

Université de Montréal

**Accumulation et translocation de cinq éléments traces dans
la biomasse aérienne de végétaux d'intérêt
dans un contexte de phytoremédiation**

Par
Esther Lapierre

Institut de recherche en biologie végétale (IRBV)
Département de sciences biologiques
Faculté des arts et des sciences

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures
en vue de l'obtention du grade de M.Sc.
en sciences biologiques

mai, 2018

© Esther Lapierre, 2018

Résumé

Dans une optique de développement durable, la reconnaissance des services écosystémiques rendus par la nature a conduit à l'émergence de l'utilisation de systèmes végétalisés favorisant la réappropriation des secteurs urbains dévalorisés par la pollution, sur les plans environnemental, social et économique. Une contrainte importante associée à la végétalisation de terrains pollués est le risque de la présence de contaminants dans la biomasse aérienne. Lorsque la quantité d'éléments traces extraite est importante, leur accumulation par les plantes permet toutefois la phytoremédiation des terrains contaminés. Mon projet de maîtrise a été réalisé sous la forme d'un banc d'essai au cours duquel étaient cultivées en sol urbain contaminé, 15 espèces sélectionnées selon des intérêts écologiques, ornementaux, agro-industriels et de phytoremédiation. Le sol comportait une contamination mixte d'éléments traces (Cu, Zn, Se et Ag) et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques. Du cadmium a également été ajouté afin de modéliser un élément mobile et toxique. Le premier objectif était de quantifier l'accumulation des éléments traces dans la biomasse aérienne; en termes de concentration relative ainsi qu'en termes de quantité réelle extraite (phytoextraction). Le second objectif était de caractériser les patrons de translocation dans les différentes parties aériennes, soit les tiges, les feuilles et les organes reproducteurs (fleurs ou fruits). Parmi le banc d'essai, certaines espèces étaient susceptibles d'être des hyperaccumulatrices de Se (moutarde) et de Cd (morelle et achillée millefeuille). Les résultats ont montré que l'accumulation et le patron d'allocation en éléments diffèrent fortement en fonction de l'espèce et de l'élément trace. Les trois espèces considérées comme hyperaccumulatrices se sont démarquées par leur capacité à accumuler le Se et le Cd. L'ensemble des espèces ayant produit des organes reproducteurs ont montré des mécanismes d'exclusion en allouant moins de Cd dans leurs fleurs ou fruits que dans les parties végétatives toutefois tous les organes comestibles étaient contaminés en Cd en concentration supérieure aux recommandations en vigueur. Une caractérisation des sols et de la contamination est donc essentielle lors de l'implantation de projets de verdissement ou d'agriculture urbaine afin de sélectionner les espèces appropriées.

Mots-clés : verdissement, phytoremédiation, translocation, éléments traces, technosol, cuivre, zinc, argent, sélénium, cadmium

Abstract

Ecological services provided by nature has led to the flourishing of greening initiatives in urban areas as a means to sustainable development and for the reclamation of devalued polluted sectors in terms of environmental, social and economic perspectives. One impediment associated with such greening initiatives on polluted sites is the resulting contamination of aboveground plant material by trace elements. My research project consisted of a trial of fifteen species selected for their urban predominance, ecological relevance, edibility, prospective commercial use and phytoremediation potential. Species were grown for 15 weeks in a tunnel greenhouse, in pots filled with contaminated technosol containing polycyclic aromatic hydrocarbons as well as Cu, Zn, Se and Ag. The soil was also spiked with Cd as a model of highly hazardous and mobile trace elements. The prime objective was to quantify the accumulation of trace elements in the aboveground biomass in terms of relative concentration as well as true extracted quantities (phytoextraction). The second objective of the project was to determine translocation patterns within aboveground tissues: stem, leave and reproductive organs (flowers or fruits). Within the trial, some species were selected for their potential hyperaccumulation of Se (mustard) and Cd (wonder-berry and common yarrow). Our results indicated that accumulation and translocation patterns differed greatly according to species and trace elements. The potential hyperaccumulator species morel and yarrow as well as mustard stood out from other by their potential to accumulate Cd and Se respectively. Exclusion mechanisms were observed for Cd translocation within reproductive organs for all species that produced fruits or flowers, however all edible parts were above standard recommendations in terms of Cd concentration. Regarding these results, soil characterization and contamination should be an essential preliminary step before any greening initiative can take place, in order to select the appropriate species.

Keywords: greening, phytoremediation, translocation, trace element, technosol, copper, zinc, selenium, silver, cadmium

Table des matières

Résumé.....	ii
Abstract	iii
Table des matières.....	iv
Liste des tableaux.....	vi
Liste des figures	vii
Liste des sigles	viii
Liste des abréviations.....	ix
Remerciements.....	x
Chapitre 1: Introduction et mise en contexte	11
1.1 Mise en contexte de l'expérience.....	11
1.2 L'impact de l'urbanisation sur la constitution des sols	12
1.3 La contamination du sol en milieux urbains	13
1.4 Les méthodes traditionnelles de décontamination du sol.....	14
1.5 Le verdissement pour une meilleure qualité de l'environnement	15
1.6 La phytoremédiation	16
1.7 Problématique.....	17
1.8 Revue de la littérature	19
Les éléments traces et les principaux paramètres physicochimiques du sol influençant leur dynamique.....	19
Les hydrocarbures pétroliers.....	21
L'absorption des éléments traces par les végétaux	21
Les mécanismes homéostasiques des végétaux face aux éléments traces	23
L'absorption des hydrocarbures pétroliers par les végétaux.....	26
1.9 Objectifs et hypothèses.....	26
Hypothèses pour l'objectif 1	28
Hypothèses pour l'objectif 2	29
Chapitre 2: Evaluation of 15 plant of interest grown in urban contaminated soil: accumulation and translocation pattern of five trace elements in the aboveground tissues	30
2.1 Abstract	31
2.2 Introduction	32
2.3 Material and method.....	34

Species selection	34
Experimental design and soil parameters.....	35
Plantation and harvest	37
Trace element analysis in plant tissues	38
Data analysis	39
2.4 Results	40
Biomass.....	40
Trace element concentration and allocation patterns within plant tissues.....	41
Potential for phytoextraction.....	47
Bioconcentration factor analysis.....	49
2.5 Discussion	50
Overview of TE uptake for plants selected as candidates for phytoremediation.....	50
Copper.....	51
Zinc	52
Selenium.....	54
Silver	55
Cadmium.....	55
Plant growth and survival	56
2.6 Conclusion.....	57
Chapitre 3: discussion et conclusion.....	59
3.1 Discussion	59
Retour sur les hypothèses pour l'objectif 1 : La quantification de l'accumulation des éléments traces dans la biomasse aérienne des végétaux	60
Retour sur l'objectif 2 : Déterminer le patron d'accumulation entre les différentes parties aériennes des plantes (tiges, feuilles et organes reproducteurs).....	66
3.2 Conclusion.....	68
3.3 Bibliographie.....	71
3.4 Annexe	87

Liste des tableaux

Table 1: Soil agronomic parameters and trace elements content above Quebec Land Protection and Rehabilitation Regulation..... 37

Table 2: Concentration of trace elements translocated in different tissues of 15 species grown in pots filled with contaminated urban soil. 42

Table 3: Ratio of concentration for five elements regulated by Quebec *Land Protection and Rehabilitation* Regulation between tissues of 15 species grown in urban contaminated soil. . 46

Table 4 : bioconcentration factor of 5 elements regulated by Quebec Land Protection and Rehabilitation Regulation in the aboveground biomass of 15 species grown in pots filled with contaminated urban soil 49

Liste des figures

Figure 1: Illustration of the experiment. Panel 1: one experimental block; panel 2: maize (*Zea mays*); panel 3: strawberries fruits (*Fragaria ananassa*); panel 4: blooming common flax (*Linum usitatissimum*); panel 5: overview of the trial..... 38

Figure 2: Aboveground biomass of 15 different species of interest for brownfield valorization grown for 15 weeks in pot filled with contaminated urban soil in a tunnel greenhouse (n=5). 40

Figure 3 : Concentration of five traces elements regulated by *Quebec Land Protection and Rehabilitation Regulation* within the aerial biomass of 15 species grown in urban contaminated soil..... 44

Figure 4: Extracted quantities of five traces elements (μg) regulated by provincial *Land Protection and Rehabilitation Regulation*, in aboveground tissues of 15 species grown in contaminated urban soil 48

Liste des sigles

Ag	argent
ANOVA	analyse de la variance
BCF	bioconcentration factor
Cd	cadmium
CEC	capacité d'échange cationique
Cu	cuivre
ET	éléments traces
GC-MS	Gas chromatography–mass spectrometry
Ha	hectare
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
HP	Hydrocarbure Pétrolier
ICP MS	Inductively coupled plasma mass spectrometry
LOD	limite of detection
Log Kow	coefficient de partage octanol-eau
MDDELCC	Ministère du développement durable, de l'environnement et de lutte contre les changements climatiques
Se	sélénium
TE	Trace élément
Zn	zinc

Liste des abréviations

<i>i.e.</i>	<i>id est</i> « c'est-à-dire »
<i>e.g.</i>	<i>exempli gratiā</i> « par exemple »
<i>et al.</i>	<i>et alii</i> « et les autres »

Remerciements

Tout d'abord, je tiens à remercier mes directeurs Michel Labrecque et Frédéric Pitre pour m'avoir accueillie dans leur laboratoire, m'avoir fait confiance et permis de réaliser ce projet. Merci pour votre écoute et pour votre support. Frédéric, pour toutes les fois où je suis apparue à l'improviste dans le cadre de ta porte, merci du fond de cœur pour tout ton support moral, ton écoute et de m'avoir accordé si généreusement de ton temps.

Violette, Karina, Sonia et Alex merci de m'avoir fait découvrir les rouages de l'IRBV dès mon arrivée, merci pour vos conseils, votre temps, votre aide, votre écoute et votre amitié. Vous côtoyer a été un réel plaisir.

Merci à mes collègues pour leur judicieux conseil, Ahmed Jerbi et Hamida Kadri pour la mise en place du dispositif, Benoit St-Georges pour les conseils techniques dans la serre, Jacques Brisson et Stéphanie Pellerin pour leur encadrement lors de mon comité-conseil, Stéphane Daigle pour les conseils statistiques, Pierre Paul Galland pour les conseils informatiques et Cédric Frenette-Dussault pour la révision de mon travail et ses excellentes suggestions.

Merci à tous mes collègues du laboratoire Labrecque-Pitre avec qui j'ai partagé deux très belles années ainsi qu'à tous les membres de l'IRBV, côtoyer de près ou de loin, pour les échanges de sourires, les belles discussions, les conseils, les rires, les desserts et les nouvelles amitiés. Finalement, un merci tout spécial pour mes merveilleux ami(es) qui m'ont sans cesse encouragée et motivée lors de ce parcours.

Chapitre 1: Introduction et mise en contexte

1.1 Mise en contexte de l'expérience

Mon projet de recherche s'inscrit dans le contexte émergeant de la phytotechnologie et de la valorisation des terrains urbains contaminés grâce au verdissement. Il s'imbrique dans un programme plus vaste issu d'un partenariat entre la Ville de Montréal et l'Institut de recherche en biologie végétale (IRBV) dont le mandat consiste en l'élaboration d'un banc d'essai pour la phytoremédiation de quatre hectares de terrains industriels contaminés dans l'est de l'île. Le mandat du projet est d'évaluer la phytoremédiation par les espèces inscrites au banc d'essais ainsi que leur potentiel quant à la production de biomasse. Lors de projet *in situ* de grande envergure tel que le banc d'essai de phytoremédiation, les plantations sont configurées afin de répondre aux enjeux techniques relatifs aux conditions agro-industrielles et aux échéanciers en vigueur. En outre, le choix des espèces se doit de répondre aux modalités et exigences de l'envergure du mandat.

L'objectif de mon projet est d'évaluer l'accumulation de contaminants dans la biomasse de végétaux ayant été cultivés en sol industriel contaminé. Mon projet, se déroulant en serre, permettait de quantifier la présence de contaminants et de caractériser scrupuleusement leur patron d'accumulation dans des parties telles que des fleurs ou des fruits, appartenant à des espèces végétales pour lesquelles il existe peu d'information quant à leurs comportements face aux conditions urbaines et aux contaminants.

1.2 L'impact de l'urbanisation sur la constitution des sols

L'accroissement de l'activité industrielle et l'étalement urbain ont conduit à de profondes modifications structurales et physico-chimiques des sols, générant de nouvelles conditions édaphiques profondément altérées et dominées par des constituants anthropiques de diverses origines: ciments, bitume, remblais, sels de déglacage et contaminants. Le terme *Technosol* est apparu afin de définir et caractériser cette nouvelle réalité (Chesworth, 2008). En fonction de la clé de classification, il peut également être question d'*épipedon anthropique* et de « *human transported soil* » (Natural Resources Conservation Service, 2014).

Ces sols se trouvent dans les zones industrielles, mais également dans les secteurs commerciaux et résidentiels. Puisqu'ils sont directement générés par l'activité humaine ces sols possèdent des caractéristiques physiques, chimiques et structurales qui diffèrent largement des sols issus de longs processus pédologiques (Burghardt, 1994; Burghardt *et al.*, 2015). Leurs horizons tendent vers une absence de structures claires et présentent des valeurs de capacité d'échange cationique (CEC) plus élevées. De plus, en raison de la teneur élevée en carbonates, calcium, magnésium et potassium contenus dans les matériaux d'origine technique qui les composent, leurs valeurs de pH tendent généralement vers l'alcalinité (Meuser, 2010).

1.3 La contamination du sol en milieux urbains

La contamination de l'environnement en raison de l'urbanisation et des activités industrielles est un problème généralisé à l'échelle mondiale. En Europe seulement, un rapport de la Commission Européenne estime à trois millions le nombre de sites urbains contaminés (*Soil contamination : Impact on human health, 2013*). Au Canada uniquement, plus de 23 000 sites contaminés de juridiction fédérale sont répertoriés (*The Treasury Board of Canada Secretariat, 2018*). Localement, l'agglomération de Montréal compte 2225 terrains contaminés enregistrés au Répertoire des terrains contaminés (MDDELCC, 2018). Au registre figure un large éventail de terrains d'usage industriel, commercial, institutionnel, récréatif et résidentiel allant de l'institution d'enseignement à la coopérative d'habitation en passant par les jardins communautaires. De ces terrains, plusieurs sont contaminés par une contamination mixte d'éléments traces et de contaminants organiques, particulièrement d'hydrocarbures pétroliers (Bisone, 2012). Les terrains contaminés sont réglementés par la Loi sur la protection et la réhabilitation des terrains, adoptée en 2002, fixant les seuils acceptés de contamination en fonction de la vocation du terrain. Celui qui en a la garde doit donc se conformer aux valeurs permises en fonction de son usage. En lien avec les seuils législatifs, plusieurs terrains d'usage industriel comportent des valeurs de contamination acceptables selon l'annexe I du règlement, mais qui posent tout de même de sérieux problèmes une fois les activités industrielles terminées. Par ailleurs, afin de changer l'usage du terrain, le propriétaire se doit de le réhabiliter. Les frais de décontamination étant considérables, ces sites souvent laissés à l'abandon, se transforment en friches industrielles (*brownfield*) dévalorisant le secteur et posant des risques environnementaux importants.

1.4 Les méthodes traditionnelles de décontamination du sol

Lorsque les valeurs de contaminations dépassent les seuils établis de l'annexe I du règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains, le détenteur doit procéder à la réhabilitation du sol. Pour ce faire plusieurs méthodes sont disponibles sur le marché, notamment le « *dig and dump* », le traitement *in situ* et le traitement *ex-situ* (Dufresne, 2013). Le « *dig and dump* » réfère à l'excavation suivie de l'enfouissement du sol contaminé dans un lieu d'enfouissement accrédité, du remblai sert ensuite à combler le vide du terrain. La méthode -en soi facile et rapide- comporte toutefois l'inconvénient de déplacer le problème vers un autre lieu plutôt que de procéder à une réhabilitation durable. Ceci étant dit, la réhabilitation *in situ* (à même le terrain) ou *ex-situ* (sol excavé) peut être réalisée par divers moyens. La réhabilitation *in situ* par exemple, peut faire appel à l'oxydation chimique des contaminants organiques par l'utilisation d'agents oxydants directement dans le sol. Les techniques *ex situ* de réhabilitation comportent notamment à la séparation magnétique, le criblage, le tamisage, l'utilisation d'unités de flottaison, le fractionnement à la mousse, l'écémage, l'extraction par solvant et le traitement photochimique (Dufresne, 2013). Certaines méthodes sont des traitements thermiques: incinération, pyrolyse, vitrification. D'autres traitements de nature biologique font appel à l'utilisation des microorganismes pour dégrader les contaminants organiques, la biodégradation. Lorsque le sol est excavé, sa bioremédiation peut être exécutée par la réalisation de biopiles. Des intrants d'oxygène augmentent la cinétique de dégradation grâce à l'utilisation de systèmes de ventilation. L'injection d'air peut aussi être réalisée sans excavation directement dans la

matrice du sol (Dupont, 1993). D'autres amendements, tels que des apports en matière organique peuvent compléter le système.

1.5 Le verdissement pour une meilleure qualité de l'environnement

Les conséquences de l'industrialisation et l'urbanisation sur l'environnement sont multiples: pollution des sols, perte de terres fertiles, pollution de l'air et du système hydrographique, îlots de chaleur, perte et fragmentation d'habitats naturels, déclin de la biodiversité et dévalorisation du secteur. Plus que jamais, la reconnaissance de la valeur de l'environnement et des services rendus par la nature (services écosystémiques) témoignent de l'importance capitale de la santé de l'environnement pour la survie et le bien-être humain (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). En ce sens, l'utilisation de systèmes végétalisés dans les villes pour atténuer les impacts environnementaux et contribuer au bien-être social a le vent dans les voiles. Les jardins communautaires, l'augmentation de l'indice de canopée, les ruelles vertes, le mobilier urbain végétalisé, les projets de verdissement et de phytotechnologie dans la grande région métropolitaine de Montréal sont au goût du jour. L'utilisation des végétaux dans les villes induit une panoplie de services écologiques *e.g.* décontamination des sols pollués (Audet *et al.*, 2007), réduction des îlots de chaleur (Norton *et al.*, 2015), amélioration de la qualité de l'air (Janhäll, 2015) et interception des eaux de pluie (Roy *et al.*, 2008).

1.6 La phytoremédiation

La phytoremédiation est une technique de phytotechnologie consistant en l'utilisation de végétaux et des microorganismes qui leur sont associés ou vivant dans la rhizosphère afin de restaurer un environnement contaminé. L'approfondissement des connaissances dans le domaine de la physiologie végétale, la microbiologie, la pédologie et la biologie moléculaire ont contribué au développement de l'étude des systèmes de phytoremédiation depuis les dernières années. En plus de l'action de décontamination directement reliée aux plantes, on reconnaît aussi *l'effet rhizosphère* (Lambers *et al.*, 2009), c.-à-d. l'effet combiné du système racinaire des végétaux et des microorganismes ayant entre autres pour fonction de dégrader les contaminants organiques (Juhasz *et al.*, 2000).

Les mécanismes majoritairement impliqués dans le système de phytoremédiation sont la phytoextraction des éléments traces et la rhizodégradation des contaminants organiques. D'autres mécanismes, de moindres importances jouent également un rôle dans la décontamination des sols, soient la phytostabilisation et la phytovolatilisation des éléments (Lasat, 2000). Les meilleurs candidats végétaux pour assurer le succès du système de phytoremédiation doivent tolérer les conditions de croissance difficiles et la contamination avec un minimum d'impact sur leur productivité (Guidi Nissim *et al.*, 2015). Préférentiellement, les végétaux cultivés doivent développer un système racinaire profond, posséder un métabolisme élevé (*i.e.* taux photosynthétique et évapotranspiration) ainsi qu'une croissance rapide et une biomasse importante (Courchesne *et al.*, 2017). Finalement, pour procéder à la phytoextraction des éléments, les végétaux doivent être capables de transloquer les éléments traces dans leurs

parties aériennes afin de diminuer la charge polluante du site lors de la récolte de biomasse (Brooks *et al.*, 2013).

La capacité des végétaux pour absorber, transloquer et accumuler les éléments traces dans leurs parties aériennes étant d'une importance capitale (Lambers *et al.*, 2005), différents indices permettent d'évaluer le potentiel des espèces (ou cultivars) pour décontaminer les sols. Les plus cités dans la littérature sont le coefficient de bioaccumulation, le facteur de translocation et l'indice de tolérance. Le coefficient de bioaccumulation (BCF) permet de calculer le ratio entre la concentration relative en éléments traces (ET) dans la biomasse aérienne en fonction de la concentration relative en ET dans le sol. Le facteur de translocation, permet de calculer le ratio de la teneur en ET dans la biomasse aérienne en comparaison avec la teneur en ET dans la biomasse racinaire. L'indice de tolérance est la différence entre la biomasse produite en condition expérimentale et la biomasse produite par le contrôle (Kabata-Pendias, 2011; Zacchini *et al.*, 2009).

1.7 Problématique

La présence de sites contaminés et la charge polluante du milieu urbain représentent potentiellement un risque pour la santé humaine et animale. En lien avec l'innocuité pour la santé humaine, une étude publiée par la Ville de Montréal en 2010 concernant la contamination des végétaux ayant été cultivés en pleine terre dans des jardins communautaires a montré des teneurs anormalement élevées de plomb et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les fruits et les légumes cultivés sur des jardins dont les sols étaient contaminés (Beausoleil *et al.*, 2010). Ainsi, la production de plantes comestibles se fait dorénavant en bac plutôt qu'à même

le sol des jardins communautaires à risques. Les auteurs suggèrent toutefois que l'exposition aux HAP serait bien supérieure dans les produits grillés vendus en épicerie (Beausoleil *et al.*, 2010).

En ce qui concerne les risques écotoxicologiques pour l'environnement et la faune sauvage, peu d'études et peu de données sont disponibles pour attester du risque que représentent les végétaux *in situ*. De ce fait, la croissance de végétaux dans un milieu contaminé induit des craintes de la part des instances et des citoyens en raison des risques toxicologiques et environnementaux que pourraient représenter les plantes contaminées en retour (Grasmück *et al.*, 2005).

Dans ce même ordre d'idée, lors de la sélection des espèces candidates pour l'implantation de systèmes de phytoremédiation, des espèces à valeur ajoutée sur le plan économique et/ou écologique ne sont pas sélectionnées. Le potentiel agro-industriel des villes ainsi que la phytotechnologie étant des concepts émergents, il existe peu de données concernant les voies possibles pour la valorisation de la biomasse de végétaux à valeur ajoutée issue de terrains urbains contaminés. En ce sens, bien que l'influence des conditions pédologiques sur la disponibilité des éléments traces soit bien connue, de même que la tendance de certaines familles ou espèces végétales pour leur accumulation, il n'en reste pas moins que la quantification de l'accumulation des éléments traces par les végétaux urbains reste encore un élément de spéculation.

1.8 Revue de la littérature

Les éléments traces et les principaux paramètres physicochimiques du sol influençant leur dynamique

L'environnement pédologique est un mélange de composés hétérogènes répartis spatialement dans trois compartiments physiques formant le sol; une phase solide, une phase liquide et une phase gazeuse. Les différents constituants composant le sol en déterminent les principaux paramètres physicochimiques tels que le pH, la capacité d'échange cationique CEC, la capacité d'échange anionique (AEC), la saturation en base, la salinité, la conductivité électrique et le potentiel d'oxydoréduction (Gobat *et al.*, 2010). L'eau, le solvant de la solution du sol, solubilisera les éléments traces, les sels et les nutriments organiques adsorbés plus ou moins fortement aux colloïdes ou aux autres molécules par des liaisons de Van der Waal, des liaisons hydrophobes et des liaisons d'hydrogène (Parker, 2010). Le sol comporte une charge permanente en raison des argiles qui le composent et une charge variable en fonction de son pH. En parallèle, les valeurs de pH sont grandement déterminées par la composition même du sol, en particulier en raison des minéraux présents (Gobat *et al.*, 2010). Le bilan hydrique d'une région influence aussi la valeur de pH du sol. Ceci est dû au fait que les anions du sol, par exemple les chlorures, les sulfates et les nitrates, sont solubilisés par l'eau et facilement drainés.

Les éléments traces possédant des points de précipitation et de solubilisation différents (Nierop *et al.*, 2002), le pH est donc un facteur déterminant pour leur disponibilité. En ce sens, l'acidification des sols tend à augmenter leur mobilité alors qu'un sol alcalin contribue à leur

immobilisation (Baize *et al.*, 2001). La CEC du sol détermine l'habileté de la phase solide à échanger des cations avec la solution du sol. Plus la CEC est grande, plus les cations sont solidement adsorbés aux particules et moins ils sont concentrés dans la solution du sol. Le potentiel d'oxydoréduction est dû à la capacité des éléments du sol à accepter ou céder les électrons et est grandement influencé par le pH et par l'aération du sol. Un sol pauvre en oxygène aura un faible potentiel d'oxydoréduction (Kothe *et al.*, 2012).

Le terme élément trace varie en fonction du contexte disciplinaire et réfère aux éléments dont une quantité minime induit une réponse sur un processus physiologique chez un organisme exposé (Liénard, 2014). Les éléments traces sont présents naturellement dans le sol en raison des processus pédologiques et des cycles géochimiques, mais les activités anthropiques tendent à augmenter leur concentration. La déposition aérienne des poussières, le drainage et le ruissellement de rejets industriels et d'eau de pluie contaminé sont des exemples de sources de contamination directes. La contamination peut également être de sources diffuses, par exemple à cause des pluies acides (Liénard, 2014). Dans l'environnement, la spéciation des éléments traces dépend de l'espèce chimique et de leur structure (Kördel, 1997). En outre, certains éléments peuvent se substituer à d'autres en raison de propriétés similaires (substitution isomorphique), par exemple : le fer et le magnésium, le sodium et le potassium, et l'aluminium et la silice (Kretzschmar *et al.*, 1997). En fonction des paramètres d'un sol, il est possible de modéliser la cinétique de transformations des éléments traces, de prédire leur comportement dans le temps et de déterminer l'équilibre thermodynamique d'un élément dans une condition donnée (Loneragan *et al.*, 1975). Les différentes composantes abiotiques du sol forment toutefois des interactions dynamiques avec les organismes présents dans l'environnement

pédologique tel que les plantes et les microorganismes (Fränzle *et al.*, 2007) ce qui influence fortement l'avenir et la spéciation des ET (Kabata-Pendias, 2011).

Les hydrocarbures pétroliers

Les hydrocarbures pétroliers (HP) sont des résidus pétrochimiques isolés en fonction de leurs propriétés chimiques par la distillation de la matière brute du pétrole (Van Epps, 2006). L'essence pour les voitures, par exemple, se compose de différents composés volatils comportant entre quatre et 12 atomes de carbone (HP C4-C12) alors que les molécules qui composent le diesel comportent de plus longues chaînes de 8 à 26 atomes (HP C8-C26) (Sanders *et al.*, 1997). La cinétique de dégradation des HP dans l'environnement ainsi que leur biodisponibilité sont fortement influencées par leur structure moléculaire (*i.e.* linéaire, ramifiée, aliphatique, aromatique) et leur niveau d'hydrophobicité (Semple *et al.*, 2003). Par leur nature, les HP sont non polaires et très peu hydrosolubles. Le niveau d'hydrophobicité s'exprime par le coefficient de partage octanol/eau (log Kow). Plus le log Kow est élevé plus grand est le niveau d'hydrophobicité et plus faible est la biodisponibilité (Doucette *et al.*, 1988). Certains HP sont formés de chaînes de cycles aromatiques : les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Par la complexité de leur structure, les HAP sont plus persistants dans l'environnement (Juhasz *et al.*, 2000).

L'absorption des éléments traces par les végétaux

Les éléments traces essentiels prélevés dans le sol par les végétaux sont l'azote, le phosphore, le soufre, le potassium, le calcium, le magnésium, ainsi que d'autres micronutriments : le bore,

le chlore, le cuivre, le fer, le manganèse, le nickel, le molybdène et le zinc (Ernst, 2006; Loneragan *et al.*, 1975). Pour ces éléments, une concentration métabolique optimale permet le bon déroulement des processus physiologiques alors que la déficience ou l'excès engendrera des signes de toxicité ou de carence. La fenêtre de valeurs de concentration optimale diffère fortement en fonction de l'élément. À titre d'exemple, le cuivre est généralement absorbé et mobilisé dans un ordre de concentration allant de 2 à 20 mg kg⁻¹ engendrant rapidement des signes de toxicité au-delà de ce seuil, alors que le zinc peut être accumulé à des concentrations allant dans un ordre de centaines de mg kg⁻¹ sans montrer de symptômes de toxicité (Rout *et al.*, 2009). Dans le cas de l'exposition à un élément trace non essentiel, par exemple le cadmium, le mercure, le plomb et l'arsenic, les organismes exposés peuvent démontrer une tolérance en deçà d'un niveau critique de concentration au-delà duquel des signes de toxicité sont observés en fonction de la dose de l'exposition. La toxicité diffère en fonction de l'élément, de même que le seuil de tolérance diffère en fonction de l'organisme exposé (Florence, 1983; He *et al.*, 2005; Prasad, 1995).

Le système racinaire des végétaux présente différents types de morphologies: adventives, pivotantes ou fasciculées comportant une différenciation tissulaire variant d'une espèce à l'autre. En ce sens, certaines plantes possèdent des racines qui peuvent atteindre des profondeurs considérables alors que d'autres s'étendent latéralement en surface du sol (Raven, 2007). Les mécanismes permettant aux ET de transiter de la solution du sol pour être absorbés par les racines peuvent être passifs ou actifs (métabolique). Le transport passif implique la migration des ET en suivant le gradient de concentration, allant du plus concentré vers le moins concentré, de part et d'autre de la membrane cellulaire de la cellule racinaire (Raven., 2007). Le transport métabolique des ions implique des transporteurs membranaires spécifiques nécessitant la

reconnaissance d'un ligand moléculaire afin d'activer le transport de part et d'autre de la membrane cellulaire (Taiz *et al.*, 2010). Comme les ET sont généralement en faibles concentrations dans les sols, ces transporteurs possèdent une très forte affinité avec leur ligand (Barbier-Brygoo *et al.*, 2000). Toutefois, certains ET toxiques ou non-essentiels comportent une similitude au niveau moléculaire (mimétisme) avec des ET essentiels, par exemple, l'arsenic sous sa forme d'ion arséniate (AsO_4^{-3}) est analogue aux phosphates (PO_4^{-3}) et peut être absorbé métaboliquement malgré sa toxicité (Zhao *et al.*, 2009).

Une fois à l'intérieur de la racine, les ET circulent par le cylindre cortical où ils peuvent suivre la voie symplastique (en empruntant le chemin des protoplasmes à l'intérieur des cellules) ou la voie apoplastique via les parois cellulaires (Raven, 2007). Les cellules de l'endoderme se caractérisent par une membrane contenant de la subérine formant les bandes de Caspari qui agissent sur la voie apoplastique en obligeant les ions qui y circulent à transiter vers les protoplasmes pour emprunter la voie symplastique afin de rejoindre les tissus conducteurs et être transloqués vers les parties aériennes, ce qui nécessite un transporteur membranaire (Taiz *et al.*, 2010).

Les mécanismes homéostatiques des végétaux face aux éléments traces

L'accumulation et la translocation des ET est différente d'un compartiment végétal à l'autre (racine, feuille, tige, fruits) et d'une espèce à l'autre (Antisari *et al.*, 2015; Bravo *et al.*, 2017; Kumar *et al.*, 2014). En outre, les interactions étant des processus dynamiques, la prédiction de leurs comportements dans les végétaux est d'autant plus complexe en raison d'une multitude de facteurs connexes tels que les interactions synergétiques ou antagonistes entre les éléments du

sol (He *et al.*, 2004), la composition et la différenciation des tissus de l'espèce végétale exposée (Ares *et al.*, 2018) et la plasticité phénotypique (Emamverdian *et al.*, 2015) permettant, entre autres, l'expression de gènes de résistance et de détoxification (Fränzle *et al.*, 2007; Mench *et al.*, 2009). La concentration optimale d'ET étant indépendante de leur concentration dans le milieu, les végétaux doivent user de stratégies afin d'absorber et transloquer un ratio d'éléments adéquat pour assurer l'intégrité des fonctions physiologiques (Redjala *et al.*, 2010). Le déplacement des ET est contrôlé par des acteurs cellulaires tels que des phytochélatines (Grill *et al.*, 1985) et des métallothionéines (Clemens, 2001). Ces mécanismes de contrôle moléculaire permettent la régulation des ET dans les tissus, par exemple en fournissant un ET essentiel à une protéine ou en recyclant les ET d'un organe sénescant pour les mobiliser vers d'autres tissus en développement (Clemens, 2001).

En concentration intracellulaire non adéquate, les ET peuvent avoir une multitude d'effets nuisibles, notamment : causer des dommages oxydatifs, entrer en compétition avec des métabolites essentiels pour des sites de liaisons aux ligands et moduler l'activité catalytique de certaines enzymes clés dans les cascades moléculaires (Kabata-Pendias, 2011). Les effets de l'intoxication peuvent s'observer par la réduction de la croissance aérienne et racinaire, des chloroses, des nécroses, une perte de la turgescence et la mort de la plante (Ares *et al.*, 2018; Kabata-Pendias, 2011).

Afin de maintenir une concentration cytoplasmique faible en éléments toxiques, les plantes ont recours à des stratégies telles que l'exclusion ou l'accumulation (Lambers *et al.*, 2005). La séquestration d'ET dans les vacuoles est un mécanisme important qui permet de protéger certains organes sensibles en compartimentant les ET dans d'autres tissus (Lasat, 2000).

L'accumulation des ET toxiques peut également permettre à certains végétaux de soutenir un bénéfice contre l'herbivorie (Boyd *et al.*, 1994). D'autres mécanismes d'exclusion impliquent l'immobilisation des ET dans le système racinaire ou l'excrétion des contaminants par des organes sacrifiés (Collin, 2001; Lambers *et al.*, 2005). Les complexes sous forme méthylée, en particulier le mercure et le sélénium sont excrétés par volatilisation (Kabata-Pendias, 2011).

Certaines espèces végétales métalphytes ont développé des stratégies évolutives afin de coloniser des environnements naturellement fortement chargés en métaux. Environ 400 espèces métalphytes ont été découvertes jusqu'à présent, dont certaines mauvaises herbes rencontrées en milieu urbain tel que *Silene vulgaris* (Bothe *et al.*, 2017). Mis à part ce groupe distinct, les espèces peuvent être classifiées différemment en fonction de leur habileté pour accumuler les éléments traces notamment : hyperaccumulatrice > accumulatrice > indicatrice > évitante. Ces critères de classification ne sont pas uniformes dans la littérature (van der Ent *et al.*, 2013). Pour certains auteurs, une espèce hyperaccumulatrice doit accumuler au-delà de 50 fois la teneur en élément de l'environnement (Maestri *et al.*, 2010) alors que d'autres auteurs se réfèrent plutôt au facteur de bioconcentration qui doit être plus grand que 1 (Pollard *et al.*, 2014).

Par le passé, il a été suggéré que la phytotoxicité des éléments traces tend à limiter leur accumulation dans les tissus végétaux en dessous d'un seuil potentiellement toxique pour les organismes les consommant (Murillo *et al.*, 1999). Il est maintenant démontré que les légumes de jardin peuvent contenir des concentrations nettement au-dessus des standards réglementaires (Ferri *et al.*, 2015).

L'absorption des hydrocarbures pétroliers par les végétaux

Ce sont les propriétés physico-chimiques des HP qui déterminent leur potentiel d'absorption et de translocation vers les parties aériennes. Les recherches au sujet de l'absorption et la translocation des HP s'accordent généralement sur le fait qu'ils sont faiblement, très faiblement ou pas du tout absorbés par les végétaux (Chiou *et al.*, 2001; Gao *et al.*, 2004). Certains auteurs suggèrent que la contamination de la biomasse aérienne par les HP serait davantage la résultante de la dépositions aérienne des composés volatils (Gao *et al.*, 2004). Cependant, lorsque la valeur du Log K_{ow} est située entre 0,5 et 3, les composés organiques seraient suffisamment lipophiles pour pénétrer la membrane cellulaire et suffisamment hydrosolubles pour diffuser dans les tissus végétaux, par exemple dans les tissus racinaires où ils peuvent être séquestrés (Anjum *et al.*, 2012).

1.9 Objectifs et hypothèses

Ce projet de maitrise a été réalisé sous la forme d'un banc d'essai d'espèces végétales variées et d'intérêts diversifiés (*i.e.* écologiques, ornementaux, agro-industriels et phytoremédians), cultivés dans un sol urbain à vocation industrielle comportant une contamination mixte d'éléments traces et de HAP. En raison de la nature technogénique du sol, le pH tendait vers l'alcalinité et la CEC était particulièrement élevée pour un sol d'origine minéral. La contamination du sol en éléments traces était principalement due au cuivre, au zinc, au sélénium et à l'argent présents en concentration relativement faible, mais tout de même contaminante en

fonction des critères générique sur les sols du MDDELCC¹. Un ajout de cadmium a été effectué afin d'augmenter la charge contaminante du sol. Le Cd fut choisi en raison de la mobilité de cet élément dans les plantes (Brunetti *et al.*, 2015; Irfan *et al.*, 2013; Uraguchi *et al.*, 2012) et de l'abondante littérature à son sujet en raison de sa toxicité pour l'humain (Godt *et al.*, 2006; Sljivic *et al.*, 2018). De plus, le système plante-sol a déjà été mis en cause comme facteur d'exposition (Irfan *et al.*, 2013; Kirkham, 2006), particulièrement lors de l'ingestion de végétaux contaminés (Wagner, 1993). Plusieurs plantes d'intérêt économique ont montré une aptitude à accumuler le Cd dans leurs parties aériennes, par exemple le concombre (Moreno-Caselles *et al.*, 2000), le riz (Yu *et al.*, 2006), la laitue et l'épinard (McKenna *et al.*, 1993).

Certaines espèces choisies pour le banc d'essai étaient peu documentées voire inconnues quant à leurs comportements face aux conditions édaphiques des sols urbains et aux éléments traces. Le choix des végétaux était assujéti à différentes contraintes devant être respectées. Premièrement, dans une perspective écologique, les espèces choisies devaient préférablement être indigènes ou naturalisées au Québec et deuxièmement, elles devaient être susceptibles de produire des fleurs et des fruits à l'intérieur d'une seule saison de croissance.

Les espèces choisies étaient les suivantes : fraisier ananas cultivé (*Fragaria ananassa*), framboisiers rouge (*Rubus idaeus*), morelle (*Solanum retroflexum* 'burbankii'), maïs cultivé (*Zea mays*), peuplier hybride (*Populus maximowiczii* X *nigra*), verge d'or du Canada (*Solidago canadensis*), monarde fistuleuse (*Monarda fistulosa*), onagre bisannuelle (*Oenothera biennis*),

¹ BEAULIEU, Michel. 2016. Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, ISBN 978-2-550-76171-6, 210 p.

achillée millefeuille (*Achillea millefolium*), asclépiade commune (*Asclepias syriaca*), agrostide stolonifère (*Agrostis stolonifera*), fétuque élevée (*Festuca arundinacea*), luzerne cultivée (*Medicago sativa*), moutarde indienne (*Brassica juncea*) et lin cultivé (*Linum usitatissimum*).

Les deux objectifs principaux de cette expérience sont :

- ∞ Objectif 1: Quantifier et comparer l'accumulation des éléments traces dans la biomasse aérienne des végétaux

- ∞ Objectif 2 : Déterminer le patron d'accumulation entre les différentes parties aériennes des plantes (tiges, feuilles et organes reproducteurs)

Hypothèses pour l'objectif 1

Quantifier l'accumulation des éléments traces dans la biomasse aérienne des végétaux

1. La concentration des éléments traces considérés comme des micronutriments (Cu, Zn, Se) sera plus élevée que la concentration en éléments toxiques (Ag, Cd) dans la biomasse aérienne.

2. Les espèces plus productives en termes de biomasse vont extraire une plus grande quantité d'éléments traces que les espèces moins productives.

3. La concentration en cadmium dans la biomasse de la morelle sera plus élevée que la concentration en cadmium dans la biomasse des autres espèces du dispositif.

4. Les éléments traces seront en plus faibles concentrations dans les tissus végétaux que dans le sol dans lequel ils sont cultivés *i.e.* le facteur de bioconcentration sera inférieur à 1.
5. La concentration en éléments traces dans la biomasse aérienne des végétaux sera inférieure aux standards réglementaires en vigueur (Codex Alimentarius), la majorité des végétaux ne seront donc pas considérés comme contaminés.

Hypothèses pour l'objectif 2

Déterminer le patron d'accumulation entre les différentes parties aériennes des plantes (tiges, feuilles et organes reproducteurs)

1. Les éléments seront compartimentés différemment en fonction de l'élément trace et de l'espèce végétale.
2. Le cuivre, étant impliqué dans la chaîne de transport d'électron dans la réaction photosynthétique, sera trouvé en plus grande concentration dans les feuilles que dans les autres parties (tiges et fruits).
3. La concentration en cadmium sera moins importante dans les parties reproductrices que dans les parties végétatives

Chapitre 2: Evaluation of 15 plant of interest grown in urban contaminated soil: accumulation and translocation pattern of five trace elements in the aboveground tissues

Esther Lapierre, Cédric Frenette Dussault, Frédéric E. Pitre, Michel Labrecque

Institut de recherche en biologie végétale, 4101 Sherbrooke East, Montréal,
Québec, Canada, H1X 2B2

Article en préparation pour soumission dans une revue avec comité de lecture.

2.1 Abstract

Industrial and urban activities tend to increase pollution levels in soils and generate unmanaged technosols, leading to an increase of brownfields over time and causing environmental and economical devaluation of urban areas. Green initiatives and phytotechnology, such as phytoremediation, hold great potential for the sustainable management of brownfields. One impediment to sustainable green initiatives in urban areas is the lack of alternatives for biomass growing on brownfields due to the potential contamination by trace elements in plant aboveground tissues. We conducted an experiment to quantify the accumulation and the translocation patterns of trace elements in aboveground tissues of 15 species selected for their urban predominance, ecological relevance, edibility, commercial prospective use and phytoremediation potential. Species were grown for 15 weeks in pots filled with a contaminated technosol containing Cd, Cu, Zn, Se and Ag in a tunnel greenhouse. All aboveground tissues were harvested separately and mineralized with nitric acid to be analyzed by ICP-MS. Results indicated that plants growing in contaminated urban technosol exhibited differential ability to accumulate and translocate trace elements in their aboveground biomass. A clear exclusion mechanism of Cd allocation in fruits and flowers was observed. However, Cd in edible parts was still above standard regulations for human consumption. Regarding Zn and Cu, none of the species seemed to present a potential environmental hazard or a risk for further use. Our results suggest that mustard might be a potential candidate for Se phytoremediation, maize for Cu and Zn and poplar for Cd. Proper soil and contamination characterization should be done before implementing greening initiatives to select appropriate plant species. As well, monitoring plant contamination over time should be done to take proper management decision when soil contamination is due to highly toxic elements.

Keywords: greening, phytoremediation, trace element, translocation, metal uptake, technosol, copper, zinc, selenium, silver, cadmium

2.2 Introduction

Urbanization and industrial activities generate polluted technosols (*i.e.* soils profoundly modified by human activities) presenting high risk to human health and the environment (Burghardt, 1994). Soil pollution often originates from organic contaminants, particularly hydrocarbon compounds, and trace elements such as toxic metals and metalloids that are released into the environment. The prohibitively high costs associated with the management and remediation of contaminated soils often lead to an increase in abandoned contaminated unusable brownfields, and eventually local area devaluation and depreciation (Gilderbloom *et al.*, 2016). In addition to contamination, urban soils are profoundly modified by human activities and are often constituted of a mixture of natural and man-made technogenic hard substrates (*i.e.* previously excavated or transported soil, gravel, hard rock, pavement, rubble, slag, cement, dust, industrial plant waste, traffic deposition, municipal waste) (Burghardt, 1994). Because most technogenic substrates are carbonate-rich compounds, technogenic soils tend to have neutral to alkaline pH values and higher CEC compared to pedogenic soils (Meuser, 2010). Because of the harsh edaphic conditions, urban soil tend to be colonised mostly by highly competitive plant species – mostly considered as weeds- leading to the development of urban and industrial ecosystems typical of urban brownfields (Lundholm *et al.*, 2010; Pickett *et al.*, 2001), thus accentuating land devaluation. In response to the increase of contaminated urban sites, appropriate measures must be taken to implement suitable solutions in terms of environmental, sanitary and economical perspectives. One such solution is the valorization of green approaches and citizen appropriation through local initiatives, urban landscaping and so-called phytotechnology.

Phytoremediation (*i.e.* the use of plants to decontaminate soils) has been highlighted as a promising, cost-effective, non-invasive and environmentally friendly method to manage contaminated lands without the inconvenience of moving or digging contaminated soils (Singh *et al.*, 2004). Phytoremediation systems are maintained for several years and generate large amounts of plant material that need to be harvested and treated accordingly. To improve the sustainability and economic viability of phytoremediation, alternative end-uses should be developed for plant material, such as bioproducts (Jiang *et al.*, 2015). However, valorization of the biomass produce constitutes a challenge due to the uptake of trace elements (TE) in plants, which represents a potential risk for further usage and consumption. Plant contamination in urban areas is not easily predictable (Kabata-Pendias, 2010). Mechanisms involved in TE uptake depends on plant phenotype, tolerance mechanisms and predisposition to accumulation (Clemens, 2001) but also on TE species, soil physicochemical parameters (Kabata-Pendias, 2010), severity of contamination and others TE present (Cobb *et al.*, 2000) as well as microorganisms involved in decontamination processes (Gamalero *et al.*, 2009).

The translocation of trace elements in aboveground plant biomass of spontaneous urban vegetation and indigenous North American species remained scarcely documented as well as TE accumulation in agro-industrial species grown in marginal urban soil condition. Further research is relevant to investigate urban plant responses to contaminated technosols, especially in regard to toxic TE uptake and sustainable management opportunities of brownfields. With the aim of quantifying trace element translocation and accumulation in aboveground biomass of urban plants growing on contaminated urban soil, we performed a pot experiment in a tunnel greenhouse with fifteen common plant species selected either for their urban predominance,

ecological relevance, edibility, commercial perspectives and phytoremediation potential. Knowing that larger amount of water is required from soil for fast-growing species, we presuppose that fast-growing species would accumulate greater concentration and quantity of TE than slower one, however physiological predisposition could enhance TE accumulation especially for hyperaccumulator species. We also hypothesized that exclusion mechanism would be observable within different tissues due to the toxicity of the element.

2.3 Material and method

Species selection

Fifteen species were selected to constitute the trial. From these species, a first group consisted of herbaceous-like species often with a fibrous root system were selected for their phytoremediation capabilities, particularly hydrocarbon remediation: bentgrass (*Agrostis stolonifera*), tall fescue (*Festuca arundinacea*), alfalfa (*Medicago sativa*), brown mustard (*Brassica juncea*) and common flax (*Linum usitatissimum*). A second group species were chosen for their agro-industrial use: maize (*Zea mays*) and hybrid poplar (*Populus maximowiczii* X *nigra* '104090'). Edible fruity plants formed a third group: garden strawberries (*Fragaria ananassa*), red raspberries (*Rubus idaeus*) and wonderberry (*Solanum retroflexum* 'burbankii'). A fourth group consisted of indigenous or naturalized flowering species that often spontaneously colonize urban areas and because of their ecological relevance, such as sustaining pollinator populations: common milkweed (*Asclepias syriaca*) for the fundamental role it plays to sustain monarch butterfly populations as well as other indigenous melliferous plants for their ecological

purpose to sustain pollinating insects: monarda (*Monarda fistulosa*) and primrose (*Oenothera biennis*). This group also included potential metal hyperaccumulator indigenous, which is the case for common yarrow (*Achillea millefolium*) (Radanovic *et al.*, 2001) or have been used successfully in phytoremediation systems, like goldenrod (*Solidago canadensis*) (Fu *et al.*, 2017).

Experimental design and soil parameters

A pot experiment was conducted with technosol excavated from an industrial site within the City of Montreal. The contaminated soil has been conveyed to Montréal Botanical Garden experimental growth facilities (45.561294 -73.571356) and was mechanically homogenized and allocated in five randomised experimental blocks containing 30 pots each (Figure 1). The pots were sealed with a plastic membrane to avoid water runoff. To limit growth restriction due to the limit space in the pot, each pot contained one plantlet (2 pot per block) except for the small herbaceous species which were sown together in a single pot per block. Since technogenic soils are a result of past industrial activities, their structure, physicochemical parameters and dynamic are unique to sites where they were generated. Therefore, it was unrealistic to constitute a valuable control of non-contaminated soil with exact parameters to compare TE translocation value and specific physiological respond.

Soil agronomic properties and contamination were determined following standard protocols using the ISO/IEC 17025:2005 calibration standard as shown in Table 1. PAH were analyzed using the GC-MS method, with a limit of detection (LOD) of 0.1 mg kg⁻¹. Trace element screening was performed using ICP-MS (Ag, As, Se) and ICP-OES (Ba, Cr, Co, Cu, Sn, Mn,

Mo, Ni, Pb, Se, Zn). Copper, zinc, selenium and silver were above Quebec *Land Protection and Rehabilitation Regulation*²: 77 mg kg⁻¹ (LOD 40 mg kg⁻¹), 143.4 mg kg⁻¹ (LOD 100 mg kg⁻¹), 5.2 mg kg⁻¹ (LOD 1 mg kg⁻¹), 15.42 mg kg⁻¹ (LOD 0.5 mg kg⁻¹) respectively. Soil texture was a mineral loam containing 3.6 % organic matter, 7.4 estimated pH value, cationic exchange capacity value of 30 meq/ 100 g, electric conductivity of 0,49 mS cm⁻¹. All pots were also spiked with a solution of cadmium sulfate (5 mg kg⁻¹). Cadmium was chosen because it is a mobile element with the ability to migrate in aboveground plant material, inducing low visible damages (Grant *et al.*, 1998). Cadmium is also widely studied because of its high toxicity and health hazards it induces to exposed animals and humans (Sljivic et al., 2018).

² Ministère du développement durable et de la lutte aux changements climatique; Q-2, r. 37 - Land Protection and Rehabilitation Regulation

Table 1: Soil agronomic parameters and trace elements content above Quebec Land Protection and Rehabilitation Regulation

Parameter	Value	Unit	Method	
Texture	Loam		granulometry	
pH (water)	7.44		pH meter (1:1)	
CEC	30.38	(meq)/100g	estimation	
Conductivity	0.49	mS cm ⁻¹	conductometry (1:1)	
Total nitrogen	1.4	g kg ⁻¹	combustion	
Organic matter	3.54%		loss on ignition	
Ca (Mehlich III)	11484	kg ha ⁻¹	ICP-OES	
P (Mehlich III)	53	kg ha ⁻¹	ICP-OES	
Al (Mehlich III)	501	mg kg ⁻¹	ICP-OES	
K (Mehlich III)	245	kg ha ⁻¹	ICP-OES	
Mg (Mehlich III)	515	kg ha ⁻¹	ICP-OES	
B (Mehlich III)	0.7	mg kg ⁻¹	ICP-OES	
Fe (Mehlich III)	297.4	mg kg ⁻¹	ICP-OES	
Na (Mehlich III)	301	kg ha ⁻¹	ICP-OES	
Element	LOD	Value	Units	Method
Ag	0.5	15.42	mg kg ⁻¹	ICP-MS
Cd	0.9	<LDR*	mg kg ⁻¹	ICP-OES
Cu	40	77	mg kg ⁻¹	ICP-OES
Se	1	5.2	mg kg ⁻¹	ICP-MS
Zn	100	143.4	mg kg ⁻¹	ICP-MS

Note: Prior to cadmium spiking, the soil concentration in cadmium was under limit of detection.

Plantation and harvest

Seeds and seedlings were sown and planted on June 1st and grown in a tunnel greenhouse during the whole growing season of summer 2016 (15 weeks). Each pot contained about 9.26 ± 0.45 kg of dry soil. They were watered with tap water and phytosanitary care was performed manually by removing pests with tweezer every day to limit invasion. Plant tissues *i.e.* stems, leaves and reproductive organs (flowers and/or fruits) were harvested separately according to specie's biology and life cycle. Plant material was then transported back to the lab in an icebox to be weighed fresh and frozen until further processing.



Figure 1: Illustration of the experiment. Panel 1: one experimental block; panel 2: maize (*Zea mays*); panel 3: strawberries fruits (*Fragaria ananassa*); panel 4: blooming common flax (*Linum usitatissimum*); panel 5: overview of the trial.

Trace element analysis in plant tissues

All samples were oven-dried (70 °C) to constant weight. Biomass was then calculated. Dry plant material was grinded and screened through a 40 µm mesh sieve and pooled into composite samples for a total of 5 biological replicate for each plant tissues. Samples (200 µg) were mineralized with nitric acid (HNO₃) following a two-step procedure as described in Wilson *et al.* (2005). Briefly, prior to digestion, samples were predigested overnight in 2 ml of HNO₃ 70% solution at room temperature. The next morning, predigested samples were heated for 5 hours at 120 °C to complete the mineralization. Acid blanks and tomato certified leaf standard references (SRM 1573a - Tomato Leaves) were used as controls. The mineral solution was recovered using multiple washes with extra pure water to obtain a 1:50 final dilution. All samples were then filtered using a 2 µm filter and adjusted to a final concentration of 4% (v/v) with extra pure water. Trace element content for each tissue was determined by ICP-MS using a Perkin Elmer NexION 300x apparatus. The LODs for Cu, Zn, Se, Ag and Cd were 0.002, 0.021, 0.071, 0.001, 0.005 µg L⁻¹ respectively.

Data analysis

Trace element (TE) concentrations were separately analyzed for each organ by calculating the trace element concentration within the plant tissues in mg kg^{-1} . To investigate translocation patterns, when the plant had several organ types, we calculated the ratios between the reproductive and vegetative parts as well as between leaves and stems to determine which organ accumulated the most TE within the plant. The concentration of TE was also calculated within the whole biomass of each species. Because organs were harvested separately, TE concentration within the whole plant was estimated using the TE concentration of the separated parts according to their dry weight within total biomass. With these data, we compared the relative accumulation of TE among the different species (mg kg^{-1}) as well as the phytoextraction potential, *i.e.* the quantity of TE extracted in μg per pot for each species using their biomass weight. ANOVA followed by Tukey's Honest Significant Different (HSD) tests ($\alpha= 0.05$) were performed with the SAS software to analyze all the data. Bioconcentration factor (BCF) was calculated to compare TE concentrations in the plants biomass to initial soil contamination:

$$BCF = \frac{TE (mg kg^{-1}) \text{ in plant biomass}}{Total TE (mg kg^{-1}) \text{ in soil solution}}$$

2.4 Results

Biomass

Because the trial was composed of a variety of species, significant differences on biomass production were observed amongst them, *A. syriaca* showed the smallest values (3.9 ± 0.9 g) and *Z. mays* the highest (27.5 ± 3.2 g) (Figure 2). The biomass was calculated to proceed to further analysis but was not considerate as an answer to compare species.

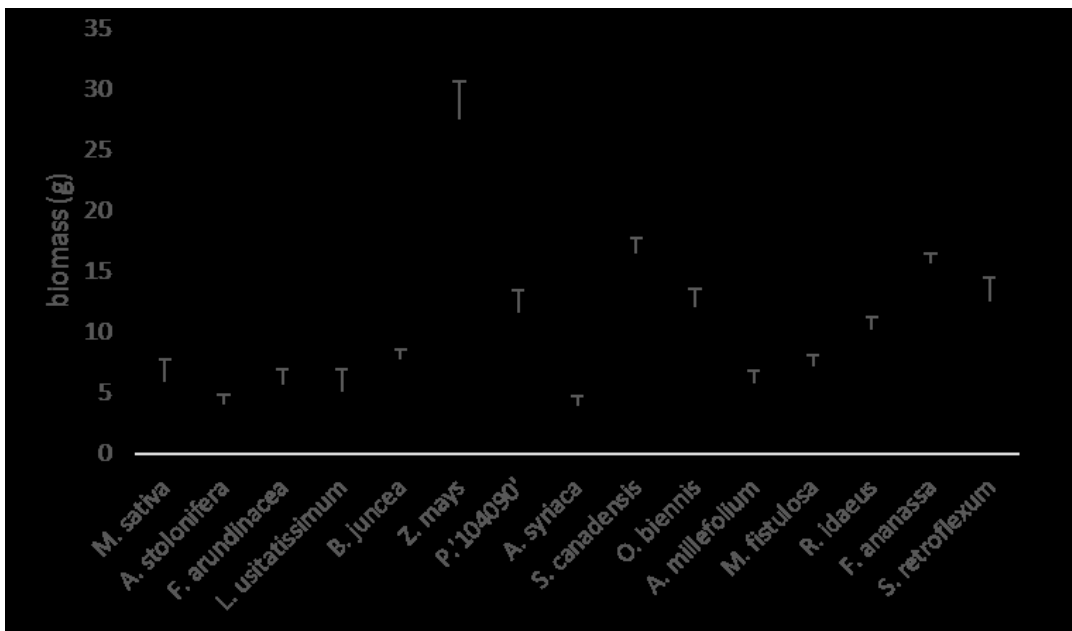


Figure 2: Aboveground biomass of 15 different species of interest for brownfield valorization grown for 15 weeks in pot filled with contaminated urban soil in a tunnel greenhouse (n=5).

Trace element concentration and allocation patterns within plant tissues

Accumulation in plant tissues

Zinc was the most accumulated element within aerial parts, followed by copper, selenium, cadmium and silver. As showed in Table 2 and illustrated in Figure 3, absolute TE concentration varied greatly between species. Cu concentration values varied from $3.1 \pm 0.3 \text{ mg kg}^{-1}$ (*Z. mays*) to $10.9 \pm 1.3 \text{ mg kg}^{-1}$ (*A. millefolium*) with significant differences between species. Zn concentration showed dispersion values ranging from $18.7 \pm 2.9 \text{ mg kg}^{-1}$ (*F. ananassa*) to $87.3 \pm 12.8 \text{ mg kg}^{-1}$ (*Populus* '104090'), significantly dominated by *Populus* '104090' followed by *A. syriaca*, *B. juncea* and *S. retroflexum* 'burbankii'. Accumulation of Se displayed a different pattern with a high and significant concentration of Se in *B. juncea* aerial tissues ($12.0 \pm 4.6 \text{ mg kg}^{-1}$) and lower and similar concentrations among the other species. For Cd, *S. retroflexum* 'burbankii' concentration of Cd in aerial tissues ($8.9 \pm 1.6 \text{ mg kg}^{-1}$) was significantly high compared to other species. *A. millefolium* ($4.9 \pm 1.7 \text{ mg kg}^{-1}$) was the second-highest Cd accumulator. Ag concentration was very low for all species: $9.6 \pm 2.8 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$ (*S. canadensis*) to $146.9 \pm 40.6 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$ (*S. retroflexum* 'burbankii') (Figure 3).

Table 2: Concentration of trace elements translocated in different tissues of 15 species grown in pots filled with contaminated urban soil.

Plant tissue	Cu mg kg ⁻¹	Zn mg kg ⁻¹	Se mg kg ⁻¹	Ag mg kg ⁻¹	Cd mg kg ⁻¹
<i>M. sativa</i>					
Shoot (total biomass)	8.18 ± 0.49abc	49.22 ± 3.93cd	1.61 ± 0.46c	0.014±0.004e	0.80 ± 0.18ef
<i>A. stolonifera</i>					
Shoot (total biomass)	7.68 ± 1.41bcd	38.88 ± 8.38de	3.09 ± 1.00bc	0.070 ± 0.034bc	0.70 ± 0.19ef
<i>F. arundinacea</i>					
Shoot (total biomass)	4.93 ± 0.82e	22.07 ± 3.11def	2.19 ± 1.24bc	0.045 ± 0.010cd	2.09 ± 0.47cd
<i>L. usitatissimum</i>					
Shoot	6.28 ± 1.14	31.15 ± 6.27	3.63 ± 2.64	0.026±0.009	2.39 ± 0.90
Reproductive	17.95 ± 4.83	72.06 ± 14.33	3.56 ± 1.94	0.018±0.011	1.03 ± 0.41
Total biomass	9.60 ± 1.66ab	42.15 ± 5.55cde	3.67 ± 2.33bc	0.025±0.007de	1.98 ± 0.78cd
<i>B. juncea</i>					
Shoot	3.399 ± 0.71	77.77 ± 14.32	9.23 ± 4.30	0.063 ± 0.018	3.99 ± 0.81
Leaves	12.63 ± 2.29	104.77 ± 47.91	17.97 ± 4.50	0.078 ± 0.009	2.01 ± 0.39
Reproductive	9.27 ± 0.90	68.22 ± 13.52	13.95 ± 5.05	0.021 ± 0.007	1.52 ± 0.71
Total biomass	6.823 ± 0.88bcde	73.33 ± 12.42ab	11.11 ± 4.63a	0.041 ± 0.011cd	2.63 ± 0.48c
<i>Z. mays</i>					
Shoot	2.23 ± 0.19	85.68 ± 20.07	1.44 ± 0.67	0.031 ± 0.012	0.35 ± 0.07
Leaves	2.50 ± 0.30	44.12 ± 12.00	1.13 ± 0.42	0.037 ± 0.012	0.57 ± 0.12
Reproductive	7.30 ± 0.70	82.13 ± 8.68	4.65 ± 1.61	0.080 ± 0.015	0.28 ± 0.05
Total biomass	3.09 ± 0.31f	62.66 ± 10.60bc	1.76 ± 0.78c	0.041 ± 0.006cd	0.45 ± 0.08fg
<i>P. 104090</i>					
Shoot	6.53 ± 1.19	83.60 ± 8.26	1.26 ± 0.26	0.018±0.002	3.94 ± 0.37
Leaves	4.56 ± 0.65	88.76 ± 16.03	3.69 ± 1.18	0.008±0.004	2.57 ± 0.46
Total biomass	5.21 ± 0.77de	87.27 ± 12.75a	2.88 ± 0.84bc	0.011±0.003e	3.02 ± 0.40c
<i>A. syriaca</i>					
Shoots	9.85 ± 6.77	168.13 ± 23.36	1.83 ± 0.69	0.170 ± 0.048	3.42 ± 0.94
Leaves	9.37 ± 2.94	48.09 ± 8.79	4.96 ± 1.26	0.113 ± 0.017	0.56 ± 0.20
Total biomass	9.42 ± 3.79ab	77.66 ± 7.08ab	4.17 ± 0.99b	0.127 ± 0.020a	1.24 ± 0.26de
<i>S. canadensis</i>					
Shoot	4.11 ± 1.03	63.69 ± 18.63	1.27 ± 0.36	0.008 ± 0.002	0.31 ± 0.15
Leaves	5.33 ± 1.19	39.01 ± 4.61	3.19 ± 0.78	0.020 ± 0.019	0.40 ± 0.34
Reproductive	12.33 ± 1.28	37.41 ± 7.88	2.52 ± 0.60	0.007 ± 0.002	0.17 ± 0.08
Total biomass	6.20 ± 0.71cde	47.07 ± 8.43cd	2.43 ± 0.60bc	0.014 ± 0.009e	0.33 ± 0.18fg
<i>O. biennis</i>					
Shoot	2.12 ± 0.17	24.20 ± 3.37	1.21 ± 0.09	0.026±0.003	0.17 ± 0.03
Leaves	2.77 ± 0.24	33.16 ± 5.03	5.04 ± 0.70	0.032±0.003	0.22 ± 0.04
Reproductive	8.03 ± 0.59	52.03 ± 1.97	5.49 ± 0.86	0.015±0.002	0.09 ± 0.02
Total biomass	4.55 ± 0.32ef	36.99 ± 1.97de	3.74 ± 0.68bc	0.023±0.001de	0.15 ± 0.03g

<i>A. millefolium</i>					
Shoot (total biomass)	10.94 ± 1.30a	33.50 ± 2.21def	3.41 ± 0.92bc	0.107 ± 0.045ab	4.86 ± 1.65b
<i>M. fistulosa</i>					
Shoot	4.18 ± 0.25	25.28 ± 6.93	1.08 ± 0.14	0.028±0.012	0.65 ± 0.15
Leaves	5.95 ± 0.70	45.42 ± 9.53	3.26 ± 0.54	0.024±0.015	0.44 ± 0.11
Total biomass	5.46 ± 0.64de	39.55 ± 9.75de	2.60 ± 0.40bc	0.025±0.013de	0.50 ± 0.13fg
<i>R. idaeus</i>					
Shoot	6.70 ± 0.70	53.40 ± 3.94	1.66 ± 0.16	0.023±0.006	1.01 ± 0.36
Leaves	6.69 ± 0.99	34.51 ± 2.50	2.90 ± 0.57	0.013 ± 0.006	0.54 ± 0.13
Total biomass	6.60 ± 0.75bcde	39.33 ± 3.97de	2.59 ± 0.53bc	0.015 ± 0.006e	0.66 ± 0.20ef
<i>F. ananassa</i>					
Shoot	6.27 ± 0.84	21.96 ± 7.16	1.39 ± 0.16	0.025±0.006	0.50 ± 0.24
Leaves	6.01 ± 2.04	22.07 ± 3.11	2.13 ± 0.92	0.013±0.006	0.32 ± 0.17
Reproductive	5.40 ± 0.50	12.14 ± 1.74	1.75 ± 0.62	0.007±0.001	0.32 ± 0.16
Total biomass	5.73 ± 1,00cde	18.70 ± 2.87f	1.88 ± 0.69bc	0.012±0.003e	0.21 ± 0.10fg
<i>S. retroflexum</i>					
Shoot	5.98 ± 2.40	125.74 ± 31.01	1.26 ± 0.41	0.235 ± 0.017	11.68 ± 1.61
Leaves	12.66 ± 2.64	34.19 ± 2.96	5.44 ± 2.46	0.309 ± 0.060	16.47 ± 2.90
Reproductive	10.75 ± 0.66	41.11 ± 5.84	2.11 ± 0.97	0.032 ± 0.013	5.57 ± 3.09
Total biomass	9.48 ± 0.48ab	69.70 ± 14.05ab	2.19 ± 0.77bc	0.147 ± 0.041a	8.86 ± 1.64a

Note: This table shows TE content according to plants tissues and total biomass. The statistical analysis (ANOVA followed by Tukey Honest Significant Different (HSD) with a significance level of $P=0.05$) has been performed. Different letters indicate significant differences between species according to the TE concentration in total biomass.

*roots were not analyzed

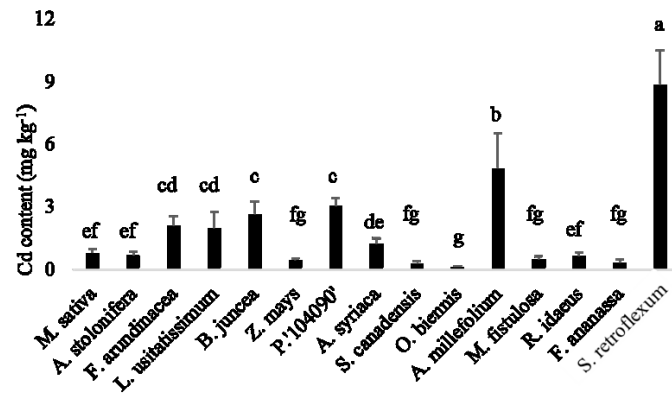
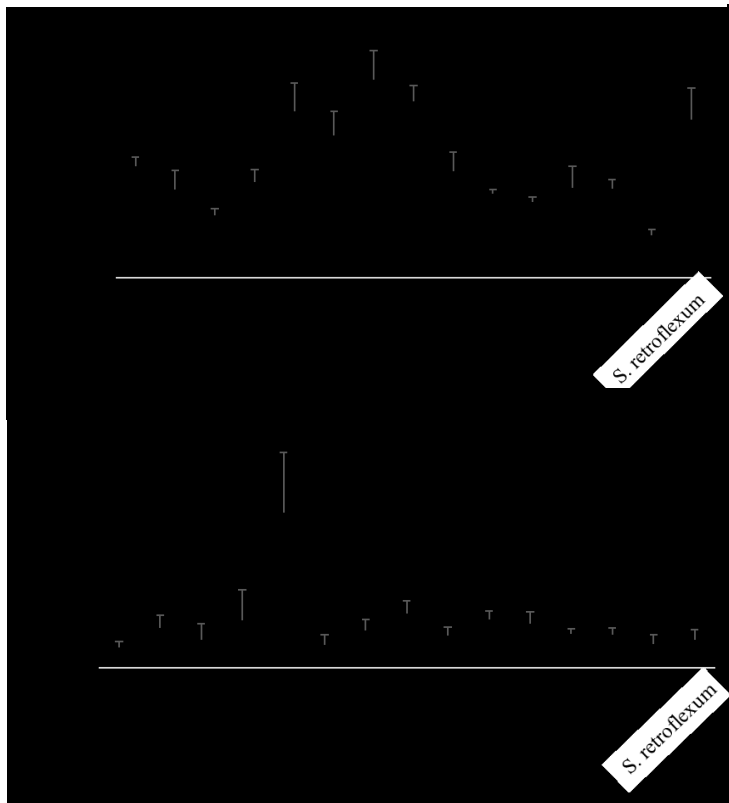
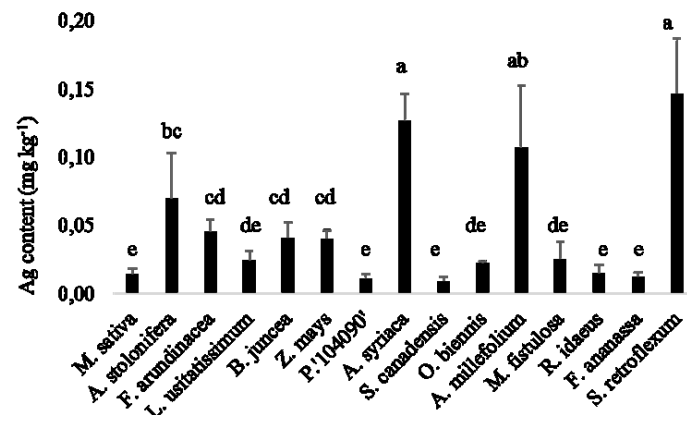
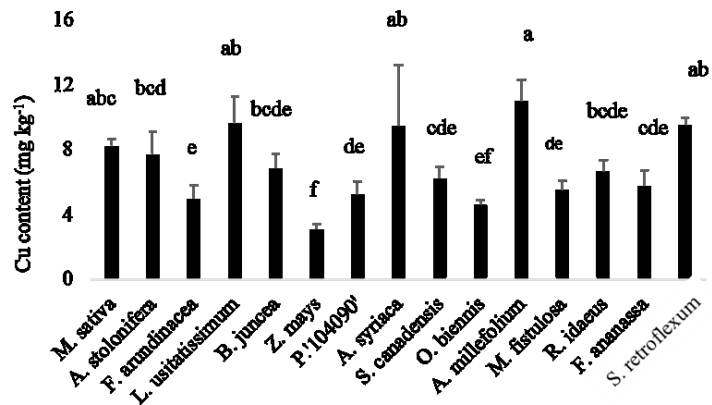


Figure 3: Concentration of five traces elements regulated by *Quebec Land Protection and Rehabilitation Regulation* within the aerial biomass of 15 species grown in urban contaminated soil.

Translocation pattern

To determine which organ accumulated the most TE, the allocation pattern has been calculated according to tissues concentration showed in Table 2. Allocation pattern of the TE varied greatly as TE accumulated differently in the diverse plant tissues according to plant species (Table 3). Further analyses on the ratio between TE concentration in leaves versus in stems as well as the ratio between TE concentration in fruits/flower versus in shoot (including leaves and stems) revealed different allocation patterns within plant biomass of each species (Table 3). Despite the great variability in TE allocation pattern between species, there was no significant difference between Cu ratio in reproductive/vegetative parts ($p=0.0110$) within species that developed reproductive organs. Different pattern was observed for Zn, as well as Se translocation. For Zn translocation, ratio shows that *S. retroflexum* has translocated less Zn in stem than leaves as well as less Zn in the fruits when compared to the overall vegetative parts, suggesting that stems was the main compartment for this element whereas Se was more translocated in leaves. Allocation of Se was greater in reproductive part for *Z. mays*. No significant difference was observed within Cd reproductive/vegetative ratio among species that developed fruits or flowers ($p=0.1323$), suggesting that species of the trial that share similar allocation pattern for this element. Results showed that accumulation was greater in reproductive tissues for *L. usitatissimum* (Cu, Zn), *O. biennis* (Cu, Zn, Se), and *Z. mays* (Cu, Se, Ag).

Table 3: Ratio of concentration for five elements regulated by Quebec *Land Protection and Rehabilitation Regulation* between tissues of 15 species grown in urban contaminated soil.

	Cu ratio F/V	Cu ratio L/S	Zn ratio F/V	Zn ratio L/S	Se ratio F/V	Se ratio L/S	Ag ratio F/V	Ag ratio L/S	Cd ratio F/V	Cd ratio L/S
<i>M. sativa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>A. stolonifera</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>F. arundinacea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>L. usitatissimum</i>	1.84ab	-	1.70a	-	1.03c	-	0.64b	-	0.53a	-
<i>B. juncea</i>	1.36ab	2.71a	0.93abc	1.15a	1.17bc	1.61ab	0.49b	1.17a	0.54a	0.55bc
<i>Z. mays</i>	2.78a	0.99cd	1.15ab	0.61b	2.74a	0.92d	1.96a	1.05ab	0.62a	1.19a
<i>Populus '1040901'</i>	-	0.87d	-	1.01a	-	1.28bc	-	0.64c	-	0.84ab
<i>A. syriaca</i>	-	1.02cd	-	0.61b	-	1.19cd	-	0.89abc	-	0.43c
<i>S. canadensis</i>	1.30ab	1.21bc	0.57c	0.90ab	1.04bc	1.33bc	0.54b	1.22a	0.58a	0.86ab
<i>O. biennis</i>	1.8ab	1.17bc	1.41a	1.21a	1.47b	1.96a	0.64b	1.13ab	0.61a	1.17a
<i>A. millefolium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>M. fistulosa</i>	-	1.09cd	-	1.16a	-	1.25bc	-	0.91abc	-	0.88ab
<i>R. ideaus</i>	-	0.99cd	-	0.88ab	-	1.12cd	-	0.84abc	-	0.84ab
<i>F. ananassa</i>	0.95b	0.97cd	0.65bc	0.99a	0.93c	1.07cd	0.56b	0.77bc	0.92a	0.87ab
<i>S. retroflexum</i>	1.13b	1.51b	0.60c	0.36c	0.93c	2.11a	0.22c	1.19a	0.57a	1.27a

Note: this table illustrates the translocation pattern of five elements regulated by Quebec *Land Protection and Rehabilitation Regulation* in the aboveground tissues of 15 species grown in urban contaminated soil. Translocation pattern is illustrated by the ratio of TE in the different plant tissues. Leaves and stems of small herbaceous species were not separated. Not all species produced reproductive organs. F/V = concentration of the TE in reproductive organs (fruits or flowers) divided by the concentration within the vegetative part (leaves and stems together). L/S= concentration of TE in the leaves divided by the concentration in stems. A ratio >1 signifies a higher content in the numerator. Different letter shows significant difference among species for the same element.

Potential for phytoextraction

Phytoextraction potential results (TE extracted in μg) varied from relative concentration among species according to the biomass produced and varied greatly among species (Figure 4). Phytoextraction values show that Zn was the most phytoextracted element with a mean value of $512.2 \pm 20.9 \mu\text{g}$ per pot (all species combined) followed by Cu ($62 \pm 26.5 \mu\text{g}$ per pot), Se ($30.2 \pm 20.9 \mu\text{g}$) and Cd ($17.3 \pm 26.9 \mu\text{g}$). Phytoextraction of Ag was very weak for all species *i.e.* between $0.1 \mu\text{g}$ to $1.8 \mu\text{g}$ per pot. Quantity of Zn extracted varied from $158.3 \mu\text{g}$ for *F. arundinacea* to $1734.1 \mu\text{g}$ for *Z. mays*. For this element, *Z. mays* have extracted significant amount compare to other species. For copper, quantity extracted varied from $27.8 \mu\text{g}$ for *F. arundinacea* to $118.1 \mu\text{g}$ for *S. retroflexum* 'burbankii'. Species showing the highest result for copper phytoextraction were *S. retroflexum* 'burbankii' ($118.1 \pm 15.8 \mu\text{g}$) and *S. canadensis* ($102.6 \pm 15.8 \mu\text{g}$). For Cd, quantities extracted varied from $1.8 \mu\text{g}$ for *O. biennis* to $108.1 \mu\text{g}$ for *S. retroflexum* 'burbankii'. Phytoextraction results were significantly high for *S. retroflexum* 'burbankii', *Populus* '104090' and *A. millefolium* in comparison to the other species. According to the results of TE concentration, *B. juncea* showed the highest Se phytoextraction value ($92.2 \mu\text{g}$) other species extracted Se in a range from $9.9 \mu\text{g}$ for *M. sativa* to $48.1 \mu\text{g}$ for *Z. mays*.

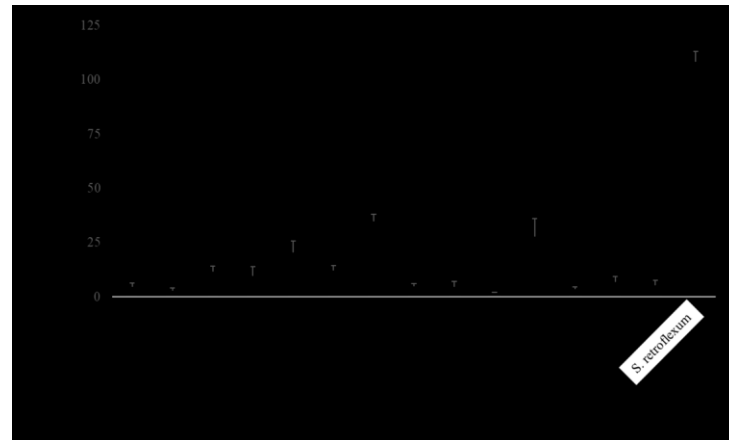
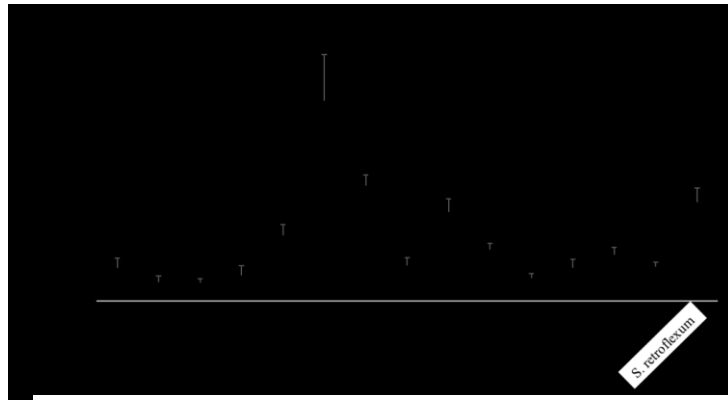
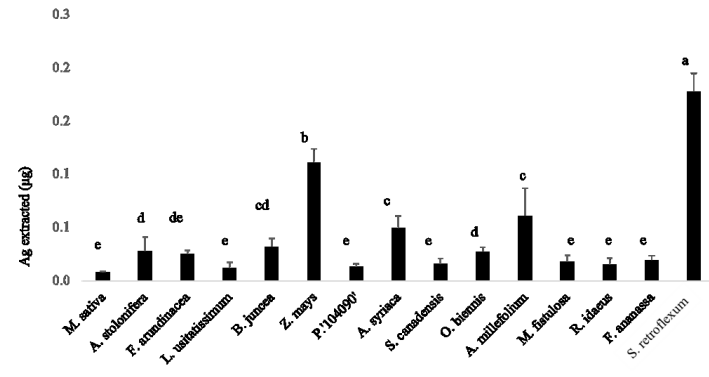
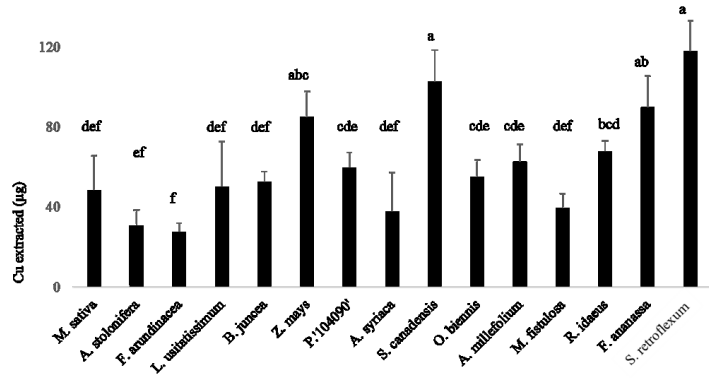


Figure 4: Extracted quantities of five trace elements (µg) regulated by provincial *Land Protection and Rehabilitation Regulation*, in aboveground tissues of 15 species grown in contaminated urban soil

Bioconcentration factor analysis

BCF values over 1 show a higher concentration in plant tissues. According to our analyses BCF show that most species have very low bioconcentration results, except for Cd in *S. retroflexum* 'burbankii', and for Se in *B. juncea*. The BCF value of 0.97 for Cd in *A. millefolium* indicates a similar concentration in soil and plant biomass (Table 3).

Table 4 : bioconcentration factor of 5 elements regulated by Quebec Land Protection and Rehabilitation Regulation in the aboveground biomass of 15 species grown in pots filled with contaminated urban soil

Species	Cu	Zn	Se	Ag	Cd
<i>M. sativa</i>	0.11	0.34	0.31	< 0.01	0.16
<i>A. stolonifera</i>	0.10	0.27	0.60	0.01	0.14
<i>F. arundinacea</i>	0.06	0.19	0.42	< 0.01	0.42
<i>L. usitatissimum</i>	0.13	0.29	0.71	< 0.01	0.40
<i>B. juncea</i>	0.09	0.51	2.31	< 0.01	0.53
<i>Z. mays</i>	0.04	0.44	0.34	< 0.01	0.09
<i>Populus</i> '104090'	0.07	0.61	0.55	< 0.01	0.61
<i>A. syriaca</i>	0.12	0.54	0.80	0.01	0.25
<i>S. canadensis</i>	0.08	0.33	0.48	< 0.01	0.06
<i>O. biennis</i>	0.06	0.26	0.72	< 0.01	0.03
<i>A. millefolium</i>	0.14	0.23	0.66	0.01	0.97
<i>M. fistulosa</i>	0.07	0.28	0.50	< 0.01	0.10
<i>R. idaeus</i>	0.09	0.27	0.50	< 0.01	0.13
<i>F. ananassa</i>	0.07	0.13	0.36	< 0.01	0.04
<i>S. retroflexum</i> 'burbankii'	0.12	0.49	0.42	0.01	1.77

2.5 Discussion

Overview of TE uptake for plants selected as candidates for phytoremediation

We conducted a trial with 15 species of interest for their agro-industrial prospective, phytoremediation potential, and ecological relevance in pots filled with an urban contaminated technosol. Looking at TE uptake, none of the herbaceous species (*M. sativa*, *A. stolonifera*, *F. arundinacea*, *L. usitatissimum*) except *B. juncea* have accumulated higher TE concentrations compared to the other species. Looking at the BCF of Cu, Zn, Se and Ag for none of the species accumulated TE in sufficient concentration to be considered contaminated with exception of *B. juncea*, a member of the *Brassicaceae* family, whose members are known to be Se hyperaccumulator (Hanson *et al.*, 2003). These results could, in part, be explained by the high pH value and CEC of the technogenic soil, limiting the release of free ions in the soil solution since ions would be more bioavailable in a more acidic soil (Kabata-Pendias, 2011).

Fast-growing species such as *Z. mays* (Wuana *et al.*, 2010) as well as poplars (Castro-Rodríguez *et al.*, 2016) have been cited as agro-industrial candidates for the combine production of biofuel and phytoremediation purposes. We initially expected that species producing more biomass like them would show higher trace elements content in terms of relative concentration in their aboveground tissues in comparison to other species because of highness water requirement. Because water is absorbed from soils solution we hypothesise more water absorption could contribute to the exposure of higher concentration of TE. Our result of TE accumulation showed that *Z. mays* did not hyperaccumulated TE regarding to the relative concentration. However, the phytoextraction rate (*i.e.* relative concentration of TE relativized with weight of biomass)

suggests that *Z. mays* performed better than the other species for zinc phytoextraction ($1734.1 \pm 405 \mu\text{g}$). Poplar, which is often cited as a candidate for phytoremediation but presents some limitation because of the relatively low rate of extraction (Michels *et al.*, 2018; Zárubová *et al.*, 2015) showed a significant translocation of Cd compared to other species, but not hyperaccumulation *per se*. These results are consistent with previous evidences highlighted in literature advocating the use of not-hyperaccumulator but fast-growing species like poplar in phytoremediation system (Gerhardt *et al.*, 2017; Pajević *et al.*, 2016). Fast growing species such as *Z. mays* and *Populus* '104090' had growth restriction because of the pot dimension that also may induced stress and mineral deficiency. For this reason, we cannot anticipate what would have been their phytoextraction result in the field.

Copper

Copper is a microelement involved in photosynthesis, respiration, disease resistance and metabolism of carbohydrate and nitrate compounds (Kabata-Pendias, 2011). A concentration oscillating around 6 mg kg^{-1} was the expected mean value for this element in plant tissues (Lazar, 2003). Optimal concentrations is usually below 20 mg kg^{-1} since Cu may have harmful effect on plants when found in higher amounts (Song *et al.*, 2004). Deficiency is often displayed in soil with pH over 7 (Barker *et al.*, 2015), which is the case for most urban technosols. According to this soil situation, Cu in plant tissues was very low considering the soil Cu content when looking to the BCF. Concentration was far from contamination levels and was found in normal concentration in all plant tissues. The species with the highest concentration compared to others were *A. millefolium*, *A. syriaca*, *S. retroflexum* 'burbankii' and *L. usitatissimum*. The

lowest concentration of Cu was found in *Z. mays*. Accumulation in maize roots as a mechanism of exclusion have been seen in the past (Ouzounidou *et al.*, 1995).

In terms of translocation pattern, leaves were expected to accumulate significantly higher copper concentration in comparison to other tissues since the copper-containing plastocyanin enzyme is essential to electron transfers between cytochrome *b₆f* of photosystem II to photosystems I in the photosynthesis reaction, chloroplasts are known to be the main compartment for copper (Fernandes *et al.*, 1991). Our results suggest that translocation pattern differed greatly among species when comparing ratio of leaves and stems concentrations. Translocation of Cu was mostly to the leaves for *B. juncea*, *S. retroflexum* 'burbankii', *S. canadensis* and *O. biennis*. When comparing vegetative to reproductive organ, we observed that Cu concentrations were sometimes higher in reproductive parts rather than in vegetative ones, particularly in the case of maize. These results seem to suggest a translocation to the reproductive part for the species that have produced flowers and fruits. A previous studies have showed a tendency for Cu accumulation in reproductive organ likely to differ among species (Kabata-Pendias, 2011). However, the plants tested in this trial presented chlorosis, and yellow hue, suggesting lower photosynthesis reaction (Majer *et al.*, 2010). Perhaps the apparent highest concentration of copper in reproductive organs rather than leaves was a consequence of the lowest photosynthesis reaction rather than an accumulation in reproductive parts of plants that was affected by the soils conditions.

Zinc

Zinc is an essential micronutrient required for hundreds of macromolecules related to many enzyme (e.g. phosphatases, dehydrogenases, RNA and DNA polymerase) associated with

diverse physiological functions (Barker et al., 2015). Expected relative Zn concentration values is about 20 mg kg⁻¹ (Lazar, 2003), but can also be accumulated in high concentration without toxicological prevalence (Nagajyoti *et al.*, 2010). High pH, as well as high concentration of sodium, calcium and magnesium in soil tends to enhance Zn deficiency in plants (Barker et al., 2015). Because of the technogenic origin of the soil, these elements were present in high concentration leading to high CEC as well as high pH.

Our results show that Zn was the most translocated element, but tissue concentration was normal in all the species tested and no hyperaccumulation occurred. Looking to relative concentration values, poplar (*Populus* '104090'), common milkweed (*A. syriaca*), wonderberries (*S. retroflexum* 'burbankii'), and mustard (*B. juncea*) were the species that accumulated most Zn in their aboveground biomass. However, concentrations were extremely low in plant tissues comparing with hyperaccumulator plant such as *Noccaea caerulescens* that could accumulate Zn to concentration up to >1% of dry matter (Reeves *et al.*, 2001). Concentration in plant tissues was also very low when comparing with similar experiment different edaphic condition: like species from genus *Rubus* and *Solidago* (Yoon *et al.*, 2006), as well as *Zea Mays* and *Linum usitatissimum* (Kos *et al.*, 2003) and for *Festuca. arundinacea* (Rizzi *et al.*, 2004). Similar concentrations were still obtained with others *Brassica* species (Kos *et al.*, 2003).

Looking to translocation pattern, our results shows significant differences between species. When comparing vegetative organ, Zn was more allocated in leaves for *B. juncea* and *F. ananassa* and in stems for *R. idaeus*, *S. retroflexum* 'burbankii' and *A. syriaca*. When comparing reproductive to vegetative for species that have produced fruits or flowers, *Z. mays*, *L. usitatissimum* and *O. biennis* seems to translocate more Zn to reproductive part. These results

corroborate with the fact that Zn is an essential element used in many processes and will be allocated differently according to different species physiologies (Hafeez *et al.*, 2013).

Selenium

Selenium is not an essential nutrient in plants and can have harmful effects if present in excess concentration (White, 2016). Rapid bioaccumulation of Se in the food chain can rapidly reach levels that cause serious toxic and teratogenic effects on wildlife, especially in aquatic ecosystems (Lemly, 2004). As a non-metallic element in group VIa of the periodic table, Se shares physical and chemical resemblance with sulfur, and thus can share biochemical pathways (Sors *et al.*, 2005). Our results have shown significantly higher concentrations of Se in all parts of *B. juncea* in comparison to other species as well as a higher extraction rate and a higher BFC compared with all the other species. In fact, several *Brassicaceae* species are known to be sulfur-accumulating plants (White, 2016), using this element to synthesize dimethyldisulfide (DMDS), the volatile compound responsible for the characteristic odour and flavour of *Brassicaceae*. Thus, *Brassicaceae* members are also known as Se hyperaccumulator (Ellis *et al.*, 2003) since DMDS is built from sulfur, the selenium isologous form is dimethyldiselenide (DMDS_{Se}) (Sors *et al.*, 2005) which corroborate why the mustard extract such high concentration of Se. Despite soil alkaline pH and high CEC, Se BCF of 2.31 in mustard biomass shows a clear bioconcentration of Se in the aboveground tissues suggesting that mustard would be a good candidate for Se phytoremediation even in urban alkaline soil. Regarding among other species, concentration in plant biomass seems low and uniform. Because Se is biochemically similar to sulfur (S), low concentration in plant biomass can be explained by looking to S requirement in plant since S is one essential element, but one of the lowest require (Gilbert, 1951).

Translocation ratios showed that Se allocation was greater in leaves for most of the species tested excepted for maize. Our result suggest that maize translocated more Se to the reproductive organs rather than vegetative part (ratio of 2.78).

Silver

Silver has a low mobility in soils when pH is higher than 4 and is known as one of the most phytotoxic metals to plants (Kabata-Pendias, 2010). Studies involving plants grown in silver mine tailing showed root Ag immobilisation as an exclusion mechanism (Ratte, 1999) while Smith and Carson reported concentration ranges of Ag in plant tissues from 0.03 to 0.5 mg kg⁻¹ which support the low silver relative concentrations observed in this study (Smith *et al.*, 1977).

Cadmium

To assess the potential toxicity of plants growth in urban contaminated area, we spiked the soil with Cd, a non-essential and a harmful element for most living organisms (Perronnet *et al.*, 2000). In plants, cadmium is very mobile and can be easily accumulated, resulting in deleterious effects on human health when consuming contaminated plant (Liu *et al.*, 2013; Muchuweti *et al.*, 2006). Substantial research has been conducted on crop species Cd accumulation. Plant families can be classified according to their Cd accumulating capabilities: low accumulators (*Fabaceae*), moderate accumulators (*Poaceae*, *Liliaceae*, *Cucurbitaceae* and *Apiaceae*) and high accumulators (*Amaranthaceae*, *Solanaceae* and *Asteraceae*) (Grant *et al.*, 1998). During this trial, two species were selected as potential Cd hyperaccumulator. One is a member of the *Asteraceae* family, *A. millefolium* a potential metal hyperaccumulator (Radanovic *et al.*, 2001) found in unfavorable conditions (Warwick *et al.*, 1982). The other is a member of the *Solanaceae* family: *S. retroflexum* 'burbankii', an edible relative to *Solanum nigrum* which is a

known Cd hyperaccumulator (Rehman *et al.*, 2017). As hypothesise, these two potential hyperaccumulators were the species with the highest Cd accumulation in terms of relative concentration as well as phytoextraction and they had the highest BCF compare to others. Our result suggests that *S. retroflexum* 'burbankii' was the species with the biggest contamination of the two candidates. The concentration was still low when comparing with Cd extraction in previous experiments in more acidic soil for *S. retroflexum* 'burbankii' (Sun *et al.*, 2008), others *Populus spp.* (Komárek *et al.*, 2008; Robinson *et al.*, 2000), but was still consistent for *Z. mays* and *L. usitatissimum* (Kos *et al.*, 2003).

To tolerate non-essential elements such as Cd, plants use a variety of accumulation or exclusion mechanisms (Kabata-Pendias, 2010). One allocation pattern remained common between species is the avoidance of Cd in reproductive parts to protect the embryo from the toxicity of Cd and enhance the descendant chance of survival (Bothe *et al.*, 2017; Di Toppi *et al.*, 1999). In accordance with the literature, Cd was less concentrated in reproductive organs, for all species that developed flowers and/or fruit. This result shows a clear exclusion mechanism shared by all the species tested to limit toxic levels of non-essential elements in seeds to ensure viability of the descendants.

Plant growth and survival

The impact of pollution on plants may cause diverse stress symptoms *i.e.* chlorosis, biomass reduction and life stages phase decalage. However, some plants can also present any qualitative noticeable changes (Zvereva *et al.*, 2010). During the growing season, life stage cycle and stress symptoms were observed and compared qualitatively with a related trial within the tunnel greenhouse composed with the same experimental species but cultivated in potting soil. Stress

symptoms were visually apparent for most species and had various manifestations including germination inhibition, growth inhibition, chlorosis and purple or grey hue leaf blade and petiole. However, *A. syriaca*, *Populus* '104090', *S. canadensis* and *F. ananassa* did not or barely displayed noticeable stress symptoms. We notice also that the life cycle seemed to have been altered for some species, resulting in earlier flowering for some and later flowering for others when comparing to the plants grown in the healthy soil. Because of the technogenic origin of the soil, it was not possible to replicate a non-contaminated control block with the exact same agronomic parameters. De facto, it was not possible to discriminate between PAH, trace elements, soil structure or chemical composition what caused such stress symptoms.

2.6 Conclusion

Our study showed that plants growing in a contaminated urban technosol exhibited differential ability to translocate TE in their aboveground tissues. There was a clear exclusion mechanism in terms of Cd allocation in reproductive tissues. Nevertheless, when compared to Codex Alimentarius standards, Cd concentration exceeds recommendations for all edible plant tissues produced during this trial. Beside Cd, none of the plant species seemed to represent a potential risk to consumers by accumulating any high TE concentrations in their tissues. More investigation has to be performing to find sustainable alternative to valorize biomass produced in urban site and brownfield such as compost, bioproduct or fibers. Despite alkaline pH and high CEC, potential Cd hyperaccumulator species (*S. retroflexum* 'burbankii' and *A. millefolium*) did accumulate TE at concentrations similar to soil contamination. Moreover, a BCF value of 2.31 for the hyperaccumulator species *B. juncea*, indicated a clear bioaccumulation. In more

acidic soils conditions, with high TE mobility, perhaps greater bioconcentration of TE could be expected (Kabata-Pendias, 2010). Further research, looking at different soil conditions and plant species could be performed to provide a better understanding of plant TE accumulation in technosols.

Greening initiatives should not be avoided on urban contaminated soils, considering that environmental services provided by plants generally greatly surpass the risk associated with TE plant contamination (Krasny *et al.*, 2014; McDonnell *et al.*, 2016). However, proper soil characterization should be done before implementing phytoremediation or greening initiatives in order to select appropriate plant species and avoid hyperaccumulator.

Acknowledgement— This work was supported by Ville de Montréal and by the Green Municipal Fund of the Federation of Canadian Municipalities. Specialized facilities were provided by Institut de recherche en biologie végétale as well as the Department of Chemistry of University of Montreal and Montreal botanical garden.

Chapitre 3: discussion et conclusion

3.1 Discussion

Ce banc d'essai avait pour but de quantifier la concentration en éléments traces dans les parties aériennes d'espèces végétales variées et d'intérêts diversifiés (*i.e.* écologiques, ornementaux, agro-industriels, candidat potentiel pour la phytoremédiation) ayant été cultivées dans un sol urbain contaminé ainsi que de déterminer les patrons d'allocation des éléments traces dans les parties aériennes (feuilles, tiges et organes reproducteurs).

Premièrement, il est important de souligner que deux grandes méthodes se chevauchent dans le domaine de la phytoremédiation, l'une préconisant l'utilisation d'espèces hyperaccumulatrices (Yang *et al.*, 2005), l'autre préconisant l'utilisation d'espèces à croissance rapide et à forte biomasse. Ces méthodes font donc appel à deux concepts distincts permettant la phytoextraction des éléments du sol *i.e.* le potentiel d'accumulation (en termes de concentration relative) et le potentiel d'extraction en termes de quantité réelle extraite en fonction de la concentration et de la biomasse produite.

Dans le cas de l'utilisation d'espèces hyperaccumulatrices, l'extraction des éléments se fait de manière plus concentrée dans un volume moindre en fonction de la biologie d'espèces *hyperaccumulatrices* ou *hyperaccumulatrice facultatives* ayant développé des mécanismes évolutifs de tolérance, souvent au détriment de la production de biomasse (Baker *et al.*, 1989; Bothe *et al.*, 2017). L'usage de végétaux à croissance rapide, tels que les saules ou les peupliers,

peut potentiellement permettre l'extraction d'une quantité nette plus importante d'éléments traces en raison de la biomasse plus importante générée par le peuplement, ce qui permet d'extraire la charge contaminante dans un plus grand volume. La concentration relative à l'intérieur des tissus reste variable en fonction de l'aptitude du végétal à accumuler les éléments traces (Pulford *et al.*, 2003). Il était donc possible d'émettre plusieurs hypothèses pouvant sembler contradictoires *a priori* en raison des différents mécanismes évoqués.

Retour sur les hypothèses pour l'objectif 1 : La quantification de l'accumulation des éléments traces dans la biomasse aérienne des végétaux

1. La concentration relative en éléments traces considérés comme des micronutriments sera plus élevée que la concentration en éléments toxiques dans la biomasse aérienne

Il est important de définir la notion de «contamination par les *éléments traces*» qui englobe à la fois des éléments essentiels (micronutriments) et non essentiels (éléments toxiques) (Kabata-Pendias, 2011). Dans le cas des éléments traces essentiels tels que le Cu et le Zn, une concentration optimale permet le bon fonctionnement des processus physiologiques alors que la déficience ou l'excès d'un seuil de concentration critique engendrera des symptômes de toxicité ou de carence (Römkens *et al.*, 1999; Rout *et al.*, 2009). Lors d'une contamination par un élément trace essentiel, la charge contaminante est donc de nature quantitative (*i.e.* due à l'excès de l'élément). Lors de la contamination du sol par un élément toxique (*i.e.* non essentiel) comme le cadmium, l'exposition, même à très faible dose, engendre des risques de toxicité. En matière

de pollution et en fonction du risque d'exposition, la charge contaminante doit être réduite au minimum (Godt et al., 2006; Sljivic et al., 2018).

Lors de cette expérience, le sol était initialement contaminé en Zn, Cu, Se et Ag. En ce qui concerne l'argent, l'occurrence de cet élément dans l'environnement est assez faible. De plus, en dépit de sa grande toxicité pour les végétaux, au-dessus d'une valeur de pH de 4, l'Ag tend à former des complexes insolubles dans les sols. Toutefois, de récentes études suggèrent que les nanoparticules d'Ag ont des effets non négligeables sur l'environnement et la santé (Panyala *et al.*, 2008). Du Cd fut ajouté en concentration modérée, soit : 5 mg kg⁻¹ (correspondant au niveau « b » de l'*annexe I du règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains contaminés*) afin d'inclure un élément toxique dont le risque d'exposition est susceptible d'induire des symptômes aigus ou chroniques sur la santé humaine. De plus, le cadmium est fortement documenté en raison de sa mobilité dans les systèmes sols-plantes (Prasad, 1995) où il se lie à des phytochélatines et des transporteurs de faible affinité (Brunetti et al., 2015; Uraguchi et al., 2012). Selon Environnement Canada³, sa prévalence dans l'environnement est majoritairement associée à des activités industrielles, par exemple : le raffinage métallique, la production de batteries et les traitements anticorrosion.

Une des hypothèses était que les concentrations d'éléments traces considérés comme des micronutriments seraient plus élevées que les éléments non essentiels dans la biomasse aérienne. Les résultats ont corroboré cette tendance; en calculant la concentration moyenne d'ET dans la biomasse de toutes les espèces confondues, la concentration relative en Zn était nettement

³ Canadian Environmental Protection Act Priority Substances List Assessment Report, Cadmium and its Compounds

supérieure, suivi du $\text{Cu} > \text{Se} > \text{Cd} > \text{Ag}$. Les valeurs de concentration en ET essentiels concordaient avec ce qui était attendu « normalement » dans la biomasse aérienne (normalement faisant référence à des conditions de croissance adéquate pour les végétaux). En effet, il est bien ardu de définir une condition normale de croissance en raison de la complexité et de la diversité des types de sols (Canadian Agricultural Services., 1998) ainsi que par la complexité et la diversité des espèces végétales.

Ceci étant dit, le Zn est associé à une panoplie de processus biochimiques en étant intégré dans la machinerie cellulaire par le biais de macromolécules diverses telles que des enzymes clés impliquées dans des cascades moléculaires (Barker *et al.*, 2015), il est donc compréhensible que les concentrations en zinc soient plus élevées en comparaison aux autres éléments. À l'instar du Zn, le cuivre est un micronutriment nécessaire au bon fonctionnement des processus biochimique, mais requis en moins grande concentration (Fernandes *et al.*, 1991). Les concentrations en Se et Ag concordaient aussi avec la fenêtre de valeurs de concentration attendues. Dans le cas de l'Ag, les concentrations attendu étaient bien en deçà de 1 mg kg^{-1} (Smith *et al.*, 1977). La valeur de concentration maximale en Ag dans la biomasse aérienne était de $0,14 \text{ mg kg}^{-1}$ (*Solanum retroflexum* "burbankii").

2. Les espèces plus productives vont extraire une plus grande quantité d'éléments traces que les espèces moins productives.

En plus d'extraire une plus grande quantité nette d'ET en raison d'une plus importante biomasse en fin de saison, une hypothèse était que les espèces à croissance plus rapide accumuleraient davantage d'éléments (en termes de concentration) en raison d'une plus forte absorption racinaire ce qui concentre les ET. Une plus forte concentration racinaire pourrait donc favoriser

une plus importante translocation vers les parties aériennes. Cette hypothèse a été réfutée par les résultats de concentration relative illustrée à la Figure 3. Les résultats suggèrent que les espèces ayant la plus importante biomasse n'ont pas accumuler d'avantage d'ET (maïs et fraisier) ce qui suggère que la concentration aérienne en ET pourrait relever davantage de mécanismes physiologiques plutôt que par absorption passive, toutefois les données à ce sujet sont incomplètes. Cette réflexion est corroborée par le fait que les deux espèces choisies en raison de leur prédisposition pour accumuler le Cd (l'achillée millefeuille et la morelle) ont été celles présentant les concentrations les plus élevées pour cet élément. De plus, la moutarde est connue pour l'hyperaccumulation de sélénium. Pour cet élément, la moutarde est l'espèce ayant montré la plus forte concentration telle qu'illustrée à la Figure 3.

Plusieurs facteurs peuvent expliquer ce phénomène. Dans un premier temps, tel que souligné en raison de la nature technogénique du sol, le pH tendait vers l'alcalinité et la CEC était particulièrement élevée pour un sol d'origine minéral, deux conditions contribuant à diminuer grandement la mobilité des ET (Bravo et al., 2017) ce qui nécessite davantage de mécanismes actifs pour l'absorption des éléments. À ce titre, il aurait été intéressant de quantifier la concentration racinaire en ET puisque cette valeur est directement reliée à la capacité d'absorption du végétal. L'analyse de la concentration dans les tissus racinaires aurait permis d'attester si les espèces comportant une plus importante biomasse aérienne absorbaient davantage d'éléments indépendamment des mécanismes d'allocation des ET vers les parties aériennes. Cette information ne permet toutefois pas de discriminer entre l'absorption passive et active.

La concentration racinaire nous aurait également permis de calculer le *facteur de translocation*, soit le coefficient exprimé par la concentration d'un élément transloqué dans la biomasse aérienne sur la concentration restée dans la biomasse racinaire. En effet, il est bien connu que les racines jouent un rôle important dans les mécanismes d'exclusion par le stockage des éléments traces (Baker, 1981; Lambers et al., 2005). Une proportion importante des ET a donc peut-être été stabilisée dans les systèmes racinaires des végétaux.

La capacité de phytoextraction (*i.e.* potentiel d'extraction réel) des espèces a été calculée en multipliant la concentration des ET dans les parties aériennes par le poids de la biomasse sèche. Ceci étant dit, l'expérience par son dispositif en pots tendait à limiter la croissance des végétaux. Les résultats de phytoextraction montrent donc un indice de la capacité des espèces à extraire les ET, mais sous-estiment la capacité de phytoextraction réelle en raison de la limitation de croissance exercée par la présence du pot. Lors de cette expérience, les espèces comportant une concentration aérienne significativement plus importante en ET (moutarde pour le Se et morelle pour le Cd) ont également été les espèces ayant extrait la plus grande quantité de ces éléments par pot. Néanmoins, en raison de la limitation de croissance faisant pression sur les espèces à forte biomasse, il n'est pas possible de comparer le potentiel de phytoremédiation réel des végétaux au banc d'essais. En effet, en condition expérimentale de terrain, une espèce à plus forte biomasse telle que le maïs ou le peuplier comporterait un rendement de phytoextraction supérieur en raison d'une production de biomasse plus importante. Les résultats permettent tout de même d'identifier le maïs à titre de candidat prometteur pour la phytoextraction du Cu et Zn et le peuplier comme candidat pour la phytoextraction du Cd.

3. La concentration en cadmium dans la biomasse de la morelle sera plus élevée que la concentration en cadmium dans la biomasse des autres espèces du dispositif.

Parmi les espèces du banc d'essai, la morelle (*Solanum retroflexum* 'burbankii') a été sélectionnée en raison du potentiel d'accumulation du Cd par les *Solanaceae* (Grant *et al.*, 1998). Par exemple, la morelle noire (*Solanum nigrum*), une espèce apparentée, est documentée comme étant une plante hyperaccumulatrice de Cd (Rehman *et al.*, 2017). Les résultats de l'accumulation en Cd sont très clairs, *Solanum retroflexum* 'burbankii' est l'espèce ayant concentré le plus de Cd en comparaison aux autres (Figure 3 et Tableau 2).

4. Les éléments traces seront en plus faibles concentrations dans les tissus végétaux que dans le sol dans lequel ils sont cultivés *i.e.* le facteur de bioconcentration sera inférieur à 1.

Les conditions édaphiques sont des facteurs importants à considérer lors l'implantation de projets de verdissement (Gill *et al.*, 2007). Une caractérisation adéquate du sol (*e.g.* le type de sol et ses principaux paramètres physico-chimiques, la nature de la contamination, la sévérité et la profondeur) est nécessaire afin d'établir un plan de gestion de terrain approprié (Dufresne, 2013). Les sols urbains comportent des niveaux de contamination variables en fonction de l'historique du terrain. En outre, bien que les conditions édaphiques soient variables d'un site à un autre, certains paramètres physico-chimiques sont communs aux technosols urbains, en particulier les valeurs de pH tendant vers l'alcalinité (Burghardt *et al.*, 2015) puisqu'ils ont la caractéristique commune d'être en partie constitués de matériaux techniques riches en

carbonates (Burghardt, 1994). La biodisponibilité des éléments traces pour les plantes est fortement influencée par leur solubilité, elle-même grandement influencée par les paramètres chimiques du sol. Le pH de 7.44 du sol ainsi que la CEC particulièrement élevée (Tableau 1) pourrait en partie expliquer les résultats de BCF de la contamination végétale. En effet, une hypothèse était que les végétaux seraient moins contaminés que le sol dans lequel ils ont été cultivés. Ce fut le cas pour la grande majorité des espèces qui présente de faibles BCF à l'exception de la morelle et de la moutarde qui montrent des valeurs de BFC >1, donc une bioaccumulation du Cd et du Se respectivement. En d'autres conditions, par exemple un sol plus acide, les résultats auraient pu varier grandement, entraînant peut-être une bioaccumulation accrue des ET en raison d'une plus grande biodisponibilité. Au terme de cette expérience et en fonction des conditions édaphiques du technosol, il est donc possible de conclure que la grande majorité des espèces comportaient une charge en ET en dessous des valeurs de contamination du sol.

Retour sur l'objectif 2 : Déterminer le patron d'accumulation entre les différentes parties aériennes des plantes (tiges, feuilles et organes reproducteurs)

1. Les éléments seront compartimentés différemment en fonction de l'élément trace et de l'espèce végétale.

En ce qui concerne le patron de translocation, les résultats varient significativement en fonction de l'espèce et de l'élément trace. Tel que mentionné précédemment, le Zn est impliqué dans une panoplie de processus biochimiques, ce qui pourrait en partie expliquer la grande variation pour les patrons d'allocation de cet élément. En regardant les ratios d'allocation pour le zinc, les

résultats pour la moutarde montrent plus de Zn dans les parties végétatives que dans les fruits et davantage dans les feuilles que dans les tiges. Pour le maïs le Zn serait davantage dans les organes reproducteurs, de même que pour le lin et l'onagre. Pour le framboisier et l'asclépiade, le Zn était majoritairement présent dans les tiges. En ce qui concerne les fraisiers, le Zn était majoritairement dans les feuilles alors que pour la morelle le Zn était majoritairement alloué dans les tiges. En ce qui concerne le Se, la moutarde allouait davantage cet élément vers les parties végétatives, et davantage dans les feuilles que dans les tiges. Pour le maïs et l'onagre, le Se était davantage alloué vers les organes reproducteurs. Le ratio entre les feuilles et les tiges montre que le Se était surtout transloqué vers les feuilles pour la majorité des végétaux.

2. Le cuivre, étant impliqué dans la chaîne de transport d'électron dans la réaction photosynthétique, sera trouvé en plus grande concentration dans les feuilles que dans les autres parties (tiges et fruits).

Les principaux compartiments connus du Cu sont les chloroplastes (Lepp, 1981) en raison de son implication dans la réaction de la photosynthèse (Barker et al., 2015). Pour ce qui est du ratio d'allocation du Cu entre les feuilles et les tiges, les résultats montrent deux fois plus (ratio= 2,71) de Cu dans les feuilles de moutarde de quand les tiges. Le ratio feuille/tige est également plus élevé dans le cas de la verge d'or et de l'onagre. Pour les autres végétaux dont les feuilles et les tiges ont été récolté séparément, les ratios montrent une allocation assez similaire entre les deux compartiments. Ce qui était très surprenant est le patron d'allocation légèrement supérieur du Cu vers les organes reproducteurs pour toutes les espèces ayant développé des fleurs ou des fruits. L'hypothèse d'une inhibition de la photosynthèse en raison du stress induit par l'environnement édaphique semble être plausible pour expliquer ce phénomène étant donné

la présence de chloroses et la couleur jaunâtre du feuillage des végétaux (Majer et al., 2010). Selon cette piste de réflexion, l'impression d'une allocation du cuivre vers les tissus reproducteurs serait donc plutôt la conséquence d'une diminution de l'activité photosynthétique.

3. La concentration en cadmium sera moins importante dans les parties reproductrices que dans les parties végétatives

Pour le cadmium, l'hypothèse était que les organes reproducteurs comporteraient une concentration moins élevée que les organes végétatifs en raison de mécanismes d'exclusion visant à favoriser la translocation de l'élément vers les feuilles et tiges afin de préserver la descendance, tel qu'observé chez les espèces accumulatrices d'éléments non essentiels (van der Ent *et al.*, 2013). Cette hypothèse s'est vue confirmée par l'analyse des résultats de translocation puisque toutes les espèces du dispositif ayant produit des organes reproducteurs comportaient une concentration moins élevée en Cd dans leurs fleurs ou leurs fruits. Toutefois, en fonction de la grande toxicité du Cd, la concentration dans les organes comestibles était au-dessus des recommandations émises par la commission *Codex Alimentarius* de l'Organisation des Nations Unies (seuil établi à 0,05 mg kg⁻¹ pour les fruits et 0,1 mg kg⁻¹ pour les pousses, feuilles et tiges comestibles) pour l'ensemble des espèces du banc d'essai.

3.2 Conclusion

L'expérience a été réalisée sous la forme d'un banc d'essai d'espèces végétales variées et d'intérêts diversifiés (*i.e.* écologique, ornemental, agro-industriel et phytoremédiant) cultivés sur des sols industriels pollués. Bien que nous déconseillions fortement l'implantation d'espèces comestibles en terrain contaminé, la majorité des espèces n'étaient pas considérées contaminées

mis à part pour le cadmium, qui était en concentration supérieure quant aux recommandations en vigueur, pour l'ensemble des espèces du dispositif. À terme, cette expérience a démontré la faisabilité de l'ajout d'espèces à valeur ajoutée dans un contexte de phytoremédiation ou de verdissement de terrains urbains, d'autant plus que la reconnaissance des infrastructures vertes en milieu urbain s'imbrique dans une vision globale d'aménagement durable tout en permettant de bénéficier de certains services écosystémiques.

Une caractérisation des sols est cependant primordiale afin de sélectionner de manière éclairée les espèces adaptées en fonction de la nature de la contamination et de l'intention derrière le projet (phytoextraction de métaux, support à la bioremédiation de contaminants organiques, simple embellissement du secteur, etc.). L'acquisition de plus amples connaissances en matière d'aménagement urbain durable par la végétalisation des villes pourrait servir à l'élaboration d'outils de modélisation de la cinétique de l'absorption et de la translocation des éléments dans les végétaux. Pour ce faire, une méta-analyse de la contamination des végétaux issus de terrains contaminés aux conditions édaphiques variées pourrait être réalisée.

De plus, le sol étant une matrice dynamique en relation avec les organismes y vivant, un paramètre important à considérer est le changement des paramètres physico-chimique au fil du temps. En effet, les végétaux modifient les conditions du sol, par l'entremise de leurs exsudats racinaires; ils tendent à l'acidifier afin de solubiliser les ET essentiels (Jones, 1998) en collaboration avec les microorganismes leur étant associés (Lambers et al., 2009). Puisque l'acidification des sols tend à augmenter la mobilité des éléments traces, il est donc important de suivre leur évolution dans le temps ainsi que d'effectuer des suivis afin de déterminer la contamination des végétaux poussant en milieux contaminés.

Les conséquences de l'industrialisation et de l'urbanisation sur l'environnement sont bien réelles. L'utilisation de systèmes végétalisés dans les villes pour en atténuer les impacts est un concept émergent et innovateur dont les bénéfices pour le bien commun, les alternatives pour la valorisation de la biomasse (*i.e.* biocarburant, bioproduits, etc.) et les retombées économiques sont encore à explorer. Ce banc d'essai a permis d'entrevoir le potentiel du verdissement urbain vu sous cet angle et de « *mettre la table* » vers de nouvelles avenues dans le domaine des infrastructures vertes.

3.3 Bibliographie

- Anjum, N. A., Pereira, M. E., Ahmad, I., Duarte, A. C., Umar, S., & Khan, N. A. (2012). *Phytotechnologies: Remediation of Environmental Contaminants*: CRC Press.
- Antisari, L. V., Carbone, S., Gatti, A., Vianello, G., & Nannipieri, P. (2015). Uptake and translocation of metals and nutrients in tomato grown in soil polluted with metal oxide (CeO₂, Fe₃O₄, SnO₂, TiO₂) or metallic (Ag, Co, Ni) engineered nanoparticles. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(3), 1841-1853.
- Ares, Á., Itouga, M., Kato, Y., & Sakakibara, H. (2018). Differential Metal Tolerance and Accumulation Patterns of Cd, Cu, Pb and Zn in the Liverwort *Marchantia polymorpha* L. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 100(3), 444-450.
- Audet, P., & Charest, C. (2007). Heavy metal phytoremediation from a meta-analytical perspective. *Environmental pollution*, 147(1), 231-237.
- Baize, D., & Sterckeman, T. (2001). Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. *Sci Total Environ*, 264(1-2), 127-139.
- Baker, A., & Brooks, R. (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1(2), 81-126.
- Baker, A. J. M. (1981). Accumulators and excluders -strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition*, 3(1-4), 643-654. doi:10.1080/01904168109362867
- Barbier-Brygoo, H., Vinauger, M., Colcombet, J., Ephritikhine, G., Frachisse, J.-M., & Maurel, C. (2000). Anion channels in higher plants: functional characterization, molecular

structure and physiological role. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Biomembranes*, 1465(1–2), 199-218. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0005-2736\(00\)00139-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0005-2736(00)00139-5)

Barker, A. V., & Pilbeam, D. J. (2015). *Handbook of Plant Nutrition, Second Edition*: CRC Press.

Beausoleil, M., & Price, K. (2010). *Concentrations de plomb et de HAP mesurées dans les légumes de certains jardins communautaires de Montréal*: Direction de santé publique, Agence de la santé et des services sociaux de Montréal.

Bisone, S. (2012). *Décontamination de sols contaminés par du cuivre du zinc et des HAP provenant de déchets métallurgiques*. Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique,

Bothe, H., & Słomka, A. (2017). Divergent biology of facultative heavy metal plants. *Journal of Plant Physiology*, 219, 45-61. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jplph.2017.08.014>

Boyd, R. S., & Martens, S. N. (1994). Nickel hyperaccumulated by *Thlaspi montanum* var. *montanum* is acutely toxic to an insect herbivore. *Oikos*, 21-25.

Bravo, S., Amorós, J., Pérez-de-los-Reyes, C., García, F., Moreno, M., Sánchez-Ormeño, M., & Higuera, P. (2017). Influence of the soil pH in the uptake and bioaccumulation of heavy metals (Fe, Zn, Cu, Pb and Mn) and other elements (Ca, K, Al, Sr and Ba) in vine leaves, Castilla-La Mancha (Spain). *Journal of Geochemical Exploration*, 174, 79-83.

Brooks, R. P., Wardrop, & Heller., D. (2013). *Mid-Atlantic freshwater wetlands: advances in wetlands science, management, policy, and practice*: Springer Science & Business Media.

Brunetti, P., Zanella, L., De Paolis, A., Di Litta, D., Cecchetti, V., Falasca, G., . . . Cardarelli, M. (2015). Cadmium-inducible expression of the ABC-type transporter AtABCC3 increases phytochelatin-mediated cadmium tolerance in *Arabidopsis*. *Journal of experimental botany*, 66(13), 3815-3829.

- Burghardt, W. (1994). Soils in urban and industrial environments. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 157(3), 205-214. doi:10.1002/jpln.19941570308
- Burghardt, W., Morel, J. L., & Zhang, G.-L. (2015). Development of the soil research about urban, industrial, traffic, mining and military areas (SUITMA). *Soil Science and Plant Nutrition*, 61(sup1), 3-21.
- Canadian Agricultural Services. (1998). *The Canadian system of soil classification*. (0660174049). NRC Research press.
- Castro-Rodríguez, V., García-Gutiérrez, A., Canales, J., Cañas, R. A., Kirby, E. G., Avila, C., & Cánovas, F. M. (2016). Poplar trees for phytoremediation of high levels of nitrate and applications in bioenergy. *Plant biotechnology journal*, 14(1), 299-312.
- Chesworth, W. (2008). Encyclopedia of soil science.
- Chiou, C. T., Sheng, G., & Manes, M. (2001). A partition-limited model for the plant uptake of organic contaminants from soil and water. *Environmental Science & Technology*, 35(7), 1437-1444.
- Clemens, S. (2001). Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. *Planta*, 212(4), 475-486. doi:10.1007/s004250000458
- Cobb, G. P., Sands, K., Waters, M., Wixson, B. G., & Dorward-King, E. (2000). Accumulation of heavy metals by vegetables grown in mine wastes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(3), 600-607.
- Collin, P. (2001). L'adaptation au milieu chez les plantes vasculaires. *L'Année Biologique*, 40, 21-42.
- Courchesne, F., Turmel, M.-C., Cloutier-Hurteau, B., Constantineau, S., Munro, L., & Labrecque, M. (2017). Phytoextraction of soil trace elements by willow during a

- phytoremediation trial in Southern Québec, Canada. *International journal of phytoremediation*, 19(6), 545-554.
- Di Toppi, L. S., & Gabbriellini, R. (1999). Response to cadmium in higher plants. *Environmental and Experimental Botany*, 41(2), 105-130.
- Doucette, W. J., & Andren, A. W. (1988). Estimation of octanol/water partition coefficients: Evaluation of six methods for highly hydrophobic aromatic hydrocarbons. *Chemosphere*, 17(2), 345-359. doi:[https://doi.org/10.1016/0045-6535\(88\)90226-3](https://doi.org/10.1016/0045-6535(88)90226-3)
- Dufresne, M. (2013). *Les technologies de traitement des sols contaminés: Lesquelles sont durables?* , éditeur non identifié,
- Dupont, R. R. (1993). Fundamentals of bioventing applied to fuel contaminated sites. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 12(1), 45-53.
- Ellis, D. R., & Salt, D. E. (2003). Plants, selenium and human health. *Current opinion in plant biology*, 6(3), 273-279. doi:[https://doi.org/10.1016/S1369-5266\(03\)00030-X](https://doi.org/10.1016/S1369-5266(03)00030-X)
- Emamverdian, A., Ding, Y., Mokhberdorran, F., & Xie, Y. (2015). Heavy metal stress and some mechanisms of plant defense response. *The Scientific World Journal*, 2015.
- Ernst, W. H. (2006). Evolution of metal tolerance in higher plants. *For Snow Landsc Res*, 80(3), 251-274.
- Fernandes, J., & Henriques, F. (1991). Biochemical, physiological, and structural effects of excess copper in plants. *The botanical review*, 57(3), 246-273.
- Ferri, R., Hashim, D., Smith, D. R., Guazzetti, S., Donna, F., Ferretti, E., . . . Lucchini, R. G. (2015). Metal contamination of home garden soils and cultivated vegetables in the province of Brescia, Italy: Implications for human exposure. *Science of the Total Environment*, 518-519, 507-517. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.072>

- Florence, T. M. (1983). Trace element speciation and aquatic toxicology. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 2(7), 162-166. doi:[https://doi.org/10.1016/0165-9936\(83\)87023-X](https://doi.org/10.1016/0165-9936(83)87023-X)
- Fränzle, S., Markert, B., & Wünschmann, S. (2007). Dynamics of trace metals in organisms and ecosystems: prediction of metal bioconcentration in different organisms and estimation of exposure risks. *Environmental pollution*, 150(1), 23-33.
- Fu, W., Huang, K., Cai, H.-H., Li, J., Zhai, D.-L., Dai, Z.-C., & Du, D.-L. (2017). Exploring the Potential of Naturalized Plants for Phytoremediation of Heavy Metal Contamination. *International Journal of Environmental Research*, 11(4), 515-521.
- Gamalero, E., Lingua, G., Berta, G., & Glick, B. R. G. R. (2009). Beneficial role of plant growth promoting bacteria and arbuscular mycorrhizal fungi on plant responses to heavy metal stress. *Canadian Journal of Microbiology*, 55(5), 501-514. doi:10.1139/w09-010
- Gao, Y., & Zhu, L. (2004). Plant uptake, accumulation and translocation of phenanthrene and pyrene in soils. *Chemosphere*, 55(9), 1169-1178.
- Gerhardt, K. E., Gerwing, P. D., & Greenberg, B. M. (2017). Opinion: Taking phytoremediation from proven technology to accepted practice. *Plant Science*, 256, 170-185. doi:<https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2016.11.016>
- Gilbert, F. A. (1951). The place of sulfur in plant nutrition. *The botanical review*, 17(9), 671-691.
- Gilderbloom, J. I., Meares, W. L., & Riggs, W. (2016). How brownfield sites kill places and people: an examination of neighborhood housing values, foreclosures, and lifespan. *Journal of Urbanism: International Research on Placemaking and Urban Sustainability*, 9(1), 1-18.
- Gill, S. E., Handley, J. F., Ennos, A. R., & Pauleit, S. (2007). Adapting cities for climate change: the role of the green infrastructure. *Built environment*, 33(1), 115-133.

- Gobat, J. M., Aragno, M., & Matthey, W. (2010). *Le sol vivant: bases de pédologie, biologie des sols*: Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Godt, J., Scheidig, F., Grosse-Siestrup, C., Esche, V., Brandenburg, P., Reich, A., & Groneberg, D. A. (2006). The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health. *Journal of occupational medicine and toxicology*, *1*(1), 22.
- Grant, C., Buckley, W., Bailey, L. D., & Selles, F. (1998). Cadmium accumulation in crops. *Canadian Journal of Plant Science*, *78*(1), 1-17.
- Grasmück, D., & Scholz, R. W. (2005). Risk Perception of Heavy Metal Soil Contamination by High-Exposed and Low-Exposed Inhabitants: The Role of Knowledge and Emotional Concerns. *Risk Analysis*, *25*(3), 611-622.
- Grill, E., Ernst, L. W., & Zenk, M. H. (1985). Phytochelatins: The Principal Heavy-Metal Complexing Peptides of Higher Plants. *Science*, *230*(4726), 674-676.
- Guidi Nissim, W., Hasbroucq, S., Kadri, H., Pitre, F. E., & Labrecque, M. (2015). Potential of selected Canadian plant species for phytoextraction of trace elements from selenium-rich soil contaminated by industrial activity. *International journal of phytoremediation*, *17*(8), 745-752.
- Hafeez, B., Khanif, Y., & Saleem, M. (2013). Role of zinc in plant nutrition-a review. *American journal of experimental Agriculture*, *3*(2), 374.
- Hanson, B., Garifullina, G. F., Lindblom, S. D., Wangeline, A., Ackley, A., Kramer, K., . . . Pilon-Smits, E. A. (2003). Selenium accumulation protects *Brassica juncea* from invertebrate herbivory and fungal infection. *New Phytologist*, *159*(2), 461-469.
- He, P. P., Lv, X. Z., & Wang, G. Y. (2004). Effects of Se and Zn supplementation on the antagonism against Pb and Cd in vegetables. *Environment International*, *30*(2), 167-172. doi:[https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00167-3](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00167-3)

- He, Z. L., Yang, X. E., & Stoffella, P. J. (2005). Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 19(2), 125-140. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2005.02.010>
- Irfan, M., Hayat, S., Ahmad, A., & Alyemeni, M. N. (2013). Soil cadmium enrichment: Allocation and plant physiological manifestations. *Saudi journal of biological sciences*, 20(1), 1-10.
- Janhäll, S. (2015). Review on urban vegetation and particle air pollution–Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment*, 105, 130-137.
- Jiang, Y., Lei, M., Duan, L., & Longhurst, P. (2015). Integrating phytoremediation with biomass valorisation and critical element recovery: a UK contaminated land perspective. *Biomass and Bioenergy*, 83, 328-339.
- Jones, D. L. (1998). Organic acids in the rhizosphere—a critical review. *Plant and soil*, 205(1), 25-44.
- Juhasz, A. L., & Naidu, R. (2000). Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: a review of the microbial degradation of benzo [a] pyrene. *International biodeterioration & biodegradation*, 45(1), 57-88.
- Kabata-Pendias, A. (2010). *Trace elements in soils and plants*: CRC press.
- Kabata-Pendias, A. (2011). *Trace elements in soils and plants* (4th ed.. ed.). Boca Raton: Boca Raton : CRC Press.
- Kirkham, M. (2006). Cadmium in plants on polluted soils: effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. *Geoderma*, 137(1-2), 19-32.
- Komárek, M., Tlustoš, P., Száková, J., & Chrastný, V. (2008). The use of poplar during a two-year induced phytoextraction of metals from contaminated agricultural soils.

Environmental pollution, 151(1), 27-38.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.03.010>

- Kördel, W. (1997). Fate and effects of contaminants in soils as influenced by natural organic material -status of information. *Chemosphere*, 35(1), 405-411. doi:10.1016/S0045-6535(97)00165-3
- Kos, B., Greman, H., & Lestan, D. (2003). Phytoextraction of lead, zinc and cadmium from soil by selected plants. *Plant Soil and Environment*, 49(12), 548-553.
- Kothe, E., & Varma, A. (2012). *Bio-geo interactions in metal-contaminated soils* (Vol. 31): Springer Science & Business Media.
- Krasny, M. E., Russ, A., Tidball, K. G., & Elmqvist, T. (2014). Civic ecology practices: Participatory approaches to generating and measuring ecosystem services in cities. *Ecosystem Services*, 7, 177-186. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.11.002>
- Kretzschmar, R., & Sticher, H. (1997). Transport of humic-coated iron oxide colloids in a sandy soil: influence of Ca²⁺ and trace metals. *Transport of humic-coated iron oxide colloids in a sandy soil: influence of Ca²⁺ and trace metals*, 31(12), 3497-3504.
- Kumar, V., & Chopra, A. K. (2014). Accumulation and Translocation of Metals in Soil and Different Parts of French Bean (*Phaseolus vulgaris* L.) Amended with Sewage Sludge. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 92(1), 103-108. doi:10.1007/s00128-013-1142-0
- Lambers, Lambers, H., & Colmer, T. D. (2005). *Root Physiology: from Gene to Function*.
- Lambers, H., Mougel, C., Jaillard, B., & Hinsinger, P. (2009). Plant-microbe-soil interactions in the rhizosphere: an evolutionary perspective. *Plant and soil*, 321(1-2), 83-115.

- Lasat, M. (2000). Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substance Research*, 2(5), 1-25.
- Lazar, T. (2003). Taiz, L. and Zeiger, E. Plant physiology. 3rd edn. *Annals of Botany*, 91(6), 750-751. doi:10.1093/aob/mcg079
- Lemly, A. D. (2004). Aquatic selenium pollution is a global environmental safety issue. *Ecotoxicology and environmental safety*, 59(1), 44-56.
- Lepp, N. W. (1981). Copper. In *Effect of heavy metal pollution on plants* (pp. 111-143): Springer.
- Liénard, A. (2014). *Synthèse bibliographique sur la mobilité des éléments traces dans les sols et l'utilisation de la stabilisation physico-chimique comme technique de gestion in situ des sites contaminés*: Les Presses agronomiques de Gembloux.
- Liu, X., Song, Q., Tang, Y., Li, W., Xu, J., Wu, J., . . . Brookes, P. C. (2013). Human health risk assessment of heavy metals in soil–vegetable system: A multi-medium analysis. *Science of the Total Environment*, 463-464, 530-540. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.064>
- Loneragan, J., & Nicholas, D. (1975). *The availability and absorption of trace elements in soil-plant systems and their relation to movement and concentrations of trace elements in plants* (Vol. 109): Academic Press, New York.
- Lundholm, J. T., & Richardson, P. J. (2010). MINI-REVIEW: Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. *Journal of Applied Ecology*, 47(5), 966-975. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01857.x
- Maestri, E., Marmiroli, M., Visioli, G., & Marmiroli, N. (2010). Metal tolerance and hyperaccumulation: costs and trade-offs between traits and environment. *Environmental and Experimental Botany*, 68(1), 1-13.

- Majer, P., Sass, L., Horváth, G. V., & Hideg, É. (2010). Leaf hue measurements offer a fast, high-throughput initial screening of photosynthesis in leaves. *Journal of Plant Physiology*, 167(1), 74-76.
- McDonnell, M. J., & MacGregor-Fors, I. (2016). The ecological future of cities. *Science*, 352(6288), 936.
- McKenna, I. M., Chaney, R. L., & Williams, F. M. (1993). The effects of cadmium and zinc interactions on the accumulation and tissue distribution of zinc and cadmium in lettuce and spinach. *Environmental pollution*, 79(2), 113-120.
- MDDELCC. (2018). *Répertoire des terrains contaminés*.
- Mench, M., Schwitzguébel, J.-P., Schroeder, P., Bert, V., Gawronski, S., & Gupta, S. (2009). Assessment of successful experiments and limitations of phytotechnologies: contaminant uptake, detoxification and sequestration, and consequences for food safety. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(7), 876-900.
- Meuser, H. (2010). *Contaminated Urban Soils*: Springer Netherlands.
- Michels, E., Annicaerta, B., De Moor, S., Van Nevel, L., De Fraeye, M., Meiresonne, L., . . . Meers, E. (2018). Limitations for phytoextraction management on metal-polluted soils with poplar short rotation coppice—evidence from a 6-year field trial. *International journal of phytoremediation*, 20(1), 8-15.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT*.
- Moreno-Caselles, J., Moral, R., Pérez-Espinosa, A., & Pérez-Murcia, M. (2000). Cadmium accumulation and distribution in cucumber plant. *Journal of Plant Nutrition*, 23(2), 243-250.
- Muchuweti, M., Birkett, J. W., Chinyanga, E., Zvauya, R., Scrimshaw, M. D., & Lester, J. N. (2006). Heavy metal content of vegetables irrigated with mixtures of wastewater and

- sewage sludge in Zimbabwe: Implications for human health. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112(1), 41-48. doi:<https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.04.028>
- Murillo, J., Marañón, T., Cabrera, F., & López, R. (1999). Accumulation of heavy metals in sunflower and sorghum plants affected by the Guadiamar spill. *Science of the Total Environment*, 242(1), 281-292.
- Nagajyoti, P., Lee, K., & Sreekanth, T. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental chemistry letters*, 8(3), 199-216.
- Natural Resources Conservation Service. (2014). *Keys to Soil Taxonomy 2014*. (9780160923210). United States: U.S. Government Printing Office Retrieved from <https://books.google.ca/books?id=jaQmsrXypz8C>.
- Nierop, K. G. J. J., Jansen, B., & Verstraten, J. M. (2002). Dissolved organic matter, aluminium and iron interactions: precipitation induced by metal/carbon ratio, pH and competition. *Science of the Total Environment*, 300(1), 201-211. doi:10.1016/S0048-9697(02)00254-1
- Norton, B. A., Coutts, A. M., Livesley, S. J., Harris, R. J., Hunter, A. M., & Williams, N. S. (2015). Planning for cooler cities: A framework to prioritise green infrastructure to mitigate high temperatures in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 134, 127-138.
- Ouzounidou, G., Čiamporová, M., Moustakas, M., & Karataglis, S. (1995). Responses of maize (*Zea mays* L.) plants to copper stress—I. Growth, mineral content and ultrastructure of roots. *Environmental and Experimental Botany*, 35(2), 167-176. doi:[https://doi.org/10.1016/0098-8472\(94\)00049-B](https://doi.org/10.1016/0098-8472(94)00049-B)
- Pajević, S., Borišev, M., Nikolić, N., Arsenov, D., Orlović, S., & Župunski, M. (2016). *Phytoextraction of Heavy Metals by Fast-Growing Trees: A Review*. *Phytoremediation*.

- Panyala, N. R., Peña-Méndez, E. M., & Havel, J. (2008). Silver or silver nanoparticles: a hazardous threat to the environment and human health? *Journal of Applied Biomedicine (De Gruyter Open)*, 6(3).
- Parker, R. (2010). *Plant and soil science : fundamentals and applications*. Clifton park, NY: Delmar Cengage Learning.
- Pickett, S. T. A., M. L. Cadenasso, J. M. Grove, C. H. Nilon, R. V. Pouyat, W. C. Zipperer, & Costanza, R. (2001). Urban Ecological Systems: Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32(1), 127-157. doi:10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114012
- Pollard, A. J., Reeves, R. D., & Baker, A. J. (2014). Facultative hyperaccumulation of heavy metals and metalloids. *Plant Science*, 217, 8-17.
- Prasad, M. (1995). Cadmium toxicity and tolerance in vascular plants. *Environmental and Experimental Botany*, 35(4), 525-545.
- Pulford, I. D., & Watson, C. (2003). Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—a review. *Environment International*, 29(4), 529-540. doi:[https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00152-6](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00152-6)
- Radanovic, D., Antic-Mladenovic, S., & Jakovljevic, M. (2001). *Influence of Some Soil Characteristics on Heavy Metal Content in Hypericum perforatum L. and Achillea millefolium L.* Paper presented at the International Conference on Medicinal and Aromatic Plants. Possibilities and Limitations of Medicinal and Aromatic Plant 576.
- Ratte, H. T. (1999). Bioaccumulation and toxicity of silver compounds: a review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(1), 89-108.
- Raven., E., Eichhorn. (2007). *Biologie végétale: De Boeck*

- Redjala, T., Sterckeman, T., Skiker, S., & Echevarria, G. (2010). Contribution of apoplast and symplast to short term nickel uptake by maize and *Leptoplax emarginata* roots. *Environmental and Experimental Botany*, 68(1), 99-106.
- Reeves, R. D., Schwartz, C., Morel, J. L., & Edmondson, J. (2001). Distribution and Metal-Accumulating Behavior of *Thlaspi caerulescens* and Associated Metallophytes in France. *International journal of phytoremediation*, 3(2), 145-172. doi:10.1080/15226510108500054
- Rehman, M. Z. u., Rizwan, M., Ali, S., Ok, Y. S., Ishaque, W., Saifullah, . . . Waqar, M. (2017). Remediation of heavy metal contaminated soils by using *Solanum nigrum*: A review. *Ecotoxicology and environmental safety*, 143, 236-248. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.05.038>
- Rizzi, L., Petruzzelli, G., Poggio, G., & Guidi, G. V. (2004). Soil physical changes and plant availability of Zn and Pb in a treatability test of phytostabilization. *Chemosphere*, 57(9), 1039-1046. doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.08.048>
- Robinson, B. H., Mills, T. M., Petit, D., Fung, L. E., Green, S. R., & Clothier, B. E. (2000). Natural and induced cadmium-accumulation in poplar and willow: Implications for phytoremediation. *Plant and soil*, 227(1-2), 301-306.
- Römken, P., Bouwman, L., & Boon, G. (1999). Effect of plant growth on copper solubility and speciation in soil solution samples. *Environmental pollution*, 106(3), 315-321.
- Rout, G. R., & Das, P. (2009). Effect of metal toxicity on plant growth and metabolism: I. Zinc. In *Sustainable Agriculture* (pp. 873-884): Springer.
- Roy, A. H., Wenger, S. J., Fletcher, T. D., Walsh, C. J., Ladson, A. R., Shuster, W. D., . . . Brown, R. R. (2008). Impediments and solutions to sustainable, watershed-scale urban stormwater management: lessons from Australia and the United States. *Environmental management*, 42(2), 344-359.

- Sanders, L. C., & Wise, S. A. (1997). *Polycyclic aromatic hydrocarbon structure index*: National Institute of Standards and Technology.
- Semple, K. T., Morriss, A., & Paton, G. I. (2003). Bioavailability of hydrophobic organic contaminants in soils: fundamental concepts and techniques for analysis. *European journal of soil science*, 54(4), 809-818.
- Singh, A., & Ward, O. P. (2004). *Applied bioremediation and phytoremediation* (Vol. 1): Springer Science & Business Media.
- Sljivic, H. M., Bergant, M., Jankovic, S., Zizek, S., Smajlovic, A., Softic, A., . . . Antonijevic, B. (2018). Assessment of Pb, Cd and Hg soil contamination and its potential to cause cytotoxic and genotoxic effects in human cell lines (CaCo-2 and HaCaT). *Environ Geochem Health*. doi:10.1007/s10653-018-0071-6
- Smith, I. C., & Carson, B. L. (1977). *Trace metals in the environment: Volume 2 - Silver*. Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science Publishers.
- Song, J., Zhao, F.-J., Luo, Y.-M., McGrath, S. P., & Zhang, H. (2004). Copper uptake by *Elsholtzia splendens* and *Silene vulgaris* and assessment of copper phytoavailability in contaminated soils. *Environmental pollution*, 128(3), 307-315. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.09.019>
- Sors, T., Ellis, D., & Salt, D. (2005). Selenium uptake, translocation, assimilation and metabolic fate in plants. *Photosynthesis research*, 86(3), 373-389.
- Sun, Y., Zhou, Q., & Diao, C. (2008). Effects of cadmium and arsenic on growth and metal accumulation of Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. *Bioresource technology*, 99(5), 1103-1110. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.02.035>
- Taiz, L., & Zeiger, E. (2010). *Plant Physiology*: Sinauer Associates.

- The Treasury Board of Canada Secretariat. (2018). Federal Contaminated Sites Inventory. Version10.8.
- Uraguchi, S., & Fujiwara, T. (2012). Cadmium transport and tolerance in rice: perspectives for reducing grain cadmium accumulation. *Rice*, 5(1), 5.
- van der Ent, A., Baker, A. J., Reeves, R. D., Pollard, A. J., & Schat, H. (2013). Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: facts and fiction. *Plant and soil*, 362(1-2), 319-334.
- Van Epps, A. (2006). Phytoremediation of petroleum hydrocarbons. *Environmental Protection Agency, US*.
- Wagner, G. J. (1993). Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health. *Adv. Agron.*, 51, 173-212.
- Warwick, S., & Black, L. (1982). THE BIOLOGY OF CANADIAN WEEDS.: 52. *Achillea millefolium* LSL. *Canadian Journal of Plant Science*, 62(1), 163-182.
- White, P. J. (2016). Selenium accumulation by plants. *Annals of Botany*, 117(2), 217-235. doi:10.1093/aob/mcv180
- Wilson, B., Braithwaite, A., & Brian Pyatt, F. (2005). An evaluation of procedures for the digestion of soils and vegetation from areas with metalliferous pollution. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 87(3), 335-344. doi:10.1080/02772240500165570
- Wuana, R., & Okieimen, F. (2010). Phytoremediation potential of maize (*Zea mays* L.). A review. *African Journal of General Agriculture*, 6(4), 275-287.
- Yang, X., Feng, Y., He, Z., & Stoffella, P. J. (2005). Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 18(4), 339-353.

- Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., & Ma, L. Q. (2006). Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment*, 368(2), 456-464. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.016>
- Yu, H., Wang, J., Fang, W., Yuan, J., & Yang, Z. (2006). Cadmium accumulation in different rice cultivars and screening for pollution-safe cultivars of rice. *Science of the Total Environment*, 370(2-3), 302-309.
- Zacchini, M., Pietrini, F., Mugnozza, G. S., Iori, V., Pietrosanti, L., & Massacci, A. (2009). Metal tolerance, accumulation and translocation in poplar and willow clones treated with cadmium in hydroponics. *Water, Air, and Soil Pollution*, 197(1-4), 23-34.
- Zárubová, P., Hejzman, M., Vondráčková, S., Mrnka, L., Száková, J., & Tlustoš, P. (2015). Distribution of P, K, Ca, Mg, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn in wood and bark age classes of willows and poplars used for phytoextraction on soils contaminated by risk elements. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(23), 18801-18813.
- Zhao, F. J., Ma, J. F., Meharg, A. A., & McGrath, S. P. (2009). Arsenic uptake and metabolism in plants. *New Phytologist*, 181(4), 777-794. doi:10.1111/j.1469-8137.2008.02716.x
- Zvereva, E. L. Z. L., Roitto, M., & Kozlov, M. V. K. V. (2010). Growth and reproduction of vascular plants in polluted environments: a synthesis of existing knowledge. *Environmental Reviews*, 18(NA), 355-367. doi:10.1139/a10-017

3.4 Annexe

Hydrocarbures aromatiques polycycliques présents dans le sol lors en début d'expérience

Contaminant	LDR	Valeur	Unité	QC PTC	Méthode
Acénaphène	0,1	0,16	mg kg ⁻¹	A-B	GC-MS
Acénaphylène	0,1	1,24	mg kg ⁻¹	A-B	GC-MS
Anthracène	0,1	1,36	mg kg ⁻¹	A-B	GC-MS
Benzo(a)anthracène	0,1	1,74	mg kg ⁻¹	B-C	GC-MS
Benzo(a)pyrène	0,1	2,02	mg kg ⁻¹	B-C	GC-MS
Benzo (b) fluoranthène	0,1	1,32	mg kg ⁻¹	B-C	GC-MS
Benzo (j) fluoranthène	0,1	0,86	mg kg ⁻¹	A-B	GC-MS
Benzo (k) fluoranthène	0,1	0,64	mg kg ⁻¹	A-B	GC-MS
Benzo(c)phénanthrène	0,1	0,3	mg kg ⁻¹	A-B	GC-MS
Benzo(g,h,i)pérylène	0,1	1,3	mg kg ⁻¹	B-C	GC-MS
Chrysène	0,1	1,86	mg kg ⁻¹	B-C	GC-MS
Dibenzo(a,h)anthracène	0,1	0,34	mg kg ⁻¹	A-B	GC-MS
Dibenzo(a,i)pyrène	0,1	0,18	mg kg ⁻¹	A-B	GC-MS
Dibenzo(a,h)pyrène	0,1	<LDR	mg kg ⁻¹	-	GC-MS
Dibenzo(a,l)pyrène	0,1	0,22	mg kg ⁻¹	A-B	GC-MS
Diméthyl-7,12benzo(a)anthracène	0,1	<0.1	mg kg ⁻¹	-	GC-MS
Fluoranthène	0,1	2,48	mg kg ⁻¹	A-B	GC-MS
Fluorène	0,1	0,18	mg kg ⁻¹	A-B	GC-MS
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,1	1,06	mg kg ⁻¹	B-C	GC-MS
Méthyl-3cholanthrène	0,1	<LDR	mg kg ⁻¹	-	GC-MS
Naphtalène	0,1	<LDR	mg kg ⁻¹	-	GC-MS
Phénanthrène	0,1	1,46	mg kg ⁻¹	A-B	GC-MS
Pyrène	0,1	3,38	mg kg ⁻¹	A-B	GC-MS
Méthyl-1naphtalène	0,1	<LDR	mg kg ⁻¹	-	GC-MS
Méthyl-2naphtalène	0,1	0,2	mg kg ⁻¹	A-B	GC-MS
Diméthyl-1,3naphtalène	0,1	0,14	mg kg ⁻¹	A-B	GC-MS
Triméthyl-2,3,5naphtalène	0,1	<LDR	mg kg ⁻¹	-	GC-MS

