biochemistry of Chromium. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 136, 91-121.
- Lyanguzova I. 2017.** Dynamic trend of heavy metal contents in plants and soil under different industrial air pollution regimes. *Russian Journal of Ecology*, 48(4):311-320.
- Maatoug M., Medkour K., Ait Hammou M. and Ayad N. 2010.** Cartography of atmospheric pollution by the lead from road traffic using transplantation of a lichen bioaccumulator xanthoriaparietina in Tiaretcity (Algeria). *Pollut. Atmos*, 205: 93-101.
- 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.
- 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., Bruns I., Friese K and Krauss G.J. 1997.** The use of *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. As a bioindicator for heavy metals. Heavy metal accumulation and physiological reaction of *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. In *active biomonitoring in the River Elbe*. *Science of The Total Environment*, 204(2), 161-176.

- Mazoue S., et Service D'Etude Techniques des Routes et Autoroutes (SETRA). 1994.** Impact du trafic routier sur l'environnement : la contamination du sol par voie aérienne. Rapport Setra - Cstr N° B 9411, DESS Pollution Chimiques et Environnement. 67p.
- Mleczek M., Lukaszewski M., Kaczmarek Z. et al. 2009** Efficiency of selected heavy metals accumulation by *Salix viminalis* roots. *Environ. Exp. Bot.* 65, 48-53.
- Mouaici K. 2002.** Etude de quelques sources de polluants atmosphériques dans la région de Bejaia. Mémoire de fin de cycle. Université Abderrahmane mira de Bejaia. 49p.
- 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. 177-210.
- Normand G. 2012.** Outils d'évaluations du risque écotoxicologique des contaminants atmosphériques. Maître en environnement. Université de Sherbrooke. 58p.
- 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. Thèse De Doctorat En Sciences. Université Djillali Liabes de Sidi Bel Abbes. 168p.
- Oucher N., Kerbachib R., Ghezlouna A. and Merabeta H. 2015.** Magnitude of Air Pollution by Heavy Metals Associated with Aerosols Particles in Algiers. *Energy Procedia*, 74, 51-58.
- Padmavathiamma P.K., Li L.Y. 2007.** Phytoremediation technology: hyperaccumulation metals in plants. *Water Air Soil Pollut*, 184 (1-4): 105-126.
- Pagotto C. 1999.** Étude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier. Thèse de doctorat : Chimie et microbiologie de l'eau : Sciences et Techniques. Université de Poitiers. 252p.
- Parmentier C. et Garrec J.P. 1994.** Impact de la pollution atmosphérique le long des routes et autoroutes sur la végétation environnante-Utilisation de la bio-indication végétale-Synthèse bibliographique, INRA-Centre de Recherches Forestières de Nancy, Laboratoire d'Etude de la Pollution Atmosphérique. 84p.
- Patel Khageshwar Singh., Reetu Sharma., Nohar Singh Dahariya., Ankit Yadav., Borislav Blazhev., Laurent Matini., Jon Hoinkis. 2015.** Heavy Metal Contamination of Tree Leaves. *American Journal of Analytical Chemistry*, 6, 8: 687-693.
- 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.
- Philippe A. 2011.** Climat et Pollution. In : *L'air ? L'eau ? L'énergie ? La pollution ? La Vie !* 1^{er} édition, Hermann, paris, pp. 52- 77.

- Piervittori R and Maffei S. 2001**, The importance of indicator species in the biomonitoring of atmospheric pollution. A case study in the city of Aosta, NW Italy. *Cryptogamie Mycologie*. 22(4): p. 297-310.
- Plan Régional de la Qualité de l’Air (PRQA). 2007**. S’assurer de la représentativité des mesures de la Qualité de l’Air sur le plan spatial et temporel. Rapports et plans régionaux de la réunion. 80-81p.
- Ramade F. 1984**. *Eléments d’Ecologie. Ecologie Appliquée*. Ed. Dunod, Paris. 864 p
- Ramade F. 2007**. *Introduction à l'Eco-toxicologie Fondements et Applications*. Ed. TEC/DOC, Lavoisier, Paris, 618 p.
- Rameau J.C., Mansion D., and Dume G. 1989**. *Flore Forestière Française. Tome 1, Plaines et collines*. I. D. F., 1784p.
- Roy A., Bhattacharya. and Kumari M. 2020**. Air Pollution Tolerance, metal accumulation and dust capturing capacity of common tropical trees in commercial and industrial sites. *Science of the Total Environment*, 722, 137622.
- Rzepka M.A. and Cuny D. 2008**. Biosurveillance Végétale et Fongique des ETM atmosphériques. *Air Pur N° 75 - Deuxième semestre* : 66-78.
- Saarela K.E., Harju L., Rajander J., Lill J.O., Heselius S.J., Lindroos A. and 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 A.M., Sorial G.A., 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.
- Saitanis C.J and Karandinos M.G. 2001**. Instrumental recording and biomonitoring of ambient ozone in the Greek countryside. *Chemosphere*, 44, 813-821.
- Santos R.S., Sanches F., Leitão R.G., Leitão C.C.G., Oliveira D.F., Anjos M.J and Assis J.T. 2019**. Multielemental analysis in Nerium Oleander L. leaves as a way of assessing the levels of urban air pollution by heavy metals. *Appl. Radiat. Isotopes*, 152, 18-24.
- Schulz H., Huhn G., Schüürmann G., Niehus B. and 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.
- Sellami S., Zeghouan O., Lassaad M., Moussaoui Y., Kebabi B. 2020**. Determination of lead concentrations in the soils of Setif City, Eastern Algeria. *Arabian Journal of Geosciences*, 13:929.
- Serbula Snezana., Dusanka Dj., Miljkovic., Renata M. Kovacevic., And Ilic A. 2012** Assessment of airborne heavy metal pollution using plant parts and topsoil. University of

Belgrade, Technical Faculty Bor. Serbia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 76, 209-214.

Service d'Etude Technique des Routes et Autoroute (SETRA). 2004. La pollution des sols et des végétaux à proximité des routes Les éléments traces métalliques (ETM). Rapport SETRA. Économie Environnement Conception, 73, 12p.

Shin E.W., Karthikeyan K.G. and Tshabalala M.A. 2007. Adsorption mechanism of cadmium on juniper bark and wood. *Bioresource Technology*, 98, 588-594.

Szopa PS., Ginnesea M., Pierce J.O. 1973. Distribution of lead within the xylem of trees exposed to airborne lead compounds. *Wood Sci*, 72-77.

Tammin Y et Bouza L. 2020. Utilisation de *Ficus retusa* comme indicateur de la contamination métallique de l'air en bordures de route (Constantine). Mémoire de Master présenté à l'Université des Frères Mentouri Constantine 1. 50p.

Trepanie M et Coelho L. 2017. Facteurs et méthodes de calcul d'émission de gaz à effet de serre. Rapport fait pour Université Laval. CIRRELT-2017-08. 30 p.

Turkyilmaz A., Sevik H. and Çetin M. 2018. The use of perennial needles as biomonitors for recently accumulated heavy metals. *Land. Ecol. Eng*, 14, 115-120.

Tye K.M., Prakash R., Kim S.Y., Fenno L.E., Grosenick L., Zarabi H., Thompson KR., Gradinaru V., Ramakrishnan C., Deisseroth K., 2006. Amygdala circuitry mediating reversible and bidirectional control of anxiety. *Nature*, 471:358-362.

Vanobberghen F. 2010. La phytoremédiation en Wallonie : Evaluation du potentiel d'assainissement des sols contaminés en métaux lourds. Mémoire de master en Sciences et Gestion de l'Environnement. Université Libre de Bruxelles. 91p.

Veschambre S. 2006. Caractérisation et quantification des éléments traces métalliques dans les dépôts et les particules atmosphériques de la vallée d'aspe (Pyrénées). Mise en place d'indicateurs de la qualité de l'air liés au trafic routier. Thèse de Doctorat. Université de Pau et de Pays de l'Adour, 417p.

Von Schneidmesser E., Steinmar K., Weatherhead EC., Bonn B., Gerwig H. and Quedenau J. 2019. Air Pollution at Human Scales in an Urban Environment: Impact of Local Environment and Vehicles on Particle Number Concentrations. *Sci. Total Environ*, 688, 691-700.

Walkenhorst W., Hagemeyer J., and Breckle W. 1993. Passive monitoring of airborne pollutants, particularly trace metals, with tree bark. In *Plant as Biomonitors. Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment*. VCH Weinheim, New York, Basel, Cambridge. Ed. B. Markert. pp. 523-540.

Yan-Ju Liua b., Yong-Guan Zhub., Hui Dinga. 2007. Lead and cadmium in leaves of deciduous trees in Beijing, China: Development of a Metal Accumulation Index (MAI). *Environmental Pollution*, 145, 2 : 387-390.

Zeriref N. 2008. Evaluation du niveau de contamination par les ETM (en particulier le Cr), des effluents de toxiques du CPG, des eaux traitées de la STEP, du sol de l'air de stockage, des boues d'épuration et d'hydroxydes, ainsi que des sédiments des oueds Sakiet Roum et Rhumel, en amont et aval de l'ENMTP d'Ain Smara, Constantine. Mémoire d'ingénieur d'état en écologie et environnement, Université Mentouri, Constantine, 137p.

Zhai Y., Dai Q., Jiang K., Zhu Y., Xu B., Peng C., Wang T. and Zeng G. 2016. Trafficrelated heavy metals uptake by wild plants grows 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 C., Huang B., Piper J.D.A. and Luo R. 2008. Biomonitoring of atmospheric particulate matter using magnetic properties of *Salix matsudana* tree ring cores. *The Science of the Total Environment*, 393, 177-190.

Année universitaire : 2020/2021

Présenté par :

DEROUAZ MED CHARAF EDDINE
BENGUEDOUAR MED EL MAHDI

Utilisation des feuilles et écorces de *Fraxinus excelsior* L. comme indicateurs de la contamination par le chrome et le plomb en bordures de route

Mémoire de fin de cycle pour l'obtention du diplôme de Master en Ecologie Fondamentale et Appliquée.

Résumé :

Cette étude a porté sur l'utilisation de *Fraxinus excelsior* L. comme indicateur de la contamination métallique de l'air. Pour cela, quatorze points de prélèvements ont été retenus le long de la route nationale N°05 reliant la cité de Boussouf à la commune d'Ain Smara. Deux éléments traces métalliques (chrome et plomb) ont été quantifiés dans les feuilles non lavées et écorces de cette espèce.

Les résultats obtenus révèlent des teneurs en chrome relativement faibles par rapport à celles du plomb aussi bien pour les feuilles que pour les écorces en domaine routier. Les concentrations sont de l'ordre de 12,86µg/g *versus* 15,45µg/g dans le cas des feuilles, et 16,43µg/g *versus* 28,39µg/g dans le cas des écorces. Les concentrations moyennes enregistrées en zone urbaine sont 2,18 et 2,46 fois plus importantes que celles de la zone de référence pour les feuilles et les écorces, respectivement. Les résultats de l'indice d'accumulation métallique (MAI) confirment l'efficacité de l'utilisation des espèces ligneuses dans les études de la biosurveillance de la qualité de l'air. Les feuilles et l'écorce de l'espèce *F. excelsior* L. s'avèrent être un bon outil de biomonitoring de la contamination métallique de l'air. Les résultats montrent également que l'espèce étudiée peut être utilisée dans les processus de phytoremédiation des sols et/ou de l'air pollué par les ETM.

Mots clés : *Fraxinus excelsior* L., trafic routier, biosurveillance, chrome, plomb

Laboratoire de recherche : Laboratoire de Biologie et Environnement. Département de Biologie et Ecologie Végétale. Université des Frères Mentouri - Constantine 1.

Jury d'évaluation :

Président du jury : BAZRI Kamel Eddine (MCA - UFM Constantine 1),

Rapporteur : SAHLI Leila (Pr - UFM Constantine 1),

Examineur: El Hadeef El Okki Mohamed (MCB - UFM Constantine1).

Date de soutenance : 14/07/2021.