



HAL
open science

Effets de composts autoproduits et d'un biochar sur le transfert d'éléments trace dans des légumes de jardins familiaux modérément contaminés

Alice Kohli

► **To cite this version:**

Alice Kohli. Effets de composts autoproduits et d'un biochar sur le transfert d'éléments trace dans des légumes de jardins familiaux modérément contaminés. Sciences de la Terre. Agrocampus Ouest, 2022. Français. NNT : 2022NSARD098 . tel-03948800

HAL Id: tel-03948800

<https://theses.hal.science/tel-03948800v1>

Submitted on 20 Jan 2023

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THESE DE DOCTORAT DE

L'Institut Agro Rennes-Angers

ECOLE DOCTORALE N° 600

Ecole doctorale Ecologie, Géosciences, Agronomie et Alimentation

Spécialité : Sciences de la Terre et de l'Environnement

Par

Alice KOHLI

Effets de composts autoproduits et d'un biochar sur le transfert d'éléments trace dans des légumes de jardins familiaux modérément contaminés

Thèse présentée et soutenue à L'Institut Agro Rennes-Angers, le 7 juillet 2022

Unités de recherche :

Laboratoire Eau et Environnement (Université Gustave Eiffel, GERS/LEE)

Environnement Physique de la plante Horticole (L'Institut Agro Rennes-Angers, EPHor)

Thèse N° d'ordre 2022-14 et N° de série D-98

Rapporteurs avant soutenance :

Sabine HOUOT

Directrice de recherche, INRAE, UMR ECOSYS

Christophe SCHWARTZ

Professeur, Université de Lorraine, INRAE, UMR LSE

Composition du Jury :

Président :

Thierry LEBEAU

Professeur, Université de Nantes, UMR LPG

Examinateur.rices :

Aurélie PELFRÉNE

Maître de conférences HDR, Junia, LGCgE

Patrice CANNAVO

Professeur, L'Institut Agro Rennes-Angers, UP EPHor

Dir. de thèse :

Laure VIDAL-BEAUDET

Maître de conférences HDR, L'Institut Agro Rennes-Angers, UP EPHor

Invités :

Co-encadrants
de thèse :

Liliane JEAN-SORO

Chargée de recherche, Université Gustave Eiffel, LEE

René GUÉNON

Maître de conférences, L'Institut Agro Rennes-Angers, UP EPHor

Référent
co-financier :

Franck MAROT

Ingénieur, ADEME

Remerciements

Tout d'abord je voudrais remercier ma directrice de thèse et mes encadrants pour m'avoir accompagnée au cours de cette expérience unique. Leurs conseils et encouragements ont été précieux, depuis la construction de la démarche de ce travail jusqu'à son écriture en passant par leur aide sur le terrain. Tout particulièrement, merci à Laure VIDAL-BEAUDET pour ses encouragements et sa bienveillance qui m'ont redonné confiance pour faire face aux difficultés. Merci aussi à Liliane JEAN-SORO pour m'avoir fait profiter de sa connaissance des jardins familiaux et de leur contamination. Et merci à René GUÉNON pour ses analyses et conseils très riches qui m'ont toujours permis d'étayer mon raisonnement.

Ensuite, je tiens à remercier l'Université Gustave Eiffel (ex-IFSTTAR) et l'ADEME pour les financements dont ce travail a pu bénéficier. L'ADEME a aussi contribué à ce travail à travers le financement du projet POTAGERS et la prise en charge d'une prolongation de ce travail en raison de l'impact de la crise sanitaire. J'en profite pour remercier Franck MAROT pour avoir suivi ce travail en tant que référent ADEME et membre du comité de thèse, pour avoir soutenu la demande de prolongation, mais aussi pour ses conseils et pour son aide au jardin.

Je voudrais aussi remercier Aurélie PELFRÊNE pour le suivi de ce travail en tant que membre du comité de suivi et coordinatrice du projet POTAGERS mais également pour avoir accepté de faire partie du jury d'évaluation de ce travail.

Pour avoir également accepté de faire partie de ce comité de thèse et avoir ainsi suivi et encouragé ce travail, je souhaite remercier Marie ALEXIS et Hervé CAPIAUX.

Pour avoir accepté d'évaluer ce travail en tant que membre du jury, je remercie également Christophe SCHWARTZ, Sabine HOUOT, Thierry LEBEAU et Patrice CANNAVO.

J'ai eu l'opportunité de collaborer avec de nombreuses personnes au cours de cette thèse, ce qui m'a permis de découvrir l'univers du jardinage associatif et des initiatives de compostage de proximité.

Je voudrais alors remercier Elisabeth RÉMY pour m'avoir permis d'appréhender la méthode de l'entretien avec les jardiniers amateurs.

Merci à tous les jardiniers de la Fournillière qui ont accepté de me dédier un peu de leur temps pour répondre à mes questions, à ceux qui m'ont donné des conseils et parfois même de délicieux fruits et légumes et à ceux qui m'ont offert de leur précieux compost pour mener à bien ce travail. Merci aussi à l'association des jardiniers de la Fournillière pour m'avoir conviée aux assemblées générales dans le but d'informer les jardiniers de mon travail sur le site.

Pour le partage d'informations sur les pratiques de compostage et la collecte de composts, je voudrais remercier Camille DUSANNIER du groupe Agriopale, partenaire du projet POTAGERS, Pascal RETIÈRE et Dana PFEUTY de Compost In Situ, Pierre BRIAND de La Tricyclerie, Nicolas BITEAU du Pôle Espaces Verts et Naturels de Bouguenais, puis Béatrice PAUTHIER et Samir DEMORTIER de l'association Compostri pour l'intérêt qu'ils ont porté à mon travail, pour la visite de sites de compostage et pour m'avoir invitée à partager mon travail à différentes occasions de la vie associative.

Je voudrais aussi remercier Éric BEAUDET et Sylvain LOUARN de la société Florentaise pour la mise à disposition et la livraison du biochar.

Je tiens à remercier les équipes techniques du laboratoire Eau et Environnement et de l'unité EPHor, tout particulièrement Nadège CAUBRIÈRE, Martin GUILLON, David MABILAIS, Claudie MAZZEGA, Céline LEVRON et Yvette ROUSSEL pour les nombreuses analyses et leurs conseils en chimie ainsi que Laetitia PINEAU, Lionel MARTINET et Bernard FLAHAUT pour leur soutien lors du travail de terrain.

Merci aussi à Étienne CHANTOISEAU qui a proposé son aide en urgence pour la récolte de la laitue quelques heures avant le confinement du 17 mars 2020 !

Pour son implication dans l'installation et le suivi des expérimentations menées dans les serres du campus d'Angers ainsi que pour ses précieux conseils, un grand merci à Daniel SOCHARD.

Pour m'avoir accueillie sur la plateforme d'analyses Moltech Anjou, merci à Olivier ALEVÊQUE.

Je voudrais également remercier Andry RAZAKAMANANTSOA et Jean-Pierre DAVID pour les analyses BET et leur bonne humeur.

Je tiens à remercier des étudiants motivés, Anto, Marion, et Jeanne, qui m'ont beaucoup aidé au laboratoire et au jardin au cours de leurs stages. Merci à eux, aussi, pour leur bonne humeur à toute épreuve !

Pour ces innombrables moments de partage qui m'ont énormément enrichi personnellement (mais aussi scientifiquement !), je tiens à remercier les doctorants et les stagiaires du laboratoire Eau et Environnement et de l'unité EPHor. Parmi eux, je pense à Jérôme, ami et parfois coach personnel ! Je pense aussi à Emmanuel avec qui j'ai partagé un bureau et des confidences, Antoine, pour les joggings en bord de Loire et les dégustations de mets libanais. Merci aussi à Thô, Nabil, Maryse, Tom, Claire, Julien, Nobby, Cheikh, Fabrice, Mickael, Shreedar et surtout à Thomas, celui qui m'épaule encore au quotidien, merci pour ton oreille attentive, pour m'avoir aidé parfois à faire des choix et pour avoir relu ce travail au tout dernier moment.

Je souhaite remercier les associations de doctorants qui créent du lien et de la vie au quotidien. Merci à l'ADEME et sa cellule thèse et merci à l'Université Gustave Eiffel pour nous permettre en tant que doctorant de nous rencontrer et partager nos expériences dans les meilleures conditions !

Merci aussi à l'ensemble des équipes de recherche du laboratoire Eau et Environnement et de l'unité EPHor pour la bonne humeur ambiante lors des pauses café et déjeuner.

À toutes ces personnes qui, depuis mon enfance, m'ont conduit à tisser un lien particulier avec la nature et à d'autres personnes qui plus tard, au lycée, à l'université ou au cours de stages, m'ont transmis le goût des sciences. Donc, un merci tout particulier à mon papa et à ma maman puis à Mme COLLENOT, Yves RICHARD, Jean LÉVÊQUE, Claire CHENU, Joël MICHELIN, David MONTAGNE, Geoffroy SÉRÉ et Marie ALEXIS sans qui je n'écrirais peut-être pas ces quelques mots de remerciements.

Pour avoir toujours été présents pour moi malgré la distance, pour votre patience et pour avoir compris sans que j'aie besoin de le dire ... merci à vous, maman, papa, lulu et mes amies les plus proches, Camille, Élise, Anaëlle, Marie, Célia et Gwendo.

Table des matières

| | |
|--|-----------|
| Remerciements | i |
| Table des matières | iii |
| Liste des figures | vii |
| Liste des tableaux | xiii |
| Liste des annexes | xv |
| Préambule | xvii |
| <i>Introduction générale</i> | 1 |
| <i>Chapitre 1. Étude bibliographique</i> | 5 |
| 1.1. Les jardins familiaux | 5 |
| 1.1.1. Définition | 5 |
| 1.1.2. Fonctions ou services rendus par les jardins familiaux | 5 |
| 1.1.3. Les pratiques du jardinage | 6 |
| 1.1.4. Spécificités des sols de jardins familiaux | 8 |
| 1.1.5. Éléments trace dans les jardins familiaux | 10 |
| 1.1.6. Risque associé à la présence d'éléments trace dans les jardins familiaux | 15 |
| 1.1.7. Stratégies de gestion des sols de jardins familiaux contaminés | 17 |
| 1.2. Processus impliqués dans le transfert des éléments trace du sol à la plante | 22 |
| 1.2.1. Éléments trace dans le sol | 22 |
| 1.2.2. Mobilité, biodisponibilité et bioaccessibilité | 27 |
| 1.2.3. Facteurs déterminants la mobilité des éléments trace dans un sol | 30 |
| 1.2.4. Voies du transfert des éléments trace du sol à la plante | 32 |
| 1.3. Remédiation <i>in situ</i> par du compost ou du biochar | 38 |
| 1.3.1. Propriétés des composts et intérêts de leur usage en remédiation | 38 |
| 1.3.2. Propriétés des biochars et intérêts de leur usage en remédiation | 46 |
| 1.3.3. Effets du compost et du biochar sur la mobilité des éléments trace dans les sols | 49 |
| 1.3.4. Effets du compost et du biochar sur le transfert des éléments trace dans les cultures potagères | 52 |
| <i>Démarche de la thèse et problématique générale</i> | 53 |
| <i>Chapitre 2. Contamination du sol et pratiques de compostage dans des jardins familiaux nantais</i> | 57 |
| 2.1. Description des sites | 57 |
| 2.1.1. Localisation, morphologie et géologie des sites | 57 |
| 2.1.2. Contaminations des sites par des éléments trace | 58 |
| 2.1.3. Historique d'usage et origine de la contamination | 60 |
| 2.1.4. Distribution de la teneur en Pb dans les horizons des sols | 61 |
| 2.1.5. Surveillance du risque | 61 |
| 2.2. Prélèvement et caractérisation physico-chimiques des sols étudiés | 63 |
| 2.2.1. Échantillonnage et préparation des sols pour analyses et expérimentations | 63 |
| 2.2.2. Analyses physico-chimiques | 67 |
| 2.2.3. Propriétés physico-chimiques des sols étudiés | 69 |
| 2.3. Étude des pratiques de compostage dans les jardins familiaux | 72 |
| 2.3.1. Place du compost autoproduit dans les jardins familiaux | 73 |
| 2.3.2. Composition des matières premières des composts autoproduits dans les jardins familiaux | 74 |
| 2.3.3. Conditions de compostage en bac | 76 |
| 2.3.4. Vecteurs potentiels de contamination du compost | 76 |
| 2.4. Synthèse du chapitre | 77 |

| | |
|--|------------|
| Chapitre 3. Caractérisation biophysicochimique de composts autoproduits et de biochars..... | 81 |
| 3.1. Qualité agronomique et innocuité de composts autoproduits (article)..... | 83 |
| 3.1.1. Abstract..... | 83 |
| 3.1.2. Introduction..... | 83 |
| 3.1.3. Materials and methods..... | 85 |
| 3.1.4. Results..... | 90 |
| 3.1.5. Discussion..... | 94 |
| 3.1.6. Conclusion..... | 100 |
| 3.2. Propriétés de surface et innocuité des biochars..... | 101 |
| 3.2.1. Méthodes d'analyse..... | 101 |
| 3.2.2. Caractérisation et sélection des biochars..... | 102 |
| 3.3. Synthèse du chapitre..... | 104 |
| | |
| Chapitre 4. Mobilité des éléments trace dans le mélange sol-compost/biochar et transfert dans la plante en conditions semi-contrôlées..... | 107 |
| 4.1. Matériels et méthodes..... | 108 |
| 4.1.1. Matériels..... | 108 |
| 4.1.2. Design expérimental..... | 110 |
| 4.1.3. Prélèvement et analyse de la solution du sol..... | 112 |
| 4.1.4. Analyses du végétal..... | 112 |
| 4.1.5. Traitements numériques et statistiques..... | 113 |
| 4.2. Résultats..... | 114 |
| 4.2.1. Mobilité des éléments trace après l'apport de compost..... | 114 |
| 4.2.2. Transfert des éléments trace dans la laitue après l'apport de compost..... | 119 |
| 4.2.3. Mobilité des éléments trace après l'apport de biochar..... | 123 |
| 4.2.4. Transfert des éléments trace dans la laitue après l'apport de biochar..... | 125 |
| 4.2.5. Propriétés physico-chimiques et liens avec la mobilité des éléments trace..... | 126 |
| 4.3. Discussion..... | 129 |
| 4.3.1. Mobilité des éléments trace et transfert dans la laitue..... | 129 |
| 4.3.2. Implications sanitaires de la consommation de légumes autoproduits..... | 136 |
| 4.4. Synthèse du chapitre..... | 138 |
| | |
| Chapitre 5. Transfert de As et Pb dans des légumes après l'apport d'un compost et d'un biochar en conditions réelles de jardinage..... | 141 |
| 5.1. Matériels et méthodes..... | 143 |
| 5.1.1. Design expérimental..... | 143 |
| 5.1.2. Échantillonnage des sols et des légumes..... | 146 |
| 5.1.3. Analyse des sols..... | 147 |
| 5.1.4. Analyse des légumes..... | 147 |
| 5.1.5. Traitements numériques et statistiques..... | 148 |
| 5.2. Résultats..... | 149 |
| 5.2.1. Effets des intrants organiques et du travail du sol sur la teneur totale du sol en As et Pb..... | 149 |
| 5.2.2. Effets des intrants organiques et du type de légumes sur le transfert de As et Pb..... | 150 |
| 5.2.3. Effets des intrants organiques et du travail du sol sur le transfert de As et Pb dans le radis cultivé un an après le début de l'expérimentation..... | 153 |
| 5.2.4. Effets des intrants organiques et du travail du sol sur la biomasse de légumes produits..... | 154 |
| 5.2.5. Liens entre la biodisponibilité de As et Pb et principales propriétés physico-chimiques du sol..... | 156 |
| 5.2.6. Liens entre les teneurs en Al et As ou Pb dans les légumes..... | 157 |
| 5.2.7. Comparaison des teneurs en As et Pb aux valeurs réglementaires..... | 158 |
| 5.3. Discussion..... | 159 |
| 5.3.1. Facteurs affectant les teneurs en As et Pb des légumes..... | 159 |

| | |
|--|-------------------|
| 5.3.2. Effets des intrants organiques sur les teneurs en As et Pb des légumes | 163 |
| 5.3.3. Implications pour la pratique du jardinage dans les jardins familiaux | 166 |
| 5.4. Synthèse du chapitre | 168 |
| <i>Chapitre 6. Discussion générale.....</i> | <i>171</i> |
| 6.1. Pratiques habituelles d'utilisation des composts autoproduits | 172 |
| 6.1.1. Effets des composts autoproduits sur le transfert des éléments trace dans les légumes | 172 |
| 6.1.2. Influence de la qualité, de la dose et de la répétition des apports de composts autoproduits..... | 173 |
| 6.2. Potentiels d'adaptation des pratiques culturales pour réduire le transfert d'éléments trace dans les légumes | 174 |
| 6.2.1. Préconisations possibles sur les pratiques culturales..... | 174 |
| 6.2.2. Utilisation des composts autoproduits couplée à la phytoextraction..... | 177 |
| <i>Conclusion générale.....</i> | <i>181</i> |
| Références | 185 |
| Annexes..... | 211 |

Liste des figures

Chapitre 1

| | |
|---|----|
| Figure 1. Poids de différentes fonctions rendues par des jardins familiaux (modifié d'après Pourias et al., 2012)..... | 6 |
| Figure 2. Gradient d'anthropisation de grands types d'usage des sol en fonction de leurs propriétés physico-chimiques (Joimel, 2015)..... | 9 |
| Figure 3. Cartographie (a) du pH et (b) de la teneur totale en Pb dans un jardin familial (Eglantiers, Nantes) (modifié d'après Bechet et al., 2018)..... | 10 |
| Figure 4. Teneurs en éléments trace (Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn) dans l'horizon de surface des sols de jardins familiaux à (a) Lisbonne (Portugal) et à (b) Nantes (France) représentées par la médiane, les percentiles (25 et 75 %), le minimum, le maximum et l'erreur standard (Bechet et al., 2018)..... | 14 |
| Figure 5. Teneur en Pb dans des légumes et dans les sols correspondants (Jean-Soro et al., 2015)..... | 14 |
| Figure 6. Stratégies de gestion des sols contaminés dans les jardins familiaux développé sur l'exemple de Nantes (France) (Le Guern et al., 2018)..... | 17 |
| Figure 7. Traitements et réactions physico-chimiques pour la remédiation de sols contaminés (Bolan et al., 2014)..... | 19 |
| Figure 8. Différentes phases du sol (Simonnot et Croze, 2008)..... | 22 |
| Figure 9. Modes d'adsorption d'un cation monovalent à la surface d'un feuillet d'argile de type 2 : 1 (Sposito, 1990)..... | 23 |
| Figure 10. Diagrammes de prédominance selon le potentiel redox (pe) et le pH de (a) As, (b) Cr, (c) Cd et (d) Pb, chacun en équilibre avec la calcite (INERIS et al., 2006)..... | 24 |
| Figure 11. Diagrammes fractionnaires des espèces chimiques aqueuses de Cd (a) en l'absence et (b) en présence d'ions chlorures à pH7..... | 24 |
| Figure 12. Mobilité des éléments trace dans les différentes phases du sol (Juste et al., 1995)..... | 27 |
| Figure 13. Concepts de biodisponibilité et de bioaccessibilité des éléments ou composés dans un sol (Semple et al., 2004)..... | 28 |
| Figure 14. Exemples d'utilisation du micropréleveur Rhizon (a) <i>in situ</i> (Beesley et Dickinson, 2010) et (b) en laboratoire (Karami et al., 2011)..... | 29 |
| Figure 15. Composition du micropréleveur Rhizon MOM (Shotbolt, 2010)..... | 29 |
| Figure 16. Typologie des réponses des plantes à l'augmentation de la teneur en éléments trace dans le sol (Baker, 1981)..... | 30 |
| Figure 17. Exemple d'essais de bioindication active avec des escargots (ADEME, Pauget, et al., 2012)..... | 30 |
| Figure 18. Cartographie des modifications de pH dans la rhizosphère de (a) <i>Noccaea caerulea</i> (Blossfeld et al., 2010) et de (b) <i>Juncus effusus L.</i> (Blossfeld et Gansert, 2007)..... | 33 |
| Figure 19. Transport des éléments trace par la voie symplasmique ou apoplasmique dans la coupe transversale d'une racine (Feix et Tremel-Schaub, 2005)..... | 34 |
| Figure 20. Transport et spéciation de Cd et Zn dans une cellule végétale (Feix et Tremel-Schaub, 2005)..... | 35 |
| Figure 21. Absorption, transport et compartimentation cellulaire des éléments traces dans les parties souterraines et aériennes de la plante (Gupta et al., 2019)..... | 36 |
| Figure 22. Propriétés du biochar et fonctions principales en tant qu'intrant organique (Guo et al., 2020)..... | 48 |
| Figure 23. Fraction échangeable de Cd dans des sols en fonction de leur pH initial et de leur teneur initiale en matière organique et en fonction de différents types d'intrants. Une diminution correspond à | |

un effet de signe négatif en abscisse. Barres : intervalle de confiance (95%). Nombre d'observations indiqué pour chaque catégorie (Hu et al., 2020)..... 51

Démarche de la thèse et problématique générale

Figure 24. Schéma de synthèse des questions scientifiques et des méthodes mises en œuvre dans chacun des chapitres..... 56

Chapitre 2

Figure 25. Localisation des sols étudiés (F et M) dans les sites des jardins familiaux de la Fournillière (a) et de l'ancienne caserne Mellinet (b) à Nantes (France)..... 58

Figure 26. Teneurs en Pb dans l'horizon de surface des jardins familiaux de la Fournillière (JASSUR, 2013-2016). 59

Figure 27. Localisation d'anciens sites industriels et activités de service à proximité des sites des jardins familiaux de la Fournillière (a) et de l'ancienne caserne Mellinet (b) (BASIAS, BRGM)..... 60

Figure 28. Teneurs en plomb (Pb) et baryum (Ba) dans un profil de sol de la parcelle expérimentale du site des jardins familiaux de la Fournillière (JASSUR, 2013-2016)..... 62

Figure 29. Teneur en Pb dans le sol (point) et dans des légumes de types feuille (vert), racine (orange) ou tubercule (marron) dans trois parcelles des jardins familiaux de la Fournillière comparé aux teneurs limites fixées par la Commission Européenne (CE, 2006b)..... 63

Figure 30. Teneur en Pb dans l'horizon de surface des planches de culture et des allées de la parcelle expérimentale du site des jardins familiaux de la Fournillière (0-20 cm)..... 64

Figure 31. Méthode de prélèvement du sol sur la parcelle expérimentale du site des jardins familiaux de la Fournillière et liste des analyses physico-chimiques réalisées au laboratoire..... 65

Figure 32. Teneurs en Pb dans des carottages à proximité de la zone de prélèvement sur le site de l'ancienne caserne Mellinet (IRSTV, données non publiées) et comparaison au fond pédogéochimique naturel local (Le Guern et al., 2017)..... 66

Figure 33. Méthode de prélèvement du sol sur le site de l'ancienne caserne Mellinet et liste des analyses physico-chimiques réalisées au laboratoire..... 66

Figure 34. Zone de repérage des sites de compostage (jaune) et parcelles où les entretiens avec les jardiniers ont été menés (rouge) sur le site des jardins familiaux de la Fournillière (Nantes)..... 72

Figure 35. Occurrence de sites de compostage dans les parcelles (n=120) du site des jardins familiaux de la Fournillière (a) et nature des matières premières compostées par les jardiniers interrogés (n=30) (b)..... 73

Figure 36. Aspect du dernier apport de matières premières dans des bacs à compost du site des jardins de la Fournillière..... 75

Figure 37. Occupation du sol de trois parcelles du site des jardins familiaux de la Fournillière..... 76

Figure 38. Configuration classique d'un site de compostage dans les jardins familiaux avec un bac (a) ou plusieurs bacs (b) 76

Figure 39. Schéma de synthèse à l'issue de la caractérisation physico-chimique des sols étudiés et de l'enquête sur les pratiques de compostage présentées dans le chapitre 2..... 79

Chapitre 3

Figure 40. Location and number of sampling sites inside (a) the whole studied area and (b) an allotment garden area. Satellite views date from May 26th, 2020 (IGN) 87

Figure 41. Physico-chemical properties of industrial composts (IC), municipal composts (MC), home composts made of green waste (HC GW) or a mixture of green and food waste (HC GW+FW) and community composts (CC). Squares are means; whiskers are ranges of observations excluding statistical outliers; letters indicate significant differences ($p < 0.05$)...... 90

| | |
|--|-----|
| Figure 42. Contents of As, Pb, Cu and Zn in industrial composts (IC), municipal composts (MC), home composts made of green waste (HC GW) or a mixture of green and food waste (HC GW+FW) and community composts (CC). Squares are means; whiskers are ranges of observations excluding statistical outliers; letters indicate significant differences ($p < 0.05$); horizontal lines are regulatory thresholds: dashed for conventional farming (NF U44-051 - AFNOR, 2006), dotted for Eco-label (CE, 2006a), dash dotted for organic farming (CEE, 1991). | 91 |
| Figure 43. Principal component analysis individual map (a) and correlation circle (b) on element contents in industrial composts (IC) municipal composts (MC), home composts made of green waste (HC-GW) or a mixture of green and food waste (HC-GW+FW) and community composts (CC). Organic matter (OM) and fine fraction (FF) contents are supplementary variables (dashed arrows)... | 93 |
| Figure 44. Spectres FT-MIR des biochars étudiés..... | 103 |
| Figure 45. Sélection du biochar (B4) pour mener les expérimentations décrites dans les chapitres 4 et 5 | 104 |
| Figure 46. Schéma de synthèse à l'issue de la caractérisation des intrants organiques présentée dans le chapitre 3 (B : biochar B4 ; CC : compost collectif ; CI : compost industriel ; CD1 : compost domestique 1 ; CM : compost municipal ; CD2 : compost domestique 2)..... | 105 |
| Chapitre 4 | |
| Figure 47. Calendrier des prélèvements répétés de la solution du sol et récolte de la laitue..... | 111 |
| Figure 48. Dispositifs expérimentaux pendant l'incubation (a, expérimentation 1) et la culture de la laitue (b, expérimentation 2) et prélèvement de la solution du sol (c) | 112 |
| Figure 49. Concentration en As dans la solution des sols F (a) et M (b) pendant l'incubation sans apport de compost (N), avec le compost industriel (CI), le compost municipal (CM), le compost domestique 1 (CD1), le compost domestique 2 (CD2) ou le compost collectif (CC) à une dose de 10 kg.m^{-2} (-10) ou de 20 kg.m^{-2} (-20). Lettres : différence significative entre amendements (test de Tukey, $p < 0,05$). *Différence significative avec le sol contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$)..... | 115 |
| Figure 50. Concentration en Cd dans la solution des sols F (a) et M (b) pendant l'incubation sans apport de compost (N), avec le compost industriel (CI), le compost municipal (CM), le compost domestique 1 (CD1), le compost domestique 2 (CD2) ou le compost collectif (CC) à une dose de 10 kg.m^{-2} (-10) ou de 20 kg.m^{-2} (-20). Lettres : différence significative entre amendements (test de Tukey, $p < 0,05$). *Différence significative avec le sol contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$)..... | 116 |
| Figure 51. Concentration en Pb dans la solution des sols F et M en fonction du temps pendant l'incubation sans apport de compost (marron), avec le compost industriel (gris), le compost municipal (rouge), le compost domestique 1 (bleu), le compost domestique 2 (vert) ou le compost collectif (orange) à une dose de 10 kg.m^{-2} (-10) ou de 20 kg.m^{-2} (-20). Échelle tronquée en ordonnée pour le sol M avec 10 kg.m^{-2} de compost | 117 |
| Figure 52. Concentration en As dans la solution des sols F (a) et M (b) pendant la culture de la laitue sans apport de compost (N) et avec le compost industriel (CI), le compost municipal (CM), le compost domestique 1 (CD1), le compost domestique 2 (CD2) ou le compost collectif (CC) à une dose de 10 kg.m^{-2} (-10) ou de 20 kg.m^{-2} (-20). Lettres : différence significative entre amendements (test de Tukey, $p < 0,05$). *Différence significative avec le sol contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$)..... | 119 |
| Figure 53. Concentration en Pb dans la solution des sols F (a) et M (b) pendant la culture de la laitue sans apport de compost (N) et avec le compost industriel (CI), le compost municipal (CM), le compost domestique 1 (CD1), le compost domestique 2 (CD2) ou le compost collectif (CC) à une dose de 10 kg.m^{-2} (-10) ou de 20 kg.m^{-2} (-20). Lettres : différence significative entre amendements (test de Tukey, $p < 0,05$). *Différence significative avec le sol contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$)..... | 120 |
| Figure 54. Teneur en As dans la partie aérienne de la laitue cultivée dans les sols F (a) et M (b) sans apport de compost (N) et avec le compost industriel (CI), le compost municipal (CM), le compost domestique 1 (CD1), le compost domestique 2 (CD2) ou le compost collectif (CC) à une dose de 10 kg.m^{-2} (-10) ou de 20 kg.m^{-2} (-20) et quantité totale de As (moyenne des deux doses) dans la partie aérienne de la laitue cultivée dans les sols F (c) et M (d). Lettres : différence significative entre | |

| | |
|--|-----|
| amendements (test de Tukey, $p < 0,05$). *Différence significative avec le sol contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$)..... | 121 |
| Figure 55. Teneur en Cd dans la partie aérienne de la laitue cultivée dans les sols F (a) et M (b) et quantité totale de Cd dans la partie aérienne de la laitue cultivée dans les sols F (c) et M (d) sans apport de compost (N) et avec le compost industriel (CI), le compost municipal (CM), le compost domestique 1 (CD1), le compost domestique 2 (CD2) ou le compost collectif (CC) à une dose de 10 kg.m^{-2} (-10) ou de 20 kg.m^{-2} (-20). Lettres : différence significative entre amendements (test de Tukey, $p < 0,05$). *Différence significative avec le sol contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$)..... | 122 |
| Figure 56. Teneur en Pb dans la partie aérienne de la laitue cultivée dans les sols F (a) et M (b) et quantité totale de Pb dans la partie aérienne de la laitue cultivée dans les sols F (c) et M (d) sans apport de compost (N) et avec le compost industriel (CI), le compost municipal (CM), le compost domestique 1 (CD1), le compost domestique 2 (CD2) ou le compost collectif (CC) à une dose de 10 kg.m^{-2} (-10) ou de 20 kg.m^{-2} (-20). Lettres : différence significative entre amendements (test de Tukey, $p < 0,05$). *Différence significative avec le sol contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$)..... | 123 |
| Figure 57. Concentration en As et Cd dans la solution du sol pendant l'incubation du sol F en fonction de la dose du biochar. Lettres : différence significative (Tukey, $p < 0,05$)..... | 124 |
| Figure 58. Concentration en As dans la solution du sol pendant la culture de laitue dans le sol F en fonction du temps et de la dose du biochar | 125 |
| Figure 59. Teneurs en As, Cd, Cu, Pb et Zn dans la partie aérienne ou souterraine de la laitue cultivée sur le sol F en fonction de la dose du biochar. Lettres : différence significative (Tukey, $p < 0,05$)..... | 126 |
| Figure 60. Cercle des corrélations et carte factorielle des modalités, obtenus par analyse en composantes principales (ACP) sur les paramètres physico-chimiques de la solution des sols F et M pendant l'incubation sans apport de compost (N) et avec le compost industriel (CI), le compost municipal (CM), le compost domestique 1 (CD1), le compost domestique 2 (CD2) ou le compost collectif (CC) à une dose de 10 kg.m^{-2} (-10) ou de 20 kg.m^{-2} (-20). Les barres correspondent aux erreurs types. CE : conductivité électrique, $[\text{As}/\text{Cd}/\text{Cu}/\text{Pb}/\text{Zn}]_d$: concentration en éléments trace. ... | 127 |
| Figure 61. Cercle des corrélations et carte factorielle des modalités, obtenus par analyse en composantes principales (ACP) sur les paramètres physico-chimiques de la solution du sol F à la fin de l'incubation sans apport de biochar (N) et avec le biochar à une dose de 1 kg.m^{-2} (B-1), 3 kg.m^{-2} (B-3) ou de 10 kg.m^{-2} (B-10). Les barres correspondent aux erreurs types. CE : conductivité électrique, $[\text{As}/\text{Cd}/\text{Cu}/\text{Pb}/\text{Zn}]_d$: concentration en éléments trace, COD : concentration en carbone organique dissous, SUVA : absorbance spécifique à 254 nm, E2/E3 et E2/E4 : ratios d'absorbances de 250nm/365nm et de 250nm/465nm, respectivement. | 128 |
| Figure 62. Schéma de synthèse à l'issue des expérimentations en conditions semi-contrôlées présentées dans le chapitre 4 (CI : compost industriel ; CM : compost municipal ; CD1 : compost domestique 1 ; CD2 : compost domestique 2 ; CC : compost collectif) | 140 |
| Chapitre 5 | |
| Figure 63. Plan du dispositif expérimental et teneurs initiales en Pb dans l'horizon de surface du sol de la parcelle expérimentale du site des jardins familiaux de la Fournillière (Chapitre 2 §2.2.1) | 144 |
| Figure 64. Calendrier des prélèvements de sols, des périodes de cultures et des récoltes de légumes | 145 |
| Figure 65. Déroulé de l'expérimentation : état initial du site (1), placettes amendées (2) et paillées (3), semis du radis (rose) et du haricot (vert), plantation de la laitue (rouge), repiquage du poireau (bleu) (4), croissance des cultures (5), poireau à maturité et plantation du chou (jaune) (6), chou à maturité (7), travail du sol des sous-placettes et semis du radis (8), radis à maturité (9) | 145 |
| Figure 66. Teneurs du sol en As et Pb avant la première phase de culture (t1) dans le sol sans intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B) ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B) puis lors de la deuxième phase de culture (t12) dans le sol non travaillé (NT) ou travaillé (T) indépendamment du type d'intrants organiques (moyenne). *Différence significative entre traitement et contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$). ns : non significatif. §Différence significative entre traitements (test t de Student, $p < 0,05$) | 150 |

| | |
|--|-----|
| Figure 67. Teneur et facteur de bioconcentration (FBC) de As dans les légumes (laitue, poireau, chou, radis, haricot) produits lors de la première phase de culture dans le sol sans intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B), ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B). *Différence significative entre traitement et contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$). ns : non significatif. §Différence significative entre traitements (test t de Student, $p < 0,05$)..... | 151 |
| Figure 68. Teneur en Pb dans les légumes (moyenne) produits lors de la première phase de culture dans le sol sans intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B), ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B) et facteur de bioconcentration de Pb (FBC) dans les légumes (laitue, poireau, chou, radis, haricot) indépendamment du type d'intrants organiques (moyenne). *Différence significative entre traitement et contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$). ns : non significatif. §Différence significative entre traitements (test t de Student, $p < 0,05$)..... | 152 |
| Figure 69. Teneurs et facteurs de bioconcentration (FBC) de As et Pb dans le radis produit lors de la deuxième phase de culture dans le sol non travaillé (NT) ou travaillé (T) indépendamment du type d'intrants organiques (moyenne) et dans le sol sans intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B), ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B) indépendamment du travail ou non du sol (moyenne). *Différence significative entre traitement et contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$). ns : non significatif. §Différence significative entre traitements (test t de Student, $p < 0,05$). Barre rouge : teneur maximale réglementaire (CE, 2006b)... | 154 |
| Figure 70. Biomasse des légumes (laitue, poireau, chou, radis, haricot) produits sur une placette (1,44 m ²) lors de la première phase de culture (a) et biomasse du radis produit sur une sous-placette (0,72 m ²) lors de la deuxième phase de culture (b) dans le sol sans intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B), ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B) indépendamment du travail ou non du sol (moyenne) et dans le sol non travaillé (NT) ou travaillé (T) indépendamment du type d'intrants organiques (moyenne). *Différence significative entre traitement et contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$). ns : non significatif. §Différence significative entre traitements (test t de Student, $p < 0,05$)..... | 155 |
| Figure 71. Cercle des corrélations et carte factorielle des modalités, obtenus par l'analyse en composantes principales (ACP) sur les propriétés physico-chimiques du sol, la biomasse des légumes (laitue, radis) produits sur une placette et les facteurs de bioconcentration de As (FBC As) et Pb (FBC Pb) en l'absence d'intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B) ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B) lors de la première phase de culture. CEC : capacité d'échange cationique, Corg : teneur en carbone organique, Cmic : teneur en carbone microbien, N : teneur en azote total, Ca ech, K ech, Mg ech, Na ech et P ech : fraction échangeable du calcium, potassium, magnésium, sodium et phosphore. Barres : erreurs types | 156 |
| Figure 72. Teneurs en As et Pb en fonction de la teneur en Al dans les légumes (laitue, poireau, chou, radis, haricot)..... | 158 |
| Figure 73. Schéma de synthèse à l'issue des expérimentations en conditions réelles présentées dans le chapitre 5 (CM : compost municipal ; CC : compost collectif ; B : biochar)..... | 170 |
| Chapitre 6 | |
| Figure 74. Schéma de synthèse des pratiques de gestion <i>in situ</i> qui pourraient être envisagées dans les jardins familiaux modérément contaminés en Pb | 179 |

Liste des tableaux

Chapitre 1

| | |
|---|----|
| Tableau 1. Occurrence de différentes plantes potagères dans les jardins en France d'après une enquête CSA pour l'UPJ (2007)..... | 6 |
| Tableau 2. Principales sources anthropiques d'éléments trace dans les sols (adapté de Feix, 2012).... | 12 |
| Tableau 3. Teneurs et sources des éléments trace (As, Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Tl, Zn) dans les sols de France (adapté de Antoni et al., 2011)..... | 13 |
| Tableau 4. Teneurs maximales en Pb et Cd dans certains légumes, fixées par la Commission Européenne (CE, 2006b, 2021)..... | 15 |
| Tableau 5. Application des notions d'aléa, d'exposition, de risque et de sécurité au cas des jardins familiaux | 16 |
| Tableau 6. Intrants utilisés pour la remédiation de sols contaminés en éléments trace (ADEME et al., 2017; Bidar et al., 2019; Bolan et al., 2014; Liénard et Colinet, 2014; Mench et al., 2006)..... | 21 |
| Tableau 7. Espèces chimiques formées par des éléments trace (Cd, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Pb et Zn) dans la solution du sol en fonction du pH (modifié d'après Feix, 2012)..... | 25 |
| Tableau 8. Effets possibles de l'activité microbiologique sur la mobilité des éléments trace dans le sol | 32 |
| Tableau 9. Interactions entre éléments conduisant à l'inhibition ou à la stimulation de leurs transferts vers la plante (adapté de Feix, 2012) | 37 |
| Tableau 10. Seuils réglementaires européens et français sur la teneur et le flux d'éléments trace et de composés organiques contenus dans les amendements organiques..... | 40 |
| Tableau 11. Bandes remarquables d'absorption dans l'infrarouge et leur évolution au cours du compostage (Smidt et al., 2005) | 43 |
| Tableau 12. Effet de la température de pyrolyse sur les principales propriétés physico-chimiques du biochar..... | 47 |

Chapitre 2

| | |
|---|----|
| Tableau 13. Distribution granulométrique (% volume) des sols étudiés (F et M)..... | 69 |
| Tableau 14. Principales propriétés chimiques des sols étudiés (F et M) et comparaison avec des valeurs de référence pour des sols de jardins familiaux et des sols agricoles peu acides..... | 69 |
| Tableau 15. Teneurs en éléments trace dans les sols étudiés (F et M) comparées au fond géochimique naturel local (FGNL) et aux valeurs d'analyse de la situation d'agriculture urbaine (VASAU 1 et 2) | 71 |
| Tableau 16. Types de composts, production, surveillance et utilisation possible dans les jardins familiaux | 74 |
| Tableau 17. Matières premières des composts autoproduits dans des parcelles (n=30) du site des jardins familiaux de la Fournillière..... | 75 |

Chapitre 3

| | |
|--|-----|
| Tableau 18. Description of the compost types..... | 86 |
| Tableau 19. Relative intensities of FT-MIR peaks (standard error)..... | 92 |
| Tableau 20. Portable X-ray fluorescence spectrometry limits of detection (LOD) and quantification (LOQ) compared to regulatory thresholds on As, Cd, Cu, Pb, Zn..... | 99 |
| Tableau 21. Number of composts in compliance with regulatory thresholds of Cu, Pb, Zn..... | 100 |
| Tableau 22. Pics d'absorbance FT-MIR des biochars étudiés..... | 102 |
| Tableau 23. Surface spécifique (moyenne \pm écart type) des biochars étudiés ($m^2 \cdot g^{-1}$)..... | 102 |

| | |
|---|-----|
| Tableau 24. Teneurs en éléments trace dans le biochar sélectionné (B4) et seuils réglementaires dans les amendements organiques (mg.kg ⁻¹)..... | 104 |
|---|-----|

Chapitre 4

| | |
|--|-----|
| Tableau 25. Éléments grossiers identifiables à l'œil nu dans les matériaux et tamisage | 109 |
| Tableau 26. Propriétés physico-chimiques des composts : industriel (CI), municipal (CM), domestique 1 (CD1), domestique 2 (CD2), collectif (CC) et du biochar (B) | 109 |
| Tableau 27. Modalités de mélange des intrants organiques avec les sols | 110 |
| Tableau 28. Effets du type de sol, du type de compost, de la dose et du temps (T) sur les concentrations en As, Cd, Cu, Pb et Zn dans la solution du sol pendant l'incubation..... | 115 |
| Tableau 29. Effets du type de sol, du type de compost, de la dose et du temps (T) sur les concentrations en As, Cd, Cu, Pb et Zn dans la solution du sol pendant la culture de la laitue | 118 |
| Tableau 30. Effets du type de sol, du type de compost et de la dose sur les teneurs et les quantités totales de As, Cd, Cu, Pb et Zn dans la partie aérienne de la laitue (masse fraîche) | 120 |
| Tableau 31. Effets de la dose du biochar et du temps (T) sur les concentrations en As, Cd, Cu, Pb et Zn dans la solution du sol F pendant l'incubation et la culture de la laitue..... | 124 |
| Tableau 32. Effets de la dose du biochar sur les teneurs et les quantités totales de As, Cd, Cu, Pb et Zn dans la partie aérienne ou souterraine de la laitue cultivée sur le sol F..... | 125 |
| Tableau 33. Synthèse des effets des apports des composts et du biochar sur les concentrations moyennes en As, Cd, Cu, Zn dans la solution des sols F et M pendant l'incubation des expérimentations 1 et 2 | 131 |
| Tableau 34. Synthèse des effets des composts et du biochar sur les teneurs en As, Cd, Cu, Zn dans la partie aérienne de la laitue cultivée sur les sols F et M dans les expérimentations 1 et 2..... | 133 |

Chapitre 5

| | |
|--|-----|
| Tableau 35. Effets du type d'intrants organiques et du type de légumes sur les teneurs et les facteurs de bioconcentration (FBC) de As et Pb dans les légumes produits lors de la première phase de culture. | 150 |
| Tableau 36. Effets du type d'intrants organiques et du travail du sol sur les teneurs et les facteurs de bioconcentration (FBC) de As et Pb dans le radis produit lors de la deuxième phase de culture..... | 153 |
| Tableau 37. Comparaison des doses toxicologiques de référence (RfD, IRL) avec les doses journalières d'exposition à As et Pb pour les consommateurs des légumes (laitue, poireau, chou, radis, haricot) produits en l'absence d'intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B) ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B) | 159 |
| Tableau 38. Synthèse des effets des intrants organiques sur le facteur de bioconcentration de As et Pb dans les légumes (laitue, poireau, chou, radis, haricot)..... | 163 |

Liste des annexes

| | |
|--|-----|
| Annexe 1. Questionnaire utilisé pour mener les entretiens auprès des jardiniers amateurs | 211 |
| Annexe 2. Physicochemical properties of total (TF) and fine (FF) (< 2 mm) fractions of industrial composts (IC), municipal composts (MC), home composts made of green waste (HC-GW) or a mixture of green and food waste (HC-GW+FW) and community composts (CC). Values are averages with standard error in bracket. Different letters indicate significant differences (p < 0.05) between compost types (lowercase) and fractions (capital)..... | 212 |
| Annexe 3. Arithmetic average of ATR FT-MIR absorbance spectra (shifted on the absorbance-axis) of industrial composts (IC), municipal composts (MC), home composts made of green waste (HC-GW) or a mixture of green and food waste (HC-GW+FW) and community composts (CC). The white band corresponds to the diamond interference region | 213 |
| Annexe 4. Analysis of covariance (ANCOVA) of trace metals (Pb, Cu, Zn, Mn, Rb and Zr), metalloid (As) and Ti with mineral matter (MM) contents and relative intensities of FT-MIR peaks | 214 |
| Annexe 5. Liste des méthodes de préparation et d'analyse des matériaux utilisés dans les expérimentations en conditions semi-contrôlées | 215 |
| Annexe 6. Masse volumique des sols étudiés..... | 215 |
| Annexe 7. Capacité de rétention en eau au ressuyage des intrants organiques et de certaines modalités de mélange dans les expérimentations en conditions semi-contrôlées..... | 216 |
| Annexe 8. Paramètres physicochimiques de l'eau d'arrosage dans les expérimentations en conditions semi-contrôlées | 216 |
| Annexe 9. Effets du type de sol, du type de compost, de la dose et du temps (T) sur le pH et la conductivité électrique (CE) dans la solution du sol pendant l'incubation de l'expérimentation 1 en conditions semi-contrôlées | 216 |
| Annexe 10. pH de la solution des sols F et M en fonction du temps pendant l'incubation de l'expérimentation 1 en conditions semi-contrôlées sans apport de compost (marron), avec le compost industriel (gris), le compost municipal (rouge), le compost domestique 1 (bleu), le compost domestique 2 (vert) ou le compost collectif (orange) à une dose de 10 kg.m ⁻² (-10) ou de 20 kg.m ⁻² (-20)..... | 217 |
| Annexe 11. Conductivité électrique de la solution du sol (CE) dans la solution des sols F (a) et M (b) pendant l'incubation sans apport de compost (N), avec le compost industriel (CI), le compost municipal (CM), le compost domestique 1 (CD1), le compost domestique 2 (CD2) ou le compost collectif (CC) à une dose de 10 kg.m ⁻² (-10) ou de 20 kg.m ⁻² (-20). Lettres : différence significative entre amendements (test de Tukey, p<0,05). *Différence significative avec le sol contrôle N (test de Dunnett, p<0,05)..... | 217 |
| Annexe 12. Effets de la dose de biochar et du temps (T) sur le pH et la conductivité électrique (CE) dans la solution du sol F pendant l'incubation de l'expérimentation 2 en conditions semi-contrôlées | 218 |
| Annexe 13. Effets de la dose de biochar sur le pH, la conductivité électrique (CE), le carbone organique dissous (COD), l'absorbance spécifique (SUVA) et les ratios d'absorbances (E2/E3, E2/E4, E4/E6) de la solution du sol F après 35 jours d'incubation de l'expérimentation 2 en conditions semi-contrôlées | 218 |
| Annexe 14. Paramètres physico-chimiques de la solution du sol F en fonction de la dose de biochar après 35 jours d'incubation de l'expérimentation 2 en conditions semi-contrôlées : pH, conductivité électrique (CE), phosphore dissous (P), carbone organique dissous (COD), ratios d'absorbances (E2/E3 et E2/E4). Lettres : différences significatives (test de Tukey, p<0,05) | 218 |
| Annexe 15. Biomasse aérienne de la laitue (masse fraîche) produite à la fin de l'expérimentation 1 en conditions semi-contrôlées dans les sols F (a) et M (b) sans apport de compost (N), avec le compost industriel (CI), le compost municipal (CM), le compost domestique 1 (CD1), le compost domestique 2 (CD2) ou le compost collectif (CC) à une dose de 10 kg.m ⁻² (-10) ou de 20 kg.m ⁻² (-20). Lettres : | |

| | |
|---|-----|
| différence significative entre amendements (test de Tukey, $p < 0,05$). *Différence significative avec le sol contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$) | 219 |
| Annexe 16. Propriétés physico-chimiques, biochimiques et test cresson du compost municipal (CM), du compost collectif (CC) et du biochar (B) utilisés pour l'expérimentation en conditions réelles (moyenne \pm erreur type)..... | 219 |
| Annexe 17. Pluviométrie pendant les phases de culture 1 et 2 de l'expérimentation en conditions réelles à une station météorologique située à moins de 1 km du site expérimental (Dervallières, Nantes) | 220 |
| Annexe 18. Teneurs et facteurs de bioconcentration (FBC) de As, Cd, Cu, Pb et Zn dans les légumes (moyenne et erreur type) cultivés lors de la phase de culture 1 de l'expérimentation en conditions réelles dans le sol sans intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B) ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B). *Différence significative entre traitement et contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$). ns : non significatif..... | 221 |
| Annexe 19. Synthèse des effets des apports des intrants organiques sur le facteur de bioconcentration de As, Cd, Cu, Pb et Zn dans la laitue, le poireau, le chou, le radis et le haricot produits lors de la phase de culture 1 de l'expérimentation en conditions réelles dans le sol sans intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B) ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B). Rouge ou vert foncé : augmentation ou diminution significative (test de Dunnett, $p < 0,05$). Orange ou vert clair: augmentation ou diminution non significative..... | 221 |
| Annexe 20. Teneurs et facteurs de bioconcentration (FBC) de As, Cd, Cu, Pb et Zn dans le radis cultivé lors de la phase de culture 1 de l'expérimentation en conditions réelles dans le sol sans intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B) ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B) indépendamment du travail du sol (moyenne et erreur type). *Différence significative entre traitement et contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$). ns : non significatif. Barre rouge : teneurs maximales réglementaires (CE, 2006b, 2021) | 222 |
| Annexe 21. Effets du type d'intrant organique et du type de légume sur la biomasse de légume produite lors de la phase de culture 1 de l'expérimentation en conditions réelles | 222 |
| Annexe 22. Effets du type d'intrant organique et du travail du sol sur la biomasse du radis produite lors de la phase de culture 2 de l'expérimentation en conditions réelles | 222 |
| Annexe 23. Propriétés physico-chimiques du sol en fonction des intrants organiques et des phases de culture de l'expérimentation en conditions réelles (moyenne \pm erreur type) | 223 |
| Annexe 24. Cercle des corrélations et carte factorielle des modalités, obtenus par l'analyse en composantes principales (ACP) sur les propriétés physico-chimiques du sol, la biomasse des légumes (chou, poireau, haricot) produits sur une placette et les facteurs de bioconcentration de As (FBC As) et Pb (FBC Pb) en l'absence d'intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B) ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B) lors de la première phase de culture. CEC : capacité d'échange cationique, Corg : teneur en carbone organique, Cmic : teneur en carbone microbien, N : teneur en azote total, Ca ech, K ech, Mg ech, Na ech et P ech : fraction échangeable du calcium, potassium, magnésium, sodium et phosphore. Barres : erreurs types | 224 |

Préambule

Ce travail de thèse a été effectué au sein du Laboratoire Eau et Environnement (LEE) de l'actuelle Université Gustave Eiffel et de l'ex Institut français des sciences et technologies des transports, de l'aménagement et des réseaux (IFSTTAR) ainsi qu'au sein de l'Unité propre de recherche Environnement Physique de la plante Horticole (EPHor) de l'Institut Agro Rennes-Angers.

Ce travail de thèse a été co-financé par l'actuelle Université Gustave Eiffel et par l'Agence de la transition écologique (ADEME).

Ce travail de thèse s'est appuyé sur le projet POTAGERS soutenu par l'ADEME depuis 2019 pour une durée de 4 ans (APR Graine 2017, subvention n° 1972C0018). Ce projet réunit le LGCgE de Junia-ISA Lille (coordinateur) et de l'Université de Lille, AgroParisTech-INRAe, l'IRSTV (FR CNRS 2488), Groupe Agriopale et l'INERIS. L'objectif général du projet est d'évaluer le potentiel de remédiation d'une grande variété d'intrants minéraux et/ou organiques dans des sols de jardins potagers appartenant à différents contextes pédoclimatiques français et concernés par différents types de contamination. Un article intitulé "Effects of inorganic and organic amendments on the extractability of As, Cd, Pb and Zn in kitchen garden soils" a été co-écrit avec des partenaires du projet POTAGERS. Cet article a été publié en 2022 dans la revue *Advances in Environmental and Engineering Research* (Schnackenberg *et al.*, 2022).

Une partie de ce travail de thèse a fait l'objet d'un article intitulé "Home and community composts in Nantes city (France): quality and safety regarding trace metals and metalloids" et écrit avec René GUÉNON, Liliane JEAN-SORO et Laure Vidal-BEAUDET. Cet article a été accepté pour publication dans le journal *Environmental Monitoring and Assessment*.

Il est important de souligner ici l'impact de la crise sanitaire causée par la pandémie de Covid-19 sur ce travail de thèse qui a débuté en octobre 2018. Les nombreuses expérimentations en serre et au jardin ainsi que les analyses associées ont été fortement affectées ; leurs mises en œuvre en ont été contraintes et retardées.

Introduction générale

Les services que rendent les jardins familiaux en milieu urbain sont nombreux : approvisionnement alimentaire, régulation du climat local, réservoir de biodiversité, création d'opportunités sociales et contribution au bien-être général (Genter et al., 2015; Guitart et al., 2012; Guyon, 2008; Kirby et al., 2021; Pourias et al., 2012). Les jardins familiaux ont longtemps été installés sur des sites délaissés ou à faible valeur foncière sans prise en compte de la qualité sanitaire et agronomique des sols. Aujourd'hui, la prise en considération du potentiel d'un sol à fournir des services en agriculture urbaine devient un enjeu pour l'aménagement urbain. Des projets comme Destisol et Destisol'AU soutenus par l'ADEME depuis 2014 apportent des outils opérationnels pour une meilleure prise en compte des services écosystémiques.

Depuis quelques années, des diagnostics de contamination dans les jardins familiaux, par des éléments trace, sont fréquemment établis et peuvent compromettre le maintien de la pratique du jardinage après évaluation des risques (Le Guern et al., 2018). Le plus souvent en cause, des teneurs anormales dans les sols en plomb (Pb), cuivre (Cu) et zinc (Zn) (Bechet et al., 2018; Feix et Tremel-Schaub, 2005; Sauvaget, 2019). Même à faible dose d'exposition, le plomb mais aussi l'arsenic (As) et le cadmium (Cd) présentent une toxicité élevée pour la santé humaine d'après l'Organisation mondiale de la Santé et la Food and Drug Administration aux États-Unis (Adams et al., 1989; Carrington et al., 2009; Wolnik et al., 1985). Des seuils réglementaires s'imposent donc pour la vente de légumes et des valeurs toxicologiques de référence ont été proposées pour établir les risques sanitaires. Pour les jardiniers et leur foyer, plusieurs voies d'exposition sont possibles et l'alimentation est une des voies principales à travers la consommation de légumes autoproduits (Izquierdo et al., 2015; Liénard et Colinet, 2018).

Différentes méthodes de gestion du site sont envisageables pour éviter une restriction des usages des jardins familiaux dont le sol est contaminé par des éléments trace issus d'une source diffuse. Les méthodes de traitement du sol dont l'objectif est d'éliminer le(s) contaminant(s) sont coûteuses, altèrent les propriétés chimiques, physiques et biologiques des sols et peuvent nécessiter l'excavation et le remplacement du sol contaminé (Le Guern et al., 2018; Simonnot et Croze, 2008). D'autres méthodes, moins invasives, visent à limiter le transfert de l'élément contaminant dans les légumes. Elles présentent l'avantage de préserver l'essentiel des propriétés physicochimiques et biologiques du sol, sans interrompre la pratique du jardinage. Ces méthodes « douces » reposent sur la notion de biodisponibilité des éléments trace qui est la résultante d'une combinaison de mécanismes physico-chimiques et

physiologiques faisant intervenir les propriétés du sol et celle de la plante potagère (Feix et Tremel-Schaub, 2005). Parmi ces méthodes, peuvent être citées la phytoextraction et la stabilisation physico-chimique *in situ*. La première consiste à exploiter la capacité de certaines plantes dites hyperaccumulatrices à absorber le contaminant par leurs racines et à le transloquer dans leurs parties aériennes (Raskin et al., 1994; Salt et al., 1995). La phytoextraction peut cependant s'avérer inefficace pour remédier à une contamination caractérisée par une faible biodisponibilité, même lorsqu'elle est bioaugmentée à l'aide d'inoculum bactériens (Bouquet, 2018). C'est notamment le cas pour Pb dans les sols qui est fortement retenu sur les fractions particulaire et colloïdale de la matière organique (Pourrut et al., 2011). La méthode de stabilisation physico-chimique *in situ* consiste quant à elle en l'introduction de matériaux organiques et/ou inorganiques dans le but de réduire la fraction du contaminant qui est biodisponible pour les plantes (Liénard et Colinet, 2014). L'efficacité d'une grande variété d'intrants organiques et/ou minéraux a été étudiée au travers des projets PhytExPPO (2014 - 2017) et POTAGERS (en cours depuis 2019) soutenus par l'ADEME.

Les intrants organiques présentent l'avantage d'être, pour certains, couramment utilisés dans les jardins familiaux par les jardiniers amateurs. L'intrant organique le plus utilisé à des fins agronomiques dans les jardins familiaux est le compost et il s'agit souvent d'un compost autoproduit par le jardinier sur sa parcelle (Edmondson et al., 2014; Girardin, 1994) ou encore de composts restitués par les communes. De nombreuses études ont montré que le compost est un produit efficace en remédiation de sols de jardins contaminés mais les composts testés sont issus de procédés industriels ou de laboratoire (ADEME et al., 2017; Liénard et Colinet, 2014). Aucune étude à notre connaissance ne porte spécifiquement sur les effets des composts autoproduits sur le transfert des éléments trace dans les légumes. Récemment, il a été montré que les amendements organiques utilisés dans les jardins urbains sont responsables de l'accumulation d'éléments trace (Cd, Cu et Zn) dans les sols (Zhong et al., 2022). La qualité des composts autoproduits doit donc être étudiée pour vérifier leur innocuité chimique et biologique car ils ne sont pas contrôlés comme peuvent l'être les composts industriels commercialisés et utilisés en agriculture. Il ressort de quelques rares études une forte hétérogénéité de certaines propriétés chimiques telle que la teneur en matière organique et l'occurrence de contamination par des éléments trace (Pelfrène et al., 2019; Smith et Jasim, 2009; Vázquez et al., 2015; Vázquez et Soto, 2017). Les premiers résultats du projet POTAGERS suggèrent qu'il pourrait exister une pratique de compostage et un usage du compost, propre à chaque jardinier (ADEME et al., 2020). Face à ce constat, il semble nécessaire de redoubler d'effort pour construire une typologie des composts autoproduits. Comme d'autres intrants organiques, les composts autoproduits sont régulièrement appliqués

au jardin et les doses utilisées sont approximatives et souvent excessives par rapport aux besoins des cultures potagères (ADEME et al., 2020; Schwartz, 2013a). Un compost industriel, apporté à des doses élevées, est susceptible de conduire à la mobilisation d'éléments trace en lien avec la libération de matière organique dissoute pouvant jouer le rôle de ligand (Beesley et Dickinson, 2010). L'application de composts autoproduits, de qualité variable, à des doses élevées pourrait avoir des effets très hétérogènes sur le transfert d'éléments trace dans les légumes et être associée à une mobilisation voire un transfert accru des éléments trace. Dans les jardins familiaux, l'application répétée pendant des années d'intrants organiques pourrait aussi limiter la capacité d'un nouvel apport de compost à stabiliser la contamination du sol.

Le biochar est un autre type d'intrant organique issu d'un procédé de pyrolyse conduisant à une stabilité élevée de la matière organique. L'utilisation du biochar a récemment fait ses preuves pour remédier à la contamination de sols par stabilisation physico-chimique *in situ* et a pu présenter une efficacité supérieure à celle du compost industriel sans présenter autant de risque de mobilisation (Agegnehu et al., 2017; Guo et al., 2020; Hu et al., 2020; Karami et al., 2011; Khan et al., 2021). À la différence des composts, le biochar ne peut être facilement autoproduit et son achat présente un certain coût. Toutefois, l'efficacité du biochar pourrait être plus durable en raison de son temps de résidence dans les sols et de la stabilisation de la matière organique du sol (Méndez et al., 2013). Dans le même temps, l'apport de biochar présente aussi l'intérêt de pouvoir participer au stockage de carbone dans le sol (Bolan et al., 2022).

L'objectif de ce travail de thèse est de déterminer si, dans le cas des sols de jardins familiaux contaminés en Pb à un niveau modéré par rapport au fond géochimique naturel, l'usage de composts autoproduits serait en mesure de réduire le transfert des éléments trace dans les légumes autoproduits, ou bien s'il est nécessaire d'adapter les pratiques en utilisant d'autres intrants comme par exemple du biochar afin de limiter les risques sanitaires.

La démarche du travail de thèse est présentée après une étude bibliographique proposée dans le chapitre 1. Les matériels et les méthodes préalables à l'élaboration des dispositifs expérimentaux sont présentés dans un second chapitre. Le chapitre 3 est dédié à la caractérisation de composts autoproduits et de biochars pour parvenir à une sélection des intrants organiques testés ensuite dans des expérimentations menées en conditions semi-contrôlées et réelles au jardin. Ces expérimentations sont respectivement présentées dans les chapitres 4 et 5. Une discussion générale est proposée dans un dernier chapitre avant de conclure sur ce travail et les perspectives qu'il amène.

Chapitre 1.

Étude bibliographique

1.1. Les jardins familiaux

1.1.1. Définition

Les jardins familiaux, anciennement appelés jardins ouvriers, appartiennent à la catégorie des jardins collectifs qui rassemblent par ailleurs les jardins partagés¹, les jardins pédagogiques et les jardins d'insertion socio-professionnelle. Ils possèdent une définition juridique selon la loi du 26 juillet 1952 mentionnant ce qui suit : « sont considérés comme jardins familiaux, au regard de la présente loi, les parcelles de terre que leurs exploitants cultivent personnellement, en vue de subvenir aux besoins de leur foyer, à l'exclusion de tout usage commercial ». Morphologiquement, ce sont des petites parcelles accolées, séparées de clôtures et d'allées possédant généralement chacune un abri de jardin à la différence des jardins partagés qui sont des espaces ouverts où le jardinage est pratiqué collectivement.

1.1.2. Fonctions ou services rendus par les jardins familiaux

Les jardins familiaux rendent des services de production alimentaire notamment en milieu urbain où la sécurité alimentaire durable est une forte préoccupation (Guitart et al., 2012; Guyon, 2008; Pourias et al., 2012). Ils contribuent aussi de manière substantielle au bien-être général en formant un refuge contre le stress, en créant des opportunités sociales, en jouant un rôle urbanistique, en offrant un contact privilégié avec la nature et en favorisant le développement personnel et un mode de vie plus sain (Genter et al., 2015; Guyon, 2008). Dans des jardins familiaux en Europe et aux États-Unis, le bien-être général est globalement perçu comme plus important que les bénéfices nutritionnels de la consommation de produits sains au sens strict (Kirby et al., 2021; Pourias et al., 2012). La Figure 1 donne les poids relatifs des bénéfices rendus par des jardins familiaux à Paris (Pourias et al., 2012). En raison de ces nombreux bénéfices, les jardins familiaux se développent rapidement dans le milieu urbain. La difficulté pour obtenir du parcellaire en ville conduit les gestionnaires à installer les jardins familiaux sur des espaces de faible valeur foncière (Rémy et al., 2015). Malgré tout, les demandes d'attribution de jardin par les habitants sont si nombreuses qu'elles peuvent être mises en attente plusieurs années.

¹ « Un jardin partagé est un jardin conçu, construit et cultivé collectivement par les habitants d'un quartier ou d'un village » extrait du site internet du réseau des jardins partagés jardins-partages.org (consulté le 05/01/2022)

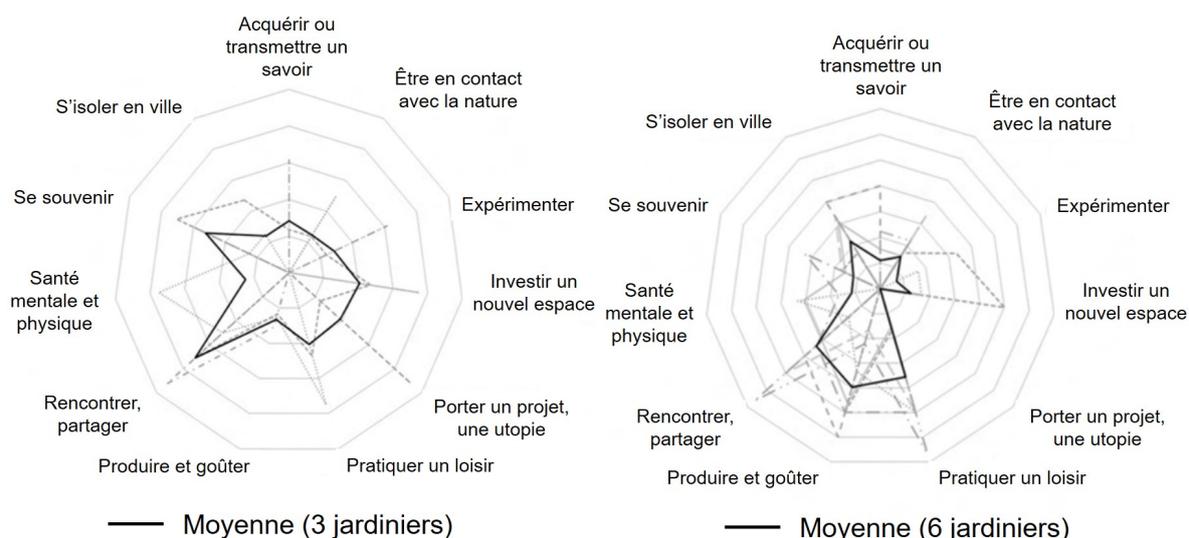


Figure 1. Poids de différentes fonctions rendues par des jardins familiaux (modifié d'après Pourias et al., 2012)

1.1.3. Les pratiques du jardinage

1.1.3.1. Cultures potagères typiques

Les cultures potagères sont variées mais certaines sont très fréquentes. La tomate, la salade, la pomme de terre, le haricot vert et la carotte sont cultivés dans plus d'un quart des jardins en France (Tableau 1) d'après une enquête de l'Institut *Consumer Science & Analytics* (CSA) pour l'Union des Entreprises pour la Protection des Jardins et des Espaces Publics (UPJ, 2007) portant sur un échantillon représentatif de la population française (n=1007).

Tableau 1. Occurrence de différentes plantes potagères dans les jardins en France d'après une enquête CSA pour l'UPJ (2007)

| | | | | | | |
|----------------|------------------------|------------|----------------|--------------|---------|-----------|
| | Tomate | Salade | Pomme de terre | Haricot vert | Carotte | Radis |
| Occurrence (%) | 61 | 51 | 39 | 35 | 25 | 24 |
| | Poireau | Aromates | Courges | Concombre | Chou | Aubergine |
| Occurrence (%) | 24 | 20 | 16 | 13 | 12 | 8 |
| | Oignon, ail, échalotte | Petit pois | Poivron | Betterave | | |
| Occurrence (%) | 7 | 4 | 4 | 3 | | |

1.1.3.1.1. Travail du sol

L'intensité, la fréquence et la profondeur du travail du sol sont variables. Le travail du sol est parfois limité en profondeur et en intensité *e.g.* semis direct. Il peut aussi être réalisé à la grelinette, à la pelle bêche ou encore au motoculteur dans une moindre mesure. Le

motoculteur affecte profondément le sol jusqu'à 30 cm tandis que la grelinette décompacte et aère le sol sur une profondeur moyenne de 20 cm (Schwartz, 2013a).

1.1.3.1.2. Produits phytosanitaires

Seuls les produits phytosanitaires autorisés en agriculture biologique peuvent être utilisés par les jardiniers d'après la loi du 6 février 2014 et la loi du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte. Il peut s'agir de substances actives organiques (*e.g.* purins végétaux autoproduits, pyrèthrine, roténone), de produits minéraux (*e.g.* bouillie bordelaise c'est-à-dire sulfate de cuivre et chaux, soufre) ou de microorganismes (*e.g.* *Trichoderma*, *Bacillus thuringiensis*).

1.1.3.1.3. Engrais naturels et synthétiques

Les engrais fournissent aux plantes les nutriments dont elles ont besoin. Il s'agit d'oligoéléments et des éléments N, P et K dans des proportions variables à adapter au type de culture (Schwartz, 2013a). Les engrais naturels (*e.g.* farines d'os, de sang, d'algues, Sul-Po-Mag, borax) n'ont pas subi de transformation chimique contrairement aux engrais synthétiques (*e.g.* ammonitrate, superphosphate, sulfate de potassium) et doivent généralement être dégradés par les microorganismes du sol conduisant à une lente libération des nutriments et une stimulation de l'activité biologique (Schwartz, 2013a).

1.1.3.1.4. Amendements organiques et minéraux

Les amendements du sol ont vocation à en améliorer les propriétés biologiques et physico-chimiques. Des amendements calciques et magnésiens (*e.g.* roches calcaires broyées et chaux) peuvent réguler le pH des sols grâce aux carbonates qu'ils contiennent et peuvent favoriser leur structuration grâce aux cations bivalents Ca^{2+} et Mg^{2+} . Des amendements organiques (*e.g.* paillage, mulching, apport de compost ou effluents d'élevage) peuvent favoriser la structuration du sol, en limiter l'érosion et maintenir la ressource en eau du sol.

Certains amendements comme le compost et les effluents d'élevage ont aussi une capacité de fertilisation ; des nutriments sont libérés lors de la dégradation de la matière organique dont ces amendements sont composés. Une dose de compost frais de $3 \text{ kg.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ est généralement suffisante pour couvrir les besoins des cultures potagères compte tenu de la teneur moyenne des composts en N, P et K (Schwartz, 2013a). En fonction de la richesse du sol, un ajustement peut aller de 2 à $15 \text{ kg.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ de compost frais mais très souvent les apports en nutriments sont excessifs (Schwartz, 2013a).

Au jardin, le compost est l'intrant organique le plus courant suivi par le fumier (Edmondson et al., 2014). A noter que le fumier peut être composté et commercialisé (*i.e.*

Bochevo©). Avant de recourir à un compost industriel et commercialisé dans les jardinerie, les jardiniers peuvent aussi utiliser des composts autoproduits. Quelques études locales montrent que les jardiniers utilisent très souvent leur propre compost, issu des déchets générés au jardin ou au domicile dans le but d'amender le sol du jardin (Edmondson et al., 2014; Girardin, 1994). D'autres sources de composts autoproduits existent en milieu urbain et périurbain et ont vocation à être accessibles aux différents acteurs de l'agriculture urbaine (Zhongming et al., 2020) ; leurs usages dans les jardins familiaux ne semblent pas encore étudiés et feront l'objet d'une enquête (Chapitre 2) et d'expérimentations (Chapitres 4 et 5).

1.1.4. Spécificités des sols de jardins familiaux

1.1.4.1. Usages actuels et passés

Les propriétés biologiques et physico-chimiques des sols de jardins familiaux sont le résultat des différentes pratiques du jardinage mais aussi des usages passés. Les pratiques de gestion adoptées par les jardiniers ont des effets intenses sur les propriétés biologiques, physiques et chimiques des sols (ADEME et al., 2019; Edmondson et al., 2014; Joimel, 2015; Schwartz, 2013a, 2013b). Variables d'un jardinier à l'autre, leur mise en œuvre est aussi hétérogène à l'échelle de la parcelle pour répondre aux besoins spécifiques de chaque type de culture (Schwartz, 2013a). En s'implantant en zones urbaines et péri-urbaines, les jardins familiaux reposent bien souvent sur des sols délaissés (Rémy et al., 2015) comme d'anciens sites d'activité industrielle ou militaire ou encore comme des sites aux abords de voies aux trafics routiers ou ferroviaires intenses. Les perturbations anthropiques que ces sols ont pu subir sont diverses et de degrés variables : d'une simple modification des propriétés du sol à une complète construction de sols scellés (A. Lehmann et Stahr, 2007) ou une construction de sols fertiles à partir de déchets (Vidal-Beaudet et al., 2017).

1.1.4.2. Classification des sols de jardins familiaux

Perturbés par les activités humaine au travers d'usages passés et de la pratique du jardinage, les sols de jardins familiaux sont qualifiés de sols anthropisés (Morel et al., 1999; Schwartz, 2013a). Ils peuvent être catégorisés comme des Anthrosoles d'après le référentiel pédologique français, (Rossignol et al., 2008) ou bien comme des Anthrosols hortic ou encore des Technosols d'après la Base de référence mondiale (WRB – World Reference Base, 2014), selon l'importance de l'origine technique des matériaux qui les composent. En raison des apports répétés d'intrants organique et minéraux, les sols de jardins familiaux peuvent aussi entrer dans la catégorie des Hortisols ou des sols anthropiques hortiques. En occupant des sols urbains, ils peuvent par ailleurs entrer dans la catégorie des SUTMAs (Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas, IUSS).

1.1.4.3. Intensité de l'anthropisation des sols de jardins familiaux

Les sols de jardins au sens large, définis par la pratique du jardinage, peuvent se placer dans un gradient d'anthropisation d'après Joimel (2015) (Figure 2). Bien que leur fonctionnement soit proche de celui des sols agricoles (Cheverry et Gascuel-Oudou, 2009), les sols de jardins en diffèrent par leurs modes de gestion plus intensifs et plus variés (Schwartz, 2013a). Les pratiques associées au jardinage favorisent certaines propriétés du sol notamment la teneur en carbone organique et en azote total, le ratio C/N et la densité apparente en lien direct avec les intrants organiques et minéraux qui peuvent être apportés de façon conséquentes jusqu'à dépasser les besoins des cultures (Edmondson et al., 2014; Girardin, 1994; Schwartz, 2013b).

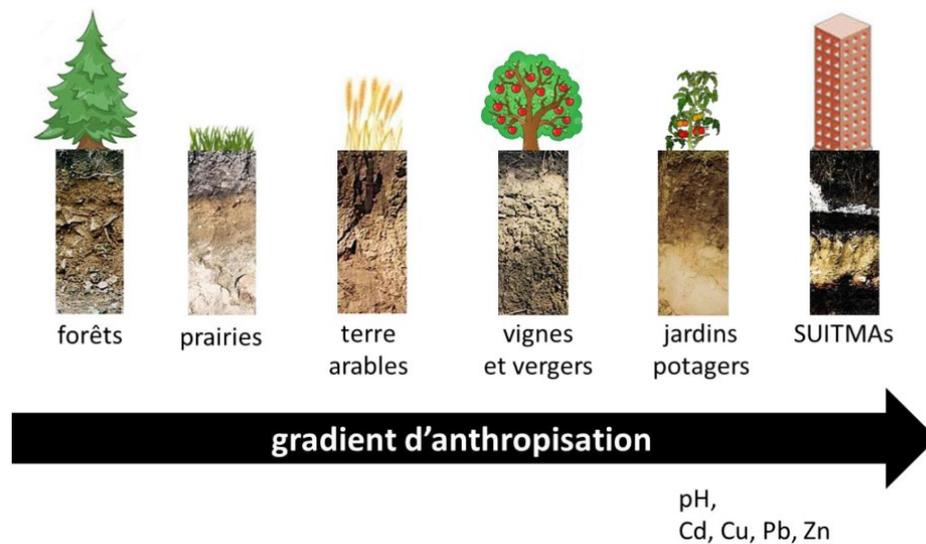


Figure 2. Gradient d'anthropisation de grands types d'usage des sol en fonction de leurs propriétés physico-chimiques (Joimel, 2015)

1.1.4.4. Variabilité des propriétés des sols de jardins familiaux

L'étude des sols de jardins familiaux a démarré il y a une trentaine d'années et connaît davantage de succès aujourd'hui. Les changements d'usage, l'ancienneté du jardin et la diversité des pratiques de jardinage conduisent à une forte variabilité des propriétés des sols de jardins familiaux. Ces sols présentent un horizon de surface généralement bien structuré d'une épaisseur très variable de 20 à 40 cm selon les pratiques de travail du sol. Dans cet horizon de surface, la teneur en matière organique est relativement élevée comparé à d'autres types de sols avec généralement plus de 40 g.kg⁻¹ et s'avère très variable en atteignant parfois 300 g.kg⁻¹ (Bidar et al., 2017; Chenot et Schwartz, 2021). Le pH et la capacité d'échange cationique sont également relativement variables et compris respectivement entre 4,2 - 8,1 et 4 - 37 meq.100 g⁻¹ (ADEME et al., 2017). La variabilité des propriétés des sols est observée à

courte distance et s'explique notamment par la non uniformité des pratiques adoptées par un même jardinier à l'échelle du jardin (Bechet et al., 2018; Jean-Soro et al., 2015). La Figure 3a illustre l'hétérogénéité spatiale du pH qui peut être rencontrée dans l'horizon de surface du sol d'une parcelle.

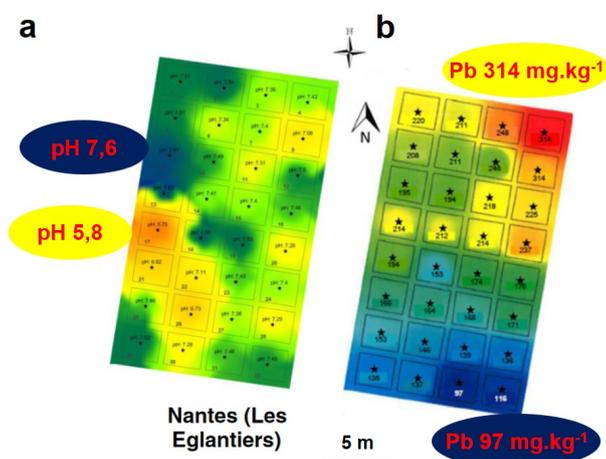


Figure 3. Cartographie (a) du pH et (b) de la teneur totale en Pb dans un jardin familial (Eglantiers, Nantes) (modifié d'après Bechet et al., 2018)

1.1.5. Éléments trace dans les jardins familiaux

1.1.5.1. Définition de la notion d'élément « trace »

Un élément est qualifié de « trace » en raison de sa faible teneur dans la croûte terrestre. Les éléments trace métalliques (*e.g.* Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) forment des cations en perdant un ou plusieurs électrons et peuvent former des liaisons métalliques ou ioniques à la différence des éléments trace non métalliques (Se). Les éléments trace métalloïdes (*e.g.* As, Sb) ont des propriétés chimiques intermédiaires ; ils peuvent former des oxyanions en fonction de leur degré d'oxydation (*e.g.* AsO₄³⁻).

1.1.5.2. Fond géochimique naturel et anthropisé

La distribution des éléments trace dans les sols dépend principalement de la composition géochimique des roches mères et de leur altération pédogénétique. Tous sont ainsi naturellement présents dans les sols pour constituer un fond géochimique naturel (GisSol et al., 2011). Les teneurs en éléments trace du fond géochimique naturel ou peu anthropisé peuvent être approchées localement par l'analyse des roches mères (Le Guern et al., 2017). Plus localement, des sources d'éléments trace peuvent en faire varier les teneurs. Un fond géochimique anthropisé peut alors être défini en contexte urbain (Le Guern et al., 2017). Une anomalie pour un élément trace donné est ainsi considérée comme une teneur dépassant le fond géochimique local, le terme de contamination est alors utilisé.

1.1.5.3. Contamination ponctuelle ou diffuse des sols

Des sources anthropiques peuvent modifier la teneur naturelle du sol en éléments trace et engendrer des contaminations ponctuelles ou diffuses (GisSol et al., 2011). Les contaminations diffuses se caractérisent par une large emprise spatiale, des teneurs modérées et souvent une combinaison de différentes sources. Les contaminations ponctuelles, au contraire très localisées, présentent des teneurs élevées et la source est généralement unique et bien identifiée. Parmi les sources anthropiques on trouve les activités industrielles et artisanales, minières, agricoles ou encore les secteurs des déchets et des transports (Feix et Tremel-Schaub, 2005). Le Tableau 2 liste les sources anthropiques potentielles pour différents éléments trace. En France, le Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS) mis en place par le Groupement d'intérêt scientifique sur le sol (GIS SOL) a notamment déterminé les teneurs en éléments trace totales (As, Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Tl, Zn) et extractibles à l'EDTA (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) dans l'horizon de surface de nombreux sols en France (GisSol et al., 2011). Le Tableau 3 donne la teneur médiane et le percentile à 95 % ainsi que les potentielles sources naturelles et anthropiques de ces éléments trace dans les sols de France. Un inventaire des sites et sols pollués en France est mené depuis 1994 par les DREAL et est archivé dans la base de données BASOL. D'après cet inventaire, Pb, Cr et As sont respectivement responsables de près de 15, 13 et 10 % des contaminations des 9 527 sites pollués.

1.1.5.4. Origine des contaminations rencontrées dans les sols de jardins familiaux

En milieu urbain, l'urbanisation croissante et le prix du foncier contraignent les jardins à s'installer sur des sites délaissés et potentiellement contaminés (Rémy et al., 2015). L'activité de jardinage elle-même peut être une source d'éléments trace (*i.e.* As, Cd, Cu, Zn) à travers l'usage de produits phytosanitaires, d'engrais et d'amendements divers (Chen et al., 1997; Schwartz, 1993). Les cendres et scories épandus dans ces espaces sont notamment connues pour concentrer les éléments trace non volatils après calcination de biodéchets (Beausoleil et Côté, 2006).

Bien que les anomalies d'origine anthropique soient très courantes dans ce type de sol, des anomalies d'origine naturelle dites géogènes sont également décelées dans des jardins familiaux (Jean-Soro et al., 2015; Joimel et al., 2016; Schwartz, 1993). Dans ce dernier cas, la teneur en éléments trace correspond au fond géochimique naturel local résultant de l'altération de roches mères naturellement riches en certains éléments trace. Ainsi, les teneurs en éléments trace dans le sol des jardins familiaux sont beaucoup plus hétérogènes que dans les sols agricoles et peuvent varier largement à l'échelle de la parcelle (Bechet et al., 2018).

La Figure 4 illustre cette variabilité à l'échelle de villes comme Lisbonne (Portugal) et Nantes (France), variabilité particulièrement marquée pour les teneurs totales en Cu, Pb et Zn. A l'échelle de la parcelle, la variabilité spatiale peut être du même ordre de grandeur comme le montre la Figure 3b pour Pb d'après Bechet et al. (2018).

1.1.5.5. Contamination des cultures potagères

Les légumes autoproduits dans les jardins familiaux peuvent présenter des teneurs en éléments trace anormales comme le montre une étude portant sur 94 jardins familiaux en Angleterre (Moir et Thornton, 1988). Des teneurs élevées en éléments trace dans l'horizon de surface du sol peuvent conduire à un transfert accru dans les productions potagères (Chaney et al., 1984; Gupta et al., 2019) ; en particulier pour des éléments trace comme Cd avec une capacité élevée de transfert dans des légumes (Dala-Paula et al., 2018). Les légumes peuvent concentrer parfois dix fois plus d'éléments trace lorsque le sol sur lequel ils sont cultivés est contaminé (ADEME et al., 2017; Beausoleil et Côté, 2006). Ce n'est pas le cas de toutes les cultures potagères. D'après Jean-Soro et al. (2015), si certains légumes comme la carotte concentrent Pb proportionnellement à sa teneur dans le sol, d'autres légumes comme le chou concentrent très peu Pb quelle que soit sa teneur dans le sol (Figure 5). De plus, d'autres légumes comme la betterave ou le poireau ont par ailleurs des capacités variables de concentration de Pb (Figure 5).

Tableau 2. Principales sources anthropiques d'éléments trace dans les sols (adapté de Feix, 2012)

| Sources | Éléments trace |
|---------------------------------------|---------------------------------------|
| Infrastructures de transport | Pb, Cd, Cu, Zn |
| Chauffage à combustible fossile | Pb, Cd, Zn, V, Cu, Cr, Ni, Hg, Se, As |
| Incinération des ordures ménagères | Pb, Cd, Zn |
| Piles batteries, accumulateurs | Cd, Cu, Cr, Pb, Ni, Zn, Hg, Se, As |
| Entreposage de scories d'incinération | Pb, Cd, Zn |
| Installation de compostage | Pb, Cd, Zn |
| Installations militaires | Pb, Sb, Zn, As, Sb, Cu, Cd |
| Peintures | Pb, Cd, Zn |
| Production de fer et d'acier | Cd, Cu, Cr, Pb, Ni, Zn, Se, As |
| Hauts fourneaux | Cu, Zn, As, Pb, Cd, Ni |
| Constructions en bois | Pb, Cr |
| Engrais minéraux | Cd, V, Cr |
| Boues d'épuration | Cd, Cu, Mo |
| Compost | Pb, Cd, Zn |
| Effluents d'élevage | Cu, Zn |
| Cendres | Pb, Cd, Zn |
| Phytoprotecteurs | Cu, Pb, As, Zn |

Tableau 3. Teneurs et sources des éléments trace (As, Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Tl, Zn) dans les sols de France (adapté de Antoni et al., 2011)

| | Percentiles | | Sources naturelles | Sources anthropiques |
|----|-------------|-------|---|--|
| | 50 % | 95 % | | |
| As | 8,3 | 15,1* | Roches riches en sulfures | Épandage agricole (effluents d'élevage) Retombées atmosphériques Impuretés dans certains engrais Produits phytosanitaires (interdits aujourd'hui) |
| Cd | 0,2 | 0,9 | Craies Calcaires jurassiques | Épandage agricole (boues de station d'épuration, engrais minéraux phosphatés) Rejets miniers et industriels (métallurgie non ferreuse, peinture, batteries, combustion de produits pétroliers) |
| Cr | 49 | 104 | Roches magmatiques basiques et ultrabasiques Moraines et flysch alpins Roches liasiques | Industries ou artisanat (e.g. tannerie) |
| Co | 9 | 24 | Roches volcaniques ultrabasiques Roches liasiques | |
| Cu | 14 | 54 | Roches magmatiques | Épandage agricole (boues de station d'épuration et effluents d'élevage) Produit phytosanitaire (« bouillie bordelaise ») Industries (métallurgie) |
| Hg | 0,05 | 0,11* | Teneurs naturelles très faibles | Épandage agricole (effluents d'élevage) Retombées atmosphériques directes (industries) et diffuses (épandage de boues de station d'épuration) |
| Mo | 2,1 | 2,1 | Roches volcaniques Certaines roches calcaires | Épandage agricole (effluents d'élevage) Industries métallurgiques et pétrolières Produits phytosanitaires |
| Ni | 20 | 57 | Roches magmatiques basiques et ultrabasiques à minéraux ferromagnésiens | Faible niveau de contamination anthropique |
| Pb | 28 | 50 | Certaines roches cristallines | Épandage agricole (boues de station d'épuration et effluents d'élevage) Retombées atmosphériques de rejets miniers et industriels (métallurgie non ferreuse, peintures, batteries) Combustion historique d'essence (Pb tétra-éthyle) Produits phytosanitaires aujourd'hui interdits |
| Tl | 0,55 | 1,6 | Peu présent naturellement dans les roches sauf en impuretés dans les roches hercyniennes riches en sulfures | Retombées atmosphériques de rejets industriels (briqueterie, cimenterie, métallurgie) Combustion de produits pétroliers |
| Zn | 64 | 155 | Roches magmatiques et volcaniques Minéralisations hydrothermales | Épandage agricole (effluents d'élevage et boues de station d'épuration) Industries (métallurgie) Toitures, gouttières, pneumatiques, poussières d'incinération |

* Percentile 90 % pour As et Hg. Sources : RMQS, GIS SOL (Cd, Co, Cu, Mo, Ni, Pb, Tl, Zn) ; Référentiel pédogéochimique du Nord-Pas-de-Calais (As) ; BDETM, GIS SOL (Hg)

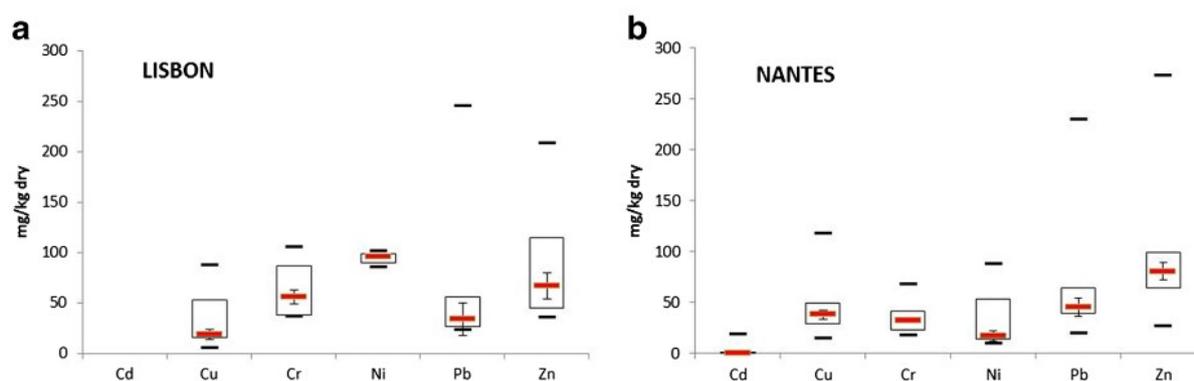


Figure 4. Teneurs en éléments trace (Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn) dans l’horizon de surface des sols de jardins familiaux à (a) Lisbonne (Portugal) et à (b) Nantes (France) représentées par la médiane, les percentiles (25 et 75 %), le minimum, le maximum et l’erreur standard (Bechet et al., 2018)

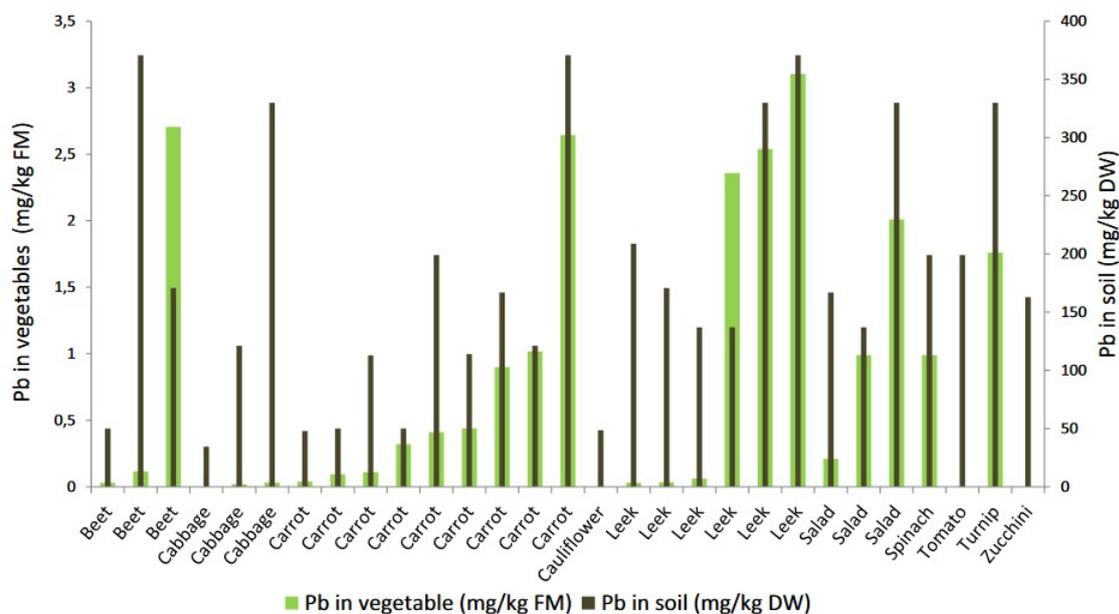


Figure 5. Teneur en Pb dans des légumes et dans les sols correspondants (Jean-Soro et al., 2015)

La consommation de légumes autoproduits peut former ainsi une voie d’exposition substantielle et comparable à l’ingestion directe de sols de jardins (Bacigalupo et Hale, 2012). En raison des effets toxicologiques avérés de Cd et Pb sur la santé humaine, des seuils réglementaires sur leurs teneurs dans les denrées alimentaires sont fixés par la Commission Européenne du 19 décembre 2006 (CE, 2006b) (Tableau 4). Parmi 22 études ayant porté sur des légumes cultivés en contexte contaminé (Gupta et al., 2019), 20 ont montré des teneurs dépassant les seuils réglementaires en Cd et Pb fixés par la Commission Européenne du 19 décembre 2006 (CE, 2006b).

Tableau 4. Teneurs maximales en Pb et Cd dans certains légumes, fixées par la Commission Européenne (CE, 2006b, 2021).

| | Type de légume | Teneur maximale (mg.kg ⁻¹ MF) |
|------------------------|--|---|
| Pb | Brassicacées, légumes-feuilles et champignons cultivés | 0,30 |
| | Baies et petits fruits | 0,20 |
| | Légumes, à l'exclusion des brassicacées, des légumes-feuilles, des fines herbes et des champignons. Dans le cas des pommes de terre, la teneur maximale s'applique aux produits pelés. | 0,10 |
| Cd | Légumes-racines et légumes-tubercules | |
| | Céleris-raves | 0,15 |
| | Betterave | 0,060 |
| | Radis | 0,020 |
| | Autres légumes-racines et légumes-tubercules non spécifiés ci-dessus ou dans le règlement de la Commission Européenne (CE, 2021). Dans le cas des pommes de terre, la teneur maximale s'applique aux produits pelés. | 0,10 |
| | Légumes-fruits | |
| | Aubergines | 0,030 |
| | Légumes-fruits à l'exclusion des aubergines | 0,020 |
| | Légumes du genre <i>Brassica</i> | |
| | Choux feuilles | 0,10 |
| | Légumes du genre <i>Brassica</i> à l'exclusion des choux feuilles | 0,040 |
| | Légumes-feuilles et fines herbes | |
| | Épinards et feuilles similaires, plants de moutarde, herbes fraîches | 0,20 |
| | Autres légumes-feuilles et fines herbes | 0,10 |
| | Légumes-bulbes | |
| | Aulx | 0,050 |
| | Légumes-bulbes à l'exclusion des aulx | 0,030 |
| Légumineuses potagères | 0,020 | |

1.1.6. Risque associé à la présence d'éléments trace dans les jardins familiaux

1.1.6.1. Définitions et application aux jardins familiaux

Le risque peut être défini comme l'exposition d'une cible à un aléa et la sécurité peut être assurée par la réduction du risque (Motet, 2010). Le Tableau 5 donne les possibles aléas, expositions, risques et moyens de garantir la sécurité dans le cas des jardins familiaux dont le sol serait potentiellement contaminé.

1.1.6.2. Démarches de gestion du risque

En application de la politique de gestion des risques (Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 2007), deux démarches de gestion se distinguent en fonction de l'usage des milieux. L'interprétation de l'état des milieux (IEM) est appliquée lorsque l'usage des milieux est fixé. Il permet de s'assurer que l'état des milieux est compatible avec cet

usage. Le plan de gestion est appliqué lorsqu'il est possible d'agir à la fois sur l'état des milieux et sur des usages pouvant être adaptés ou choisis. L'état des milieux peut être modifié par des aménagements ou des mesures de dépollution afin de rétablir sa compatibilité avec l'usage des milieux.

Tableau 5. Application des notions d'aléa, d'exposition, de risque et de sécurité au cas des jardins familiaux

| Notion | Exemples : dans le cas des jardins familiaux |
|---------------|---|
| Aléa | Probabilité de contamination du sol Probabilité de contamination des récoltes |
| Exposition | Cible : jardiniers/visiteurs et autres consommateurs des récoltes Voie : inhalation/ingestion de sol et consommation de récoltes |
| Risque | Développer une maladie |
| Sécurité | Réduire la bioaccessibilité des contaminants Limiter le transfert des contaminants du sol dans les récoltes Réduire l'ingestion de sol par le nettoyage des mains et des récoltes Réduire la part de la consommation des récoltes dans l'alimentation totale |

Les jardins familiaux font partie des installations classées dont le contrôle ponctuel ou la surveillance est requis. Dans ces jardins, l'IEM consiste d'abord en l'identification des voies d'exposition (*i.e.* consommation d'eau de la nappe, ingestion de légumes, ingestion de terre, inhalation de poussières, inhalation d'éléments volatils, contact cutané) puis en une campagne de mesures des teneurs en contaminants (sols et légumes) et éventuellement une modélisation prédictive du transfert dans les légumes sur la base des teneurs mesurées dans les sols. La Figure 6 présente une démarche d'évaluation et de gestion du risque adaptée aux jardins familiaux (Le Guern et al., 2018).

Des teneurs en éléments trace dans différentes cultures potagères pour différents contextes de contamination sont répertoriées par L'ADEME et l'INERIS dans la Base de données des teneurs en éléments trace métalliques de plantes potagères (BAPPET) fondée sur des publications scientifiques récentes. Dans le cadre de diagnostics environnementaux, ces données permettent d'y confronter des résultats obtenus dans une situation spécifique afin d'évaluer de manière prédictive les teneurs en éléments trace dans les cultures potagères à partir des teneurs mesurées dans les sols. À la demande des jardiniers soucieux de la qualité d'une alimentation qui peut parfois couvrir les besoins du foyer, les collectivités propriétaires de jardins contaminés peuvent être amenées à appliquer un plan de gestion en raison d'une trop grande exposition des usagers (Beausoleil et Côté, 2006).

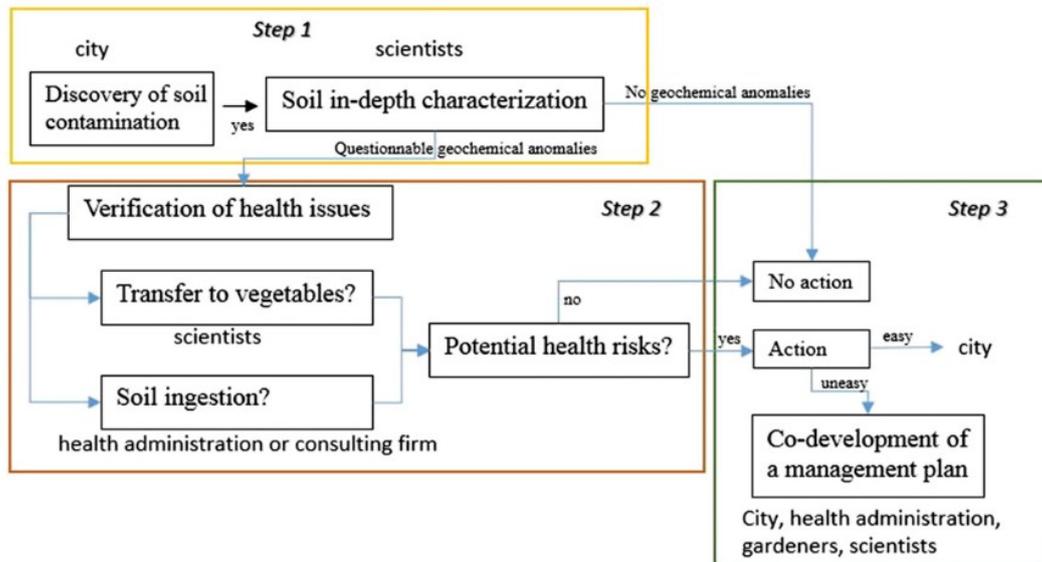


Figure 6. Stratégies de gestion des sols contaminés dans les jardins familiaux développé sur l'exemple de Nantes (France) (Le Guern et al., 2018)

Les risques sanitaires sont évalués dans les situations préoccupantes faisant l'objet d'une démarche de gestion des risques. L'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) est à la fois un outil d'évaluation des risques sanitaires et un outil d'aide à la décision. Des indices de toxicité peuvent permettre d'évaluer le risque sanitaire en tenant compte de (1) la teneur d'un élément trace dans les récoltes, (2) la quantité de légumes ingérés, (3) la durée d'exposition et (4) des paramètres physiologiques comme la masse corporelle.

1.1.7. Stratégies de gestion des sols de jardins familiaux contaminés

Pour gérer un site contaminé avec un risque avéré sur la santé des usagers, les propriétaires ou gestionnaires peuvent adopter plusieurs stratégies selon l'usage du site (ADEME et al., 2015). L'objectif est de conserver autant que possible la pratique du jardinage dans les jardins familiaux. Le traitement du sol permettant de restaurer d'adéquation entre l'état du milieu et son usage est une solution privilégiée (e.g. remplacement du sol, couplage phytoextraction et légumes non-accumulateurs) mais la restriction des pratiques voire la conversion du site (e.g. vergers collectifs, espaces verts) peuvent malgré tout être adoptées pour des raisons techniques ou financières (Le Guern et al., 2018).

1.1.7.1. Choix des espèces et des variétés potagères

Le choix de légumes au caractère faiblement accumulateur est recommandé afin de limiter l'exposition du jardinier lui-même et celle des personnes avec lesquelles il partage ses récoltes. En effet, tous les légumes n'ont pas les mêmes capacités de transfert d'éléments trace (ADEME et al., 2017; Bouquet, 2018; Jean-Soro et al., 2015; Schwartz, 2013a). La base

de données BAPPET peut permettre de choisir des légumes faiblement accumulateurs pour un élément trace donné (ADEME et al., 2017; Bouquet, 2018). Cette stratégie est complexe à mettre en place en raison de l'incertitude sur l'appropriation durable de ces mesures par les jardiniers et en raison des nombreux facteurs physiologiques en jeu *i.e.* type d'organe, variété, stade de développement et climat (Feix et Tremel-Schaub, 2005). Le nettoyage et l'épluchage des légumes est aussi recommandé afin de limiter l'ingestion de particules de sol pouvant adhérer à la surface des légumes, en particulier les légumes racine et les légumes feuille, et donc limiter les teneurs en éléments trace ingérés (Liénard et Colinet, 2018; Paltseva et al., 2018).

Dans le cas où la culture de légumes faiblement accumulateurs ne permet pas de réduire suffisamment l'exposition des consommateurs, l'usage du jardin peut être réduit à la culture de plantes ornementales, l'installation de vergers ou d'espaces verts et de loisirs. L'exposition par l'ingestion de sol doit malgré tout être limitée. Il n'est parfois pas recommandé d'emmener des enfants de moins de 6 ans dans les jardins contaminés car l'ingestion de sol est, pour eux, la première voie d'exposition (Liénard et Colinet, 2018).

1.1.7.2. Gestion et traitement du sol *in situ*, sur site ou hors site

D'après Cadière et al. (2012), une technique de traitement est « une méthode ou [un] procédé permettant de traiter une pollution [...] par dégradation et/ou par extraction » au contraire d'une technique de gestion qui revient à confiner ou envoyer en installation de stockage. La gestion ou le traitement de la contamination peut être mis en œuvre *in situ*, *ex situ* (sur site) ou hors site (ADEME, Cadière, et al., 2012). Le choix de traitement du sol, de nature physique, chimique ou biologique repose sur la caractérisation de la contamination notamment *via* la spéciation des éléments trace (Simonnot et Croze, 2008). La gestion et le traitement hors site des sols contaminés est dominante en raison de la pression immobilière qui compresse les délais de remédiation (ADEME, Cadière, et al., 2012). Les coûts moyens de gestion et de traitement ont été estimés entre 10 et 315 EUR.t⁻¹ d'après Cadière et al. (2012). Très efficace et rapide, la gestion hors site est aussi économique lorsque les volumes sont faibles mais peut être une solution coûteuse si les volumes sont conséquents (Simonnot et Croze, 2008), ce qui est souvent le cas des contaminations diffuses. La gestion et le traitement hors site est plutôt adapté à des situations où la contamination est ponctuelle et finalement peu adapté à des situations où la contamination est diffuse (Liénard et Colinet, 2018; Simonnot et Croze, 2008).

Dans le cas des jardins familiaux, la remédiation *in situ* présente les avantages suivants : (1) traiter de larges surfaces en cas de contaminations diffuses, (2) préserver l'usage

et la qualité des sols, (3) limiter le coût pour la collectivité (Braud, 2007; Cadière et al., 2012; Le Guern et al., 2018; Park et al., 2011).

1.1.7.3. Types de traitements du sol *in situ*

La remédiation *in situ* d'un sol peut s'opérer en mobilisant les contaminants de manière à les extraire ou bien en les immobilisant dans le but de limiter leur passage et leur accumulation dans les organismes vivants (Bolan et al., 2014; Park et al., 2011) (Figure 7). Parmi les solutions de remédiation *in situ*, la bioremédiation relève de la capacité des microorganismes du sol et des plantes supérieures à modifier la biodisponibilité des contaminants avec l'appui possible d'intrants organiques et minéraux (Park et al., 2011).

1.1.7.3.1. Bioremédiation par des microorganismes

Les bactéries, les levures et les champignons peuvent modifier la spéciation, la mobilité et la toxicité des éléments trace dans les sols (Gadd, 2010). Leurs activités enzymatiques et la production de composés organiques peuvent catalyser la (co-)précipitation d'éléments trace (Gadd et al., 2014; Q. Li et al., 2014; X. Liang et al., 2016). Les microorganismes possèdent des propriétés d'adsorption spécifique qui peuvent aussi participer à l'immobilisation d'éléments trace (Tunali et al., 2006).

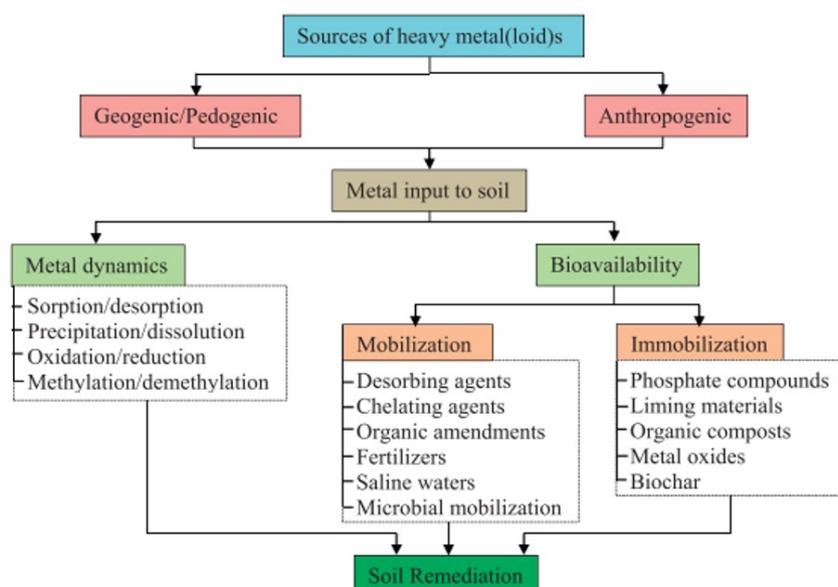


Figure 7. Traitements et réactions physico-chimiques pour la remédiation de sols contaminés (Bolan et al., 2014)

1.1.7.3.2. Phytoextraction et bioaugmentation

La phytoextraction est un traitement biologique basé sur le principe de mobilisation des éléments trace et qui exploite la capacité de plantes hyperaccumulatrices à tolérer,

prélever et accumuler de grandes quantités d'éléments trace dans leurs parties aériennes récoltables (Raskin et al., 1994; Salt et al., 1995). Une plante est qualifiée d'hyperaccumulatrice lorsque la teneur dans les parties aériennes récoltables dépasse $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ pour Cd, 1 mg.kg^{-1} pour Cu, Co, Cr, Ni et Pb ou 10 mg.kg^{-1} pour Mn et Zn (Baker, 1981). La phytoextraction est particulièrement adaptée aux contaminations diffuses causées par des éléments trace relativement mobiles. Pour les éléments trace les moins mobiles tels que Cr et Pb, la phytoextraction peut être augmentée par des pratiques culturales favorisant la production de biomasse comme la fertilisation du sol (Schwartz, 1997) ou encore l'utilisation de microorganismes symbiotiques (Braud, 2007). Cependant, l'efficacité de la bioaugmentation n'a pas été démontrée dans le cadre de la phytoremédiation de Pb dans des jardins familiaux naturellement contaminés (Bouquet, 2018). Par ailleurs, la phytoextraction se limite au sol rhizosphérique et demande des années de traitement pour atteindre une réhabilitation totale (Braud, 2007). Finalement, la phytoextraction est encore peu répandue comme les autres méthodes de phytoremédiation (Cadière et al., 2012; Le Guern et al., 2018).

1.1.7.3.3. Stabilisation par intrants organiques et minéraux

La stabilisation d'une contamination par des éléments trace est basée sur le principe d'immobilisation (Simonnot et Croze, 2008). Les intrants organiques et minéraux peuvent immobiliser efficacement les éléments trace dans les sols principalement *via* des mécanismes d'adsorption, de (co-)précipitation et de complexation (Bolan et al., 2014; Park et al., 2011). Le Tableau 6 donne des exemples d'intrants couramment utilisés en remédiation de sols contaminés en éléments trace.

L'efficacité de la remédiation d'un sol par stabilisation dépend à la fois de la nature de la contamination (*i.e.* élément trace concerné et sa mobilité), le type d'intrant et ses conditions d'utilisation (*i.e.* dose et propriétés physico-chimiques du sol). Les intrants phosphatés (*e.g.* apatite, superphosphate) sont particulièrement efficaces en favorisant la précipitation de phosphates de Pb et Zn sous des formes très peu solubles dans une large gamme de pH *e.g.* hydroxypyromorphite et chloropyromorphite. Des complexes peuvent aussi se former entre les ions phosphatés et les éléments trace (*e.g.* As, Cd, Pb, Zn), s'adsorber sur les phases solides du sol ou rester mobiles sous forme dissoute selon la charge de surface du sol (Bolan et al., 2014). Les intrants carbonatés permettent de stabiliser les éléments trace métalliques (*e.g.* Cd, Cu, Pb, Zn) en neutralisant l'acidité des sols. Ils ne sont ni adaptés à la remédiation de sols neutres ou alcalins, ni à la remédiation d'éléments trace mobiles à pH élevé comme As. Les intrants organiques peuvent agir par adsorption, complexation et réactions d'oxydoréduction pour stabiliser les éléments trace. Les ligands ou groupements fonctionnels

de la matière organique (*e.g.* carboxyles, phénoliques, carbonyles, hydroxyles) et des composés minéraux (*e.g.* phosphates, carbonates, oxydes) pouvant entrer dans la composition de ces intrants sont impliqués dans ces mécanismes (Rees, 2014; Smith, 2009). Une mobilisation des éléments trace est susceptible de se produire avec la formation de complexes organométalliques solubles (Beesley et Dickinson, 2010; Beesley et al., 2010).

Tableau 6. Intrants utilisés pour la remédiation de sols contaminés en éléments trace (ADEME et al., 2017; Bidar et al., 2019; Bolan et al., 2014; Liénard et Colinet, 2014; Mench et al., 2006)

| Type | Exemples |
|-----------------------------------|---|
| Intrants organiques | |
| Composés organiques de synthèse | EDTA, urée, substances humiques |
| Biodéchets | Déchets verts, déchets solides municipaux, boue d'épuration, boue papetière, effluents d'élevage |
| Matières végétales | Fibres de coco, fibres de chanvre, tourbe |
| Composts | Composts issus de déchets verts, de déchets solides municipaux, d'effluents d'élevage, vermicompost |
| Biochars | Biochars d'origine végétale et animale |
| Intrants minéraux | |
| Phosphatés | Farine d'os, apatite, hydroxyapatite, fluorapatite, vivianite, phosphogypse, superphosphate |
| Alcalins | Calcaire, dolomie, chaux, boue rouge, cendres |
| Oxydes/hydroxydes de Fe, Mn et Al | Ferrihydrite, hématite, lépidocrotite, magnétite, grenaille de fer |
| Aluminosilicates | Argiles (vermiculite, kaolinite, bentonite), cendres volantes |
| Fertilisants | Zn(SO ₄) ₂ , Zn(NO ₃) ₂ , Ca(NO ₃) ₂ , SiCa, NPK |
| Zéolite | Zéolite naturelle et synthétique |
| Sels | Sulfate de Fe |

D'après Mench et al. (2006), un intrant approprié à la remédiation *in situ* d'un sol contaminé par des éléments trace remplit les cinq critères suivants : (1) efficacité pour réduire rapidement la mobilité, la biodisponibilité, la lixiviation de tous les contaminants et leur prélèvement par la plante, (2) durabilité voire amélioration de ses effets au cours du temps, (3) accessibilité, disponibilité et coût limité, (3) applicabilité par une mise en œuvre simple et sans danger sanitaire pour l'utilisateur, (5) innocuité environnementale depuis sa production à son apport au sol (*e.g.* contamination supplémentaire).

Le compost est utilisé dans près d'une étude sur deux, ce qui fait de lui l'intrant organique le plus utilisé en remédiation tandis que le biochar est un intrant organique émergent (Liénard et Colinet, 2014). Composts et biochars permettent de réduire la mobilité de nombreux éléments trace et leur transfert vers des cultures potagères variées dans respectivement 98 et 66 études sur 110 (ADEME et al., 2017). En plus de leur efficacité, composts et biochars respectent généralement les critères de durabilité, d'accessibilité,

d'applicabilité et d'innocuité proposés par Mench et al. (2006). Ces aspects sont spécifiquement détaillés plus loin (§1.3).

1.2. Processus impliqués dans le transfert des éléments trace du sol à la plante

1.2.1. Éléments trace dans le sol

Dans le sol, les éléments trace se partagent essentiellement entre la phase aqueuse, ou solution du sol, et les phases solides. Les éléments trace volatils, par exemple Hg, peuvent se partager également avec la phase gazeuse du sol. La Figure 8 illustre schématiquement les différentes phases du sol (Simonnot et Croze, 2008).

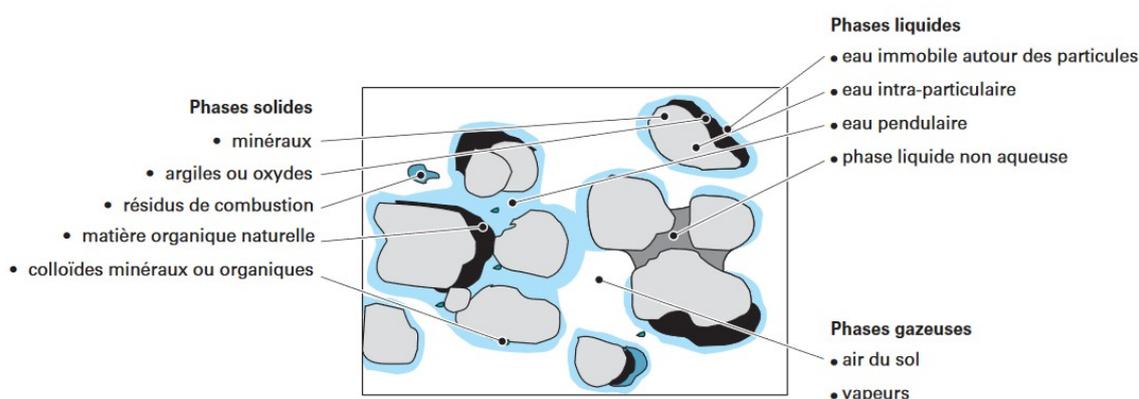


Figure 8. Différentes phases du sol (Simonnot et Croze, 2008)

1.2.1.1. Mécanismes de partage entre les phases solides et la solution du sol

1.2.1.1.1. Adsorption/désorption

Le phénomène d'adsorption est défini comme « l'accumulation de matière à l'interface entre deux phases, généralement solide et liquide, sans arrangement moléculaire tridimensionnel » (Sposito, 1987). Ce type d'interaction détermine fortement la concentration en solution des éléments trace faiblement concentrés dans les sols riches en sites d'adsorption (Brümmer et al., 1983). L'adsorption est spécifique dans le cas de la formation d'un complexe de sphère interne ; une liaison chimique covalente s'établit entre les groupements fonctionnels de surface et l'ion issu de la phase liquide. L'adsorption est non-spécifique dans le cas de la formation d'un complexe de sphère externe entre la surface et l'ion entouré de sa sphère d'hydratation. Elle implique un échange ionique et relève de forces électrostatiques. L'adsorption non-spécifique dépend de la taille et de la charge relatives des ions échangés. L'adsorption spécifique est moins réversible que l'adsorption non-spécifique en raison de l'énergie de liaison mobilisée. La Figure 9 schématise les deux modes d'adsorption par

formation d'un complexe de sphère interne ou externe dans le cas d'une surface d'une argile minéralogique (Sposito, 1990).

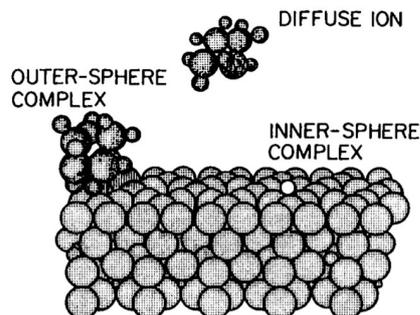


Figure 9. Modes d'adsorption d'un cation monovalent à la surface d'un feuillet d'argile de type 2 :1 (Sposito, 1990)

1.2.1.1.2. Précipitation/dissolution et co-précipitation

Dans un équilibre de phases, la précipitation intervient lorsque le produit ionique des espèces en solution dépasse le produit de solubilité (K_s). La concentration des éléments trace étant généralement faible, le processus dominant est la co-précipitation c'est-à-dire l'incorporation des éléments trace dans un autre minéral néoformé (INERIS et al., 2006).

1.2.1.2. Éléments trace dans la phase aqueuse du sol

Dans la phase aqueuse du sol appelée aussi « solution du sol », les éléments trace se trouvent sous différentes formes en relation avec les propriétés chimiques de la solution *i.e.* potentiel redox, pH, concentration en solutés.

Le potentiel redox est déterminant pour certains éléments trace comme As et Cr (Figure 10a et Figure 10b) dont les formes chimiques en solution correspondent à différents degrés d'oxydation (INERIS et al., 2006). La forme trivalente As(III) et la forme pentavalente As(V) sont dominantes dans la zone non-saturée en eau des sols. L'arsénite As(III), sous forme AsO_2^- est la plus toxique.

Pour d'autres éléments trace comme Cd, Cu, Pb, Zn, c'est le pH qui est le plus déterminant vis-à-vis de la prédominance de leurs formes chimiques. En fonction du pH, ces éléments peuvent se trouver sous leur forme libre cationique *i.e.* Cd^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} . La Figure 10c et la Figure 10d présentent les diagrammes de prédominance des espèces chimiques de Cd et Pb et illustrent l'influence forte du pH sur ces éléments trace.

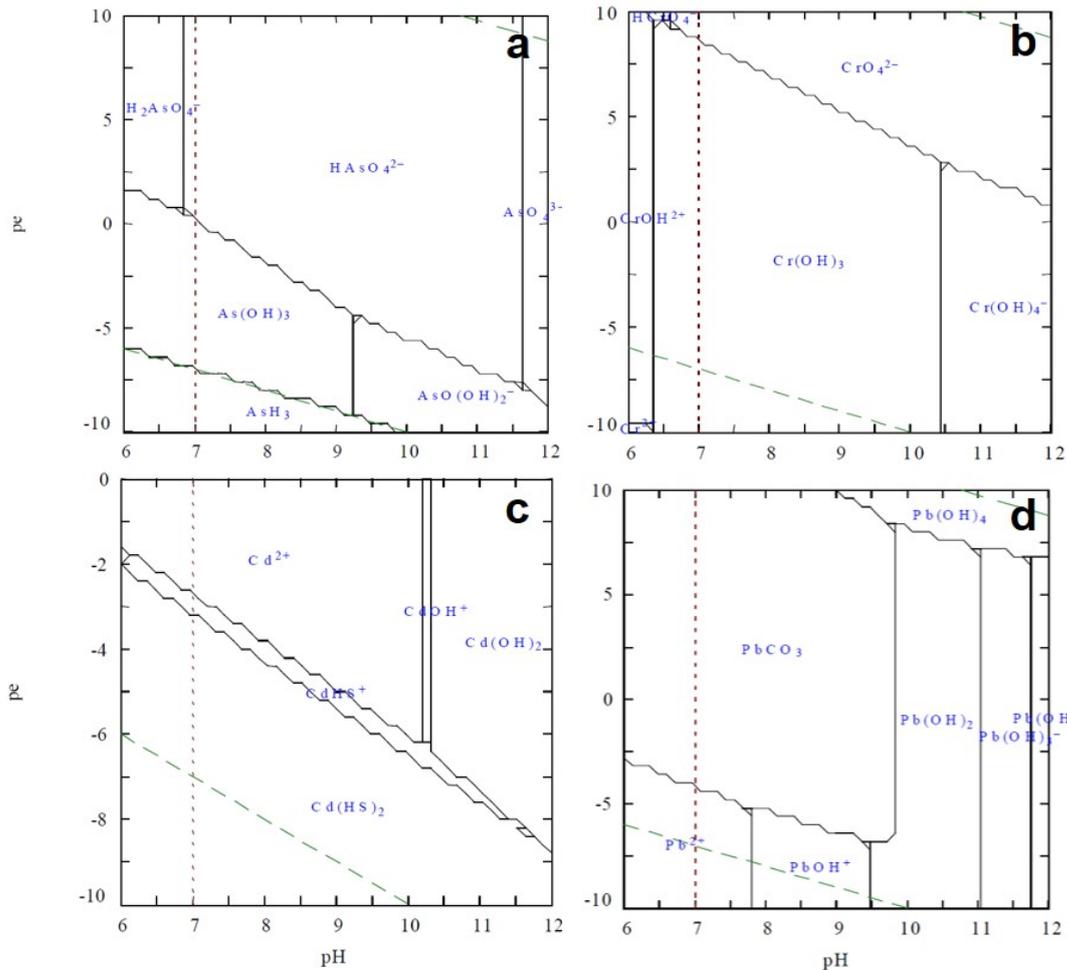


Figure 10. Diagrammes de prédominance selon le potentiel redox (pe) et le pH de (a) As, (b) Cr, (c) Cd et (d) Pb, chacun en équilibre avec la calcite (INERIS et al., 2006)

Les éléments trace peuvent former des complexes avec des ligands organiques et inorganiques. Sous leur forme libre ils peuvent se lier aux ions hydroxydes OH^- , carbonates HCO_3^- ou sulfates SO_4^{2-} en fonction du pH et également aux ions chlorure Cl^- lorsque sa concentration en solution est relativement élevée (Figure 11).

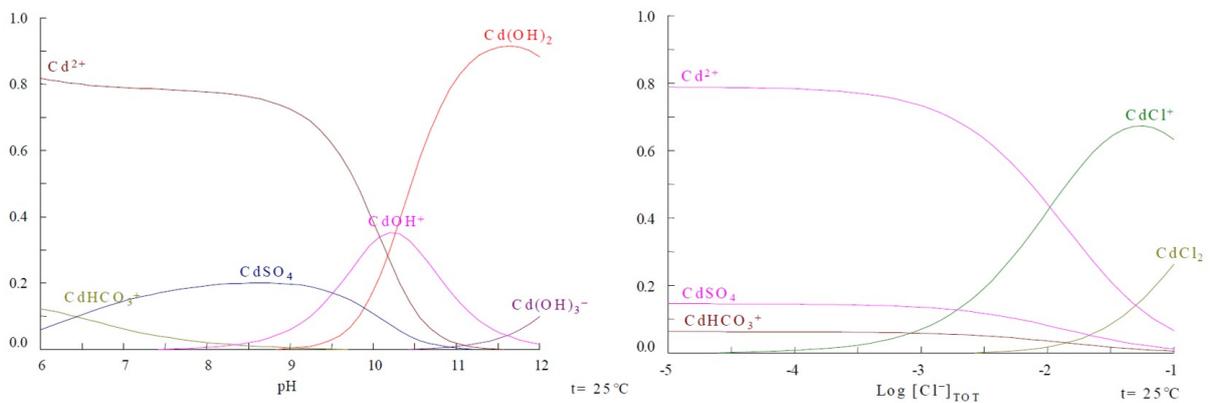


Figure 11. Diagrammes fractionnaires des espèces chimiques aqueuses de Cd (a) en l'absence et (b) en présence d'ions chlorures à pH7

Certains éléments trace, tels que Ni, Pb, Zn et plus particulièrement Cu, ont une forte affinité pour les ligands organiques et notamment les acides fulviques et humiques (INERIS et al., 2006). Les ions phosphates jouent également un rôle important vis-à-vis de Pb. Le Tableau 7 présente les principales espèces chimiques pouvant être formées dans les sols pour différents éléments trace en fonction du pH (Feix et Tremel-Schaub, 2005).

Tableau 7. Espèces chimiques formées par des éléments trace (Cd, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Pb et Zn) dans la solution du sol en fonction du pH (modifié d'après Feix, 2012)

| | 4 < pH < 9 | pH < 7 | pH > 7 |
|----|--|--------------------------------------|---|
| Cd | Cd ²⁺ , CdSO ₄ , CdCl ⁺ | | CdHCO ₃ ⁺ |
| Cr | | CrOH ²⁺ | Cr(OH) ₄ ⁻ |
| Cu | Cu-org | Cu ²⁺ | CuB(OH) ₄ ⁺ , Cu[B(OH) ₄] ₄ |
| Mo | HMoO ₄ ⁻ | H ₂ MoO ₄ | MoO ₄ ²⁻ |
| Mn | Mn ²⁺ , MnSO ₄ | Mn-org | MnCO ₃ , MnHCO ₃ ⁺ , MnB(OH) ₄ ⁺ |
| Ni | Ni ²⁺ , NiHCO ₃ ⁺ | Ni-org, NiSO ₄ | NiCO ₃ , NiB(OH) ₄ ⁺ |
| Pb | Pb-org, PbHCO ₃ ⁺ | Pb ²⁺ , PbSO ₄ | PbCO ₃ |
| Zn | Zn ²⁺ , ZnSO ₄ , Zn-org | | ZnCO ₃ , ZnHCO ₃ ⁺ , ZnB(OH) ₄ ⁺ |

1.2.1.3. Éléments trace liés aux constituants de la phase solide du sol

Les éléments trace peuvent être inclus dans les constituants minéraux et organiques ou y être adsorbés (Juste et al., 1995).

1.2.1.3.1. Éléments trace inclus dans les minéraux primaires et secondaires

Les minéraux des roches magmatiques, volcaniques ou sédimentaires forment des réservoirs naturels d'éléments trace (Tableau 3). Lors de leur formation, les éléments trace peuvent être constitutifs autrement dit ils entrent dans la composition des minéraux comme dans le cas de As dans l'arsénoxyrite (FeAsS). Autrement, ils peuvent être substitutifs c'est-à-dire qu'ils se substituent aux éléments constitutifs dont les propriétés de charge et de taille sont proches *i.e.* substitution Cd-Ca tel que CdCO₃ (Nounah et al., 1992). Puis, sous les effets conjugués du climat, des activités humaines, des microorganismes, des plantes supérieures et du temps, les minéraux primaires s'altèrent et libèrent les éléments trace qu'ils contiennent.

La concentration d'anions en solution *i.e.* hydroxydes, carbonates, hydrogénocarbonates, phosphates et sulfates favorisent la formation d'espèces de solubilité modérée, conduisant à la précipitation des éléments trace métalliques sous la forme de sels. Les précipités de Pb tels que l'hydroxypyromorphite (Pb₁₀(PO₄)₆(OH)₂) et la chloropyromorphite (Pb₅(PO₄)₃Cl) sont particulièrement stables en raison d'une faible solubilité (Park et al., 2011). Par ailleurs, la formation d'oxyhydroxydes de Fe et Al participe substantiellement à la co-précipitation d'éléments trace métalliques (Park et al., 2011).

1.2.1.3.2. Éléments trace absorbés sur les minéraux secondaires du sol

Les argiles minéralogiques possèdent des propriétés structurales et chimiques favorables à l'adsorption spécifique ou non-spécifique des éléments trace. Ils ont une importante capacité de sorption, d'échange d'ions et d'expansion (Zhao et al., 2010). Les propriétés de sorption vis-à-vis d'éléments trace métalliques (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn) sont particulièrement importantes pour la montmorillonite (Zhao et al., 2010). Les carbonates jouent aussi un rôle majeur dans la sorption d'éléments trace comme Zn dans de nombreux types de sols (Antoniadis et al., 2018). Les oxydes et hydroxydes de Fe, Al et Mn sont présents dans de nombreux types de sols. Ils sont très peu solubles dans les conditions de pH rencontrées généralement dans les sols (4 à 8). Cristallins, dans une moindre mesure amorphes, ces oxydes et hydroxydes participent substantiellement à la sorption d'éléments trace comme Zn (Antoniadis et al., 2018).

1.2.1.3.3. Éléments trace liés à la matière organique

Les éléments trace peuvent être adsorbés sur la matière organique du sol ou bien être inclus dans la biomasse vivante par transport à travers les membranes cellulaires des microorganismes ou des racines des plantes supérieures. Les groupements fonctionnels composés d'atomes d'oxygène *i.e.* carboxyles, carbonyles, hydroxyles, phénols, amines, salicylate sont des sites privilégiés pour les échanges ioniques avec certains éléments trace notamment métalliques et leur complexation à la surface de la matière organique (Dupuy et Douay, 2001; Uchimiya et al., 2011). Ils peuvent en effet établir des liaisons chimiques avec les éléments trace (Sposito, 1990). En fonction du pH, les protons H⁺ se dissocient de ces groupements fonctionnels contribuant à l'affinité des cations métalliques pour la matière organique. En raison de la distribution des charges de surface de la matière organique des sols, les cations métalliques sont susceptibles de s'y lier non-spécifiquement. Les liaisons avec la matière organique des sols peuvent aussi être spécifiques ; en fonction de la concentration en Pb, des changements d'absorption par la matière organique du moyen infrarouge à des longueurs d'onde spécifiques de certains groupements fonctionnels ont pu être mesurés (Dupuy et Douay, 2001). Les cations métalliques bivalents possèdent une plus grande affinité pour la matière organique que les métalloïdes tels que As sous forme anionique. La méta-analyse de Park et al. (2011) propose un ordre d'affinité vis-à-vis de la matière organique pour différents éléments trace :



1.2.2. Mobilité, biodisponibilité et bioaccessibilité

1.2.2.1. Définitions

La mobilité d'un élément trace est sa capacité à se déplacer entre les différentes phases du sol *i.e.* solide, liquide, gazeuse (Liénard et Colinet, 2014). Elle varie selon la phase porteuse de l'élément trace (Figure 12).

La biodisponibilité d'un élément trace dans un sol est définie comme son « aptitude [...] à être transféré d'un compartiment du sol vers un organisme vivant (bactérie, végétal, animal, homme) » (Baize, 1997). Il est possible de distinguer la fraction biodisponible de la fraction bioaccessible d'un élément. Cette distinction inclut les dimensions spatiale et temporelle. Un élément peut être biodisponible mais non accessible en raison d'obstacles physiques à son interaction avec un organisme vivant *i.e.* adsorbé à la surface dans des pores connectés (temporairement non-bioaccessible) ou fermés (non-bioaccessible) (Semple et al., 2004). La Figure 13 représente dans un sol, les concepts de biodisponibilité et de bioaccessibilité d'après Semple et al. (2004).

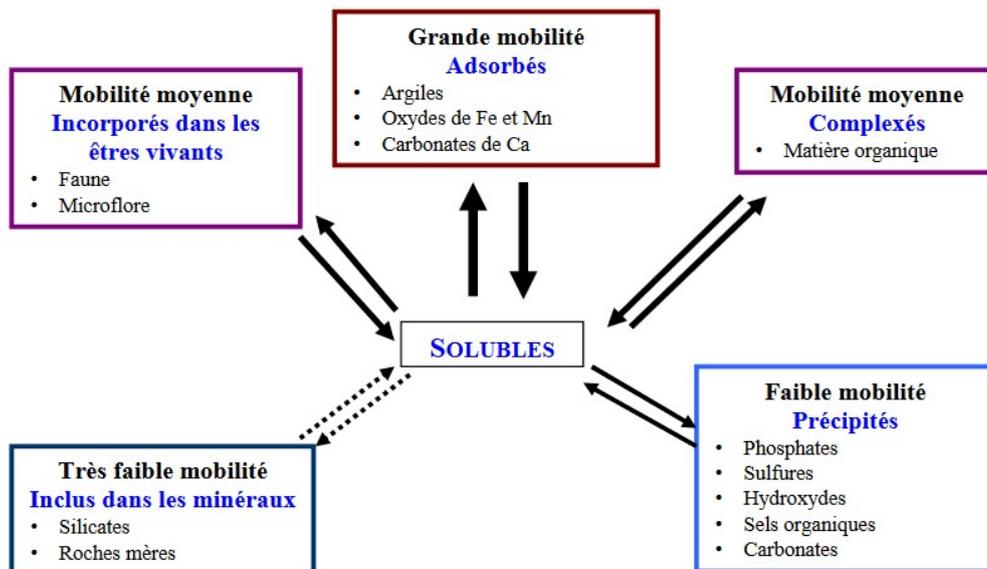


Figure 12. Mobilité des éléments trace dans les différentes phases du sol (Juste et al., 1995)

1.2.2.1. Méthodes d'évaluation de la spéciation des éléments trace

Différentes méthodes permettent d'évaluer la mobilité d'un élément trace en appréciant sa spéciation, c'est-à-dire sa distribution entre les différentes phases du sol.

1.2.2.1.1. Méthodes chimiques

Les extractions simples permettent d'extraire la fraction d'intérêt pour un élément trace au moyen de réactifs chimiques : solutions salines ou d'agents chélatants spécifiques. L'usage de sels dissous (CaCl_2 ou KCl_2) permet d'extraire la fraction la plus mobile, parfois

qualifiée d'échangeable. L'usage d'un réactif chimique chélatant tel que l'EDTA (acide éthylène diamine tétraacétique) ou le DTPA (acide diéthylène triamine pentaacétique) permet d'extraire une fraction moins mobile et donne généralement une bonne estimation de la fraction biodisponible pour les plantes (Liénard et Colinet, 2014).

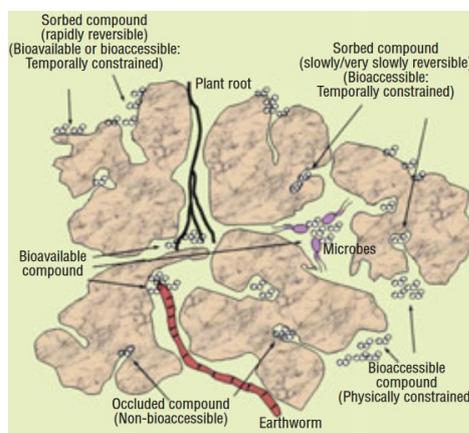


Figure 13. Concepts de biodisponibilité et de bioaccessibilité des éléments ou composés dans un sol (Semple et al., 2004)

Les extractions séquentielles consistent en l'extraction successive de fractions d'un élément trace retenues par les phases solides du sol avec une force croissante (Liénard et Colinet, 2018; Tessier et al., 1979). Les fractions sont généralement considérées et nommées par les phases du sol ciblées : échangeable, liée aux carbonates, liée aux oxydes de Fe et Mn, liée à la matière organique et enfin résiduelle. Cependant, les conditions d'extraction (extractants, ratio sol/extractant, durée d'agitation, température, ultrasons, ordres des extractions) déterminent fortement l'évaluation des fractions (Liénard et Colinet, 2014). Les extractions séquentielles peuvent être un bon outil de spéciation mais la méthode de préparation de l'échantillon (*i.e.* tamisage, broyage) et le type de sol peuvent également modifier l'évaluation des fractions (Scheckel et al., 2005; Sulkowski et Hirner, 2006). Parmi les possibles biais méthodologiques, la redistribution de l'élément trace entre les fractions, l'extraction incomplète ou la précipitation de nouvelles phases minérales sont régulièrement rencontrés (Sahuquillo et al., 1999; Sulkowski et Hirner, 2006; Tipping et al., 1985).

D'autres méthodes permettent d'évaluer *in situ* la mobilité des éléments trace et peuvent être basées sur l'utilisation de résines échangeuses en équilibre avec une solution de sol (Knight et al., 1998; Liénard et Colinet, 2014), la technique du gradient de diffusion en couche mince (DGT) (Liénard et Colinet, 2014; Pelfrène et al., 2011) et le prélèvement de la solution du sol. Le micropréleveur de type Rhizon MOM (Eijkelkamp Agrisearch Equipment, Pays Bas) peut être inséré le long de profils de sols (Figure 14a) ou en pots (Figure 14b) pour

prélever la solution du sol en exerçant une dépression (Beesley et Dickinson, 2010; Knight et al., 1998; Meers et al., 2006; Shotbolt, 2010).

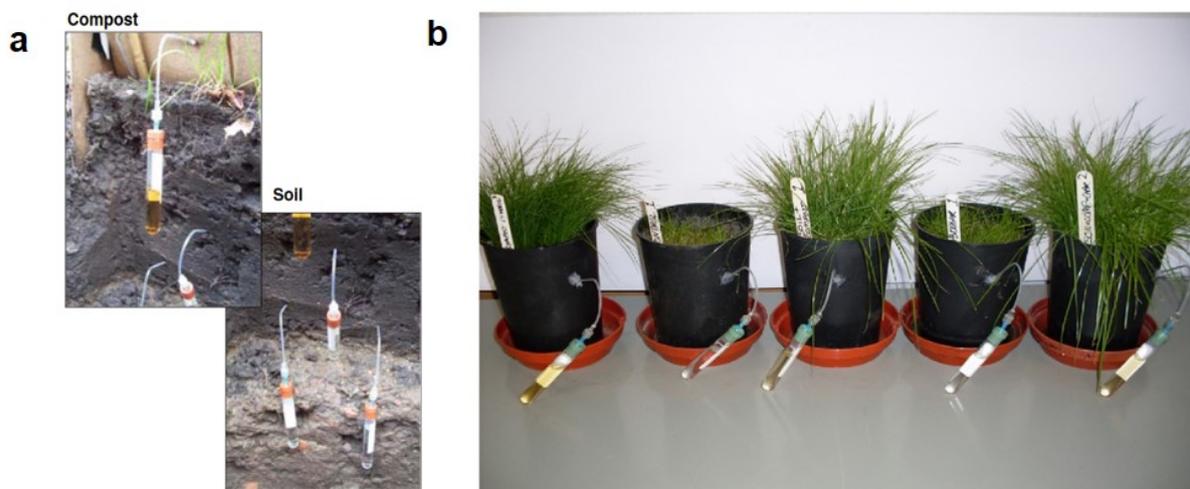


Figure 14. Exemples d'utilisation du micropréleveur Rhizon (a) *in situ* (Beesley et Dickinson, 2010) et (b) en laboratoire (Karami et al., 2011)

La composition du micropréleveur Rhizon MOM (Figure 15) limite la rétention et le relargage des éléments trace comparé à des préleveurs classiques en céramique, verre ou nylon (Rais et al., 2006).

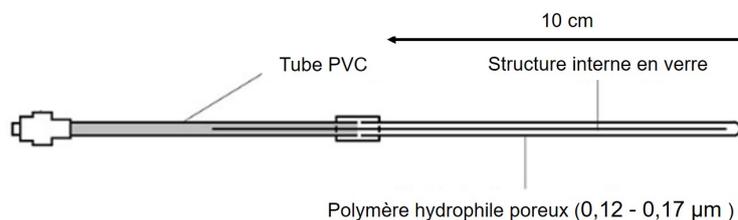


Figure 15. Composition du micropréleveur Rhizon MOM (Shotbolt, 2010)

1.2.2.1.2. Bioindicateurs

L'occurrence de certains organismes ou bien la teneur d'un élément trace dans leurs tissus sont des indicateurs de la biodisponibilité de cet élément trace dans le sol. Le transfert potentiel dans les chaînes alimentaires peut aussi être évalué de cette manière. Les teneurs internes de référence dans un organisme bioindicateur évoluant en environnements non contaminés peut servir de point de comparaison pour un diagnostic de contamination (ADEME, Pauget, et al., 2012). Le facteur de bioconcentration (FBC) donne la capacité d'un organisme à accumuler un élément trace. Il est calculé selon l'équation suivante :

$$FBC = C_{tissu} / C_{source}$$

avec C_{tissu} , la teneur d'un élément dans les tissus de l'organisme et C_{source} , la teneur du même élément dans la source alimentaire ou la source sol.

La composition des communautés végétales et la teneur en divers éléments trace dans les plantes peuvent renseigner sur une potentielle contamination des sols. Tandis que certaines plantes sont ubiquistes, d'autres sont exclusivement présentes dans certains contextes contaminés (Baker, 1981). De plus, une plante peut être dite « indicatrice » vis-à-vis d'un élément trace si sa teneur est proportionnelle à celle du sol (Figure 16), ce qui limite sa tolérance. Il existe en effet des plantes tolérantes aux teneurs élevées en éléments trace dans le sol et qui sont qualifiées d'« accumulatrices » ou d'« exclusives » (Baker, 1981).

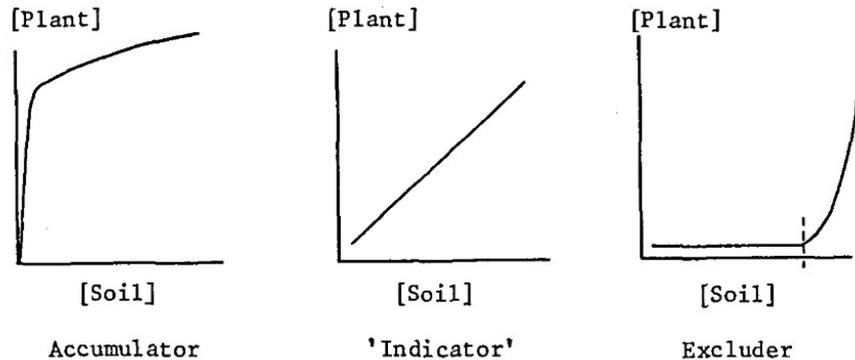


Figure 16. Typologie des réponses des plantes à l'augmentation de la teneur en éléments trace dans le sol (Baker, 1981)

A l'interface sol-plantes-air, les escargots sont exposés aux éléments trace par les végétaux, l'air, les phases solides et liquides du sol par les voies digestive, cutanée et respiratoire (ADEME, de Vaufleury, et al., 2012). Ils peuvent être utilisés en bioindication passive ou active. En bioindication passive, les escargots sont prélevés dans les populations naturelles pour des diagnostics de contamination. En bioindication active, ils permettent de contrôler la durée et le lieu précis d'exposition ainsi que l'espèce et l'âge des individus (Figure 17).



Figure 17. Exemple d'essais de bioindication active avec des escargots (ADEME, Pauget, et al., 2012)

1.2.3. Facteurs déterminants la mobilité des éléments trace dans un sol

1.2.3.1. Origine de la contamination

L'origine de la contamination conditionne la distribution des éléments trace dans le sol. Issu naturellement de l'altération de minéraux primaires qui composent la roche mère, un

élément trace possède une mobilité très faible (Bouquet, 2018; Jean-Soro et al., 2015). D'après Juste et al. (1995), les éléments trace inclus dans les minéraux de la roche mère sont très peu mobiles dans les sols (Figure 12) contrairement à une source anthropique.

1.2.3.2. Propriétés physico-chimiques de la solution du sol

La distribution d'un élément trace entre différentes phases du sol dépend d'une part de facteurs internes qui conditionnent l'espèce chimique qu'il forme en solution et d'autre part de facteurs externes (Harter et Naidu, 2001).

- Facteurs internes : pH, force ionique, concentration en cations, en anions et en ligands organiques (§1.2.1.2)
- Facteurs externes : température, pression et ratio volumique sol/solution

1.2.3.3. Solubilité de l'espèce chimique prédominante

La concentration d'un élément trace sous sa forme dissoute peut dépendre de la solubilité de l'espèce chimique prédominante dans des conditions données de pH et de potentiel redox (INERIS et al., 2006). Pb et Zn forment par exemple des espèces stables en conditions oxydantes sous forme de carbonates et d'hydroxydes ou en conditions réductrices sous la forme de sulfures. La solubilité de ces espèces chimiques étant faible, elle limite la concentration sous forme dissoute de ces éléments trace (INERIS et al., 2006). En revanche, ce n'est que dans des environnements réducteurs ou légèrement oxydants que la concentration en As et Cr dissoute est contrôlée par la solubilité de $As_{(s)}$ et $Cr_2O_{3(s)}$.

1.2.3.4. Propriétés de surface des phases solides du sol

Les interactions des éléments trace avec les phases solides du sol sont essentiellement non-spécifiques et dépendent par conséquent de la charge de surface des phases solides (Harter et Naidu, 2001). Les éléments trace sont peu mobiles dans les sols à charge permanente mais peuvent subir des changements de mobilité dans les sols à charge variable riches en matière organique, en oxydes de Fe et Al ainsi qu'en certaines argiles minéralogiques (Naidu et al., 1997). La charge de surface de ces phases solides varie notamment en fonction de la concentration en ions H^+ et OH^- (Harter et Naidu, 2001). L'adsorption des éléments trace métalliques augmente généralement avec le pH du sol et l'abondance de la matière organique et des minéraux argileux (Naidu et al., 1997). Dans les sols riches en matière organique et en ions PO_4^{3-} et SO_4^{2-} , le point de charge nulle des phases solides minérales est relativement faible et implique une charge nette négative aux pH communément rencontrés dans les sols (Naidu et al., 1997).

1.2.3.5. Microorganismes

L'activité des bactéries, levures et champignons peut agir sur la mobilité, la biodisponibilité voire la toxicité des éléments trace en catalysant des réactions responsables de modifications de la distribution des éléments trace entre les différentes phases du sol (Tableau 8) (Park et al., 2011). En raison des échanges de composés chimiques avec le sol, les plantes peuvent aussi affecter la mobilité et la phytodisponibilité des éléments trace dans la zone d'influence des racines. Les mécanismes impliqués sont détaillés plus loin dans le paragraphe 1.2.4.

Tableau 8. Effets possibles de l'activité microbiologique sur la mobilité des éléments trace dans le sol

| Types de réactions catalysées | Evolution de la mobilité |
|--|--------------------------|
| Complexation en solution, oxydation | ↑ |
| Biosorption, biométhylation, biominéralisation extra/intra-cellulaire, réduction | ↓ |

Des molécules peuvent notamment être sécrétées dans la solution du sol et former des complexes dissous et stables avec des éléments trace. Il s'agit principalement de sidérophores et d'acides (in)organiques. Les microorganismes sont aussi capables de catalyser l'oxydation de composés minéraux renfermant des éléments trace *i.e.* Fe(II) et sulfures et ainsi participer à la mobilisation des éléments trace associés.

La biosorption peut permettre de retenir les éléments trace par adsorption spécifique avec des molécules organiques type métallothionéines, phytochélatines, cystéines, métal-thiolate et exopolymères constitués de polysaccharides (Park et al., 2011; Tunalı et al., 2006). Les microorganismes sont capables de catalyser la méthylation de As, Hg et Se, il s'agit alors de biométhylation : ajout d'un groupe méthyle à As, Hg ou Se couplé à des réactions d'oxydoréduction (Park et al., 2011). La biominéralisation peut permettre la co-précipitation d'éléments trace (Gadd et al., 2014; Q. Li et al., 2014; X. Liang et al., 2016; Rhee et al., 2014). En conditions réductrices, les microorganismes peuvent participer à la réduction de Fe(III), S(IV) et S(VI) et former des (co-)précipités avec des éléments trace (INERIS et al., 2006).

1.2.4. Voies du transfert des éléments trace du sol à la plante

1.2.4.1. La rhizosphère, lieu privilégié de l'absorption des éléments trace

La rhizosphère se limite au volume de sol à proximité et sous l'influence des racines de la plante et dont les propriétés physiques, chimiques et biologiques s'en trouvent modifiées. Notamment, les prélèvements réalisés dans le sol par les plantes ainsi que l'excrétion d'exsudats racinaires peuvent directement modifier les concentrations en de

nombreuses espèces chimiques, le pH et le potentiel redox de la solution de la rhizosphère. L'étendue de la rhizosphère dépend de la physiologie de la plante et des propriétés physico-chimiques étudiées. Elle peut se limiter à quelques millimètres pour l'étude d'éléments trace peu mobiles (Hinsinger, 1998).

1.2.4.1.1. Régulation du pH dans la rhizosphère

L'acidification ou l'alcalinisation du sol rhizosphérique dépend de la nutrition de la plante (Blossfeld et al., 2010; Blossfeld et Gansert, 2007). Pour assurer un prélèvement de NH_4^+ et cations, la plante génère un gradient électrochimique en expulsant des protons H^+ dans le milieu extracellulaire. Dans ces conditions, le pH de la rhizosphère diminue. Au contraire, le pH de la rhizosphère augmente suite à l'expulsion d'ions OH^- par la plante pour permettre le prélèvement d'ions NO_3^- . Ces effets peuvent être temporaires voire permanents au cours du cycle de vie de la plante. La Figure 18 donne la cartographie 2D du pH dans la rhizosphère d'une plante alcalinisante (*Noccaea caerulescens*) et d'une plante acidifiante (*Juncus effusus L.*) d'après Blossfeld et Gansert (2007) et Blossfeld et al. (2010).

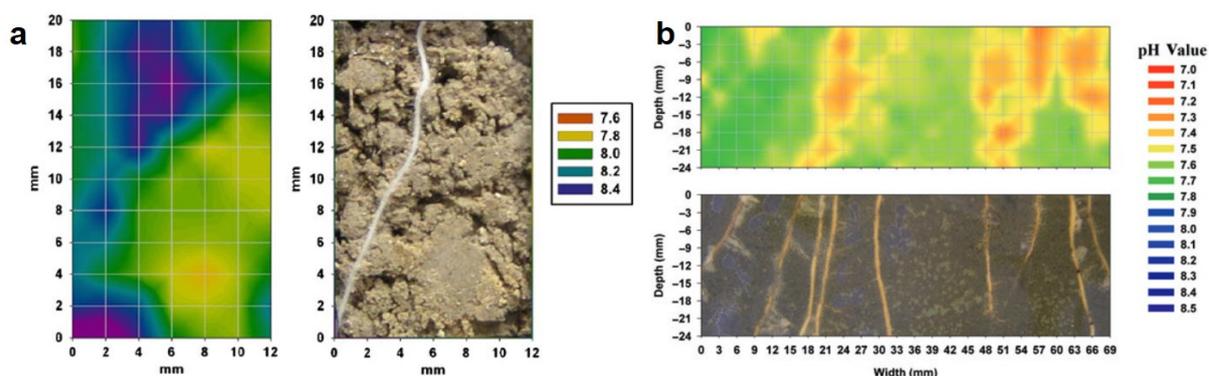


Figure 18. Cartographie des modifications de pH dans la rhizosphère de (a) *Noccaea caerulescens* (Blossfeld et al., 2010) et de (b) *Juncus effusus L.* (Blossfeld et Gansert, 2007)

1.2.4.1.2. Influence de l'activité microbienne rhizosphérique

L'activité microbienne du sol est particulièrement intense dans la rhizosphère (Hou et al., 2017). La composition de la matière organique dissoute du sol est influencée par les microorganismes de la rhizosphère. Le degré d'oxydation, le caractère hydrophile et le poids moléculaire des composés organiques sont particulièrement élevés dans la rhizosphère (Wen, Li, Huang, et al., 2018). La matière organique du sol rhizosphérique peut présenter une réactivité différente du sol non rhizosphérique vis-à-vis des éléments trace qui se traduirait par l'abondance de groupes fonctionnels oxygénés relativement moins saturés en éléments trace (Wen, Li, Huang, et al., 2018).

1.2.4.1.3. Teneurs en éléments trace dans la rhizosphère

Les éléments trace peuvent se concentrer dans la rhizosphère et être notamment liés aux groupements fonctionnels de la matière organique (Wen, Li, Luo, et al., 2018). Les molécules organiques secrétées par les plantes et les microorganismes peuvent affecter la mobilité ou des éléments trace (voir paragraphe 1.2.3.5).

1.2.4.2. Mécanismes de transfert des éléments trace entre le sol et la plante

Les éléments trace peuvent être transportés depuis la rhizosphère vers les tissus de la plante par la voie symplasmique (intracellulaire) ou par la voie apoplasmique (extracellulaire) schématisées par la Figure 19.

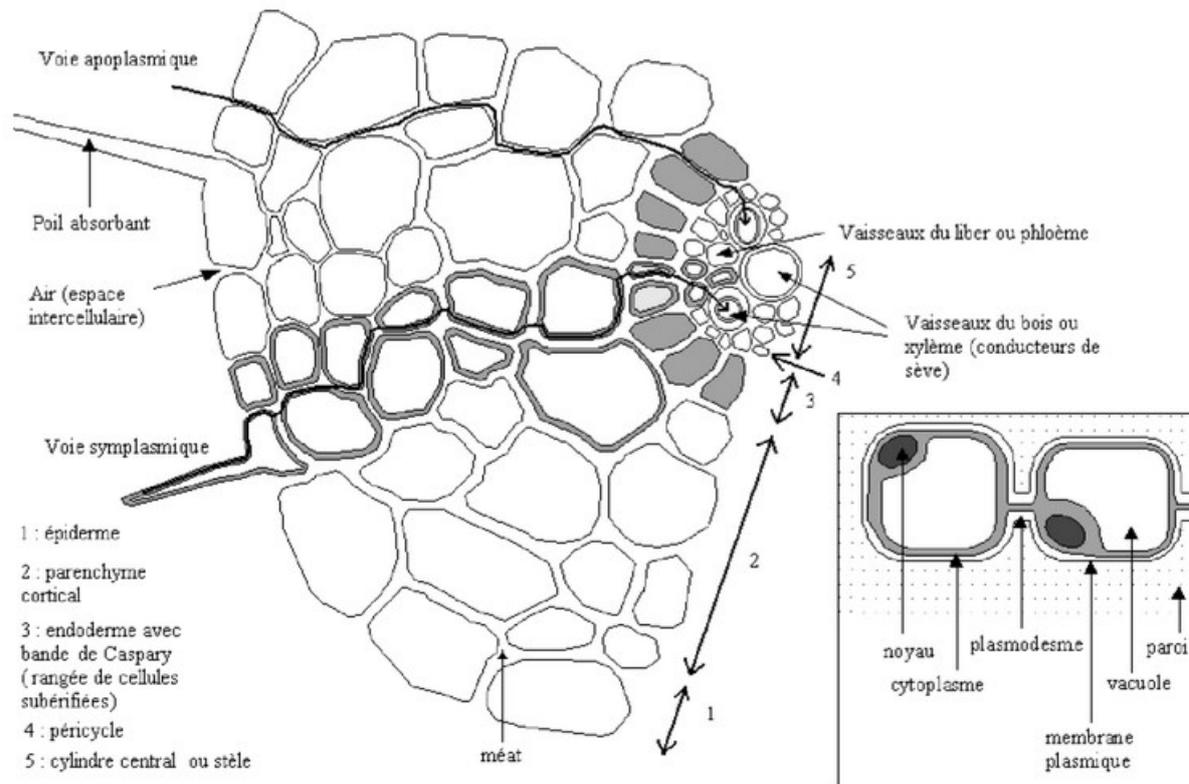


Figure 19. Transport des éléments trace par la voie symplasmique ou apoplasmique dans la coupe transversale d'une racine (Feix et Tremel-Schaub, 2005)

1.2.4.2.1. Transferts symplasmiques

Par la voie symplasmique, les éléments trace traversent la paroi et la membrane plasmique de la cellule végétale. Ils sont ensuite transportés dans le tissu cellulaire par les plasmodesmes. L'absorption des éléments trace peut se faire dans le sens du gradient électrochimique, c'est-à-dire du milieu où les charges positives sont les plus concentrées à celui où elles sont les moins concentrées. Il s'agit alors d'absorption passive. Dans le cas contraire, lorsque l'absorption est opposée au gradient électrochimique, il s'agit d'absorption

active. L'absorption active dépend de transporteurs spécialisés. Malgré la spécificité des transporteurs pour des éléments essentiels, les éléments trace non-essentiels comme Cd et Pb sont susceptibles d'y transiter en raison d'un manque de spécificité de certains transporteurs (Feix et Tremel-Schaub, 2005).

Les cellules de certaines espèces végétales sont dotées de mécanismes de détoxification impliqués dans leur tolérance à des transferts accrus en éléments trace. La toxicité des éléments trace peut être limitée par compartimentation (retenus par les membranes et/ou dirigés vers la vacuole) et immobilisation (chélation et/ou précipitation sous forme de phosphates/carbonates). La Figure 20 illustre schématiquement le mode d'action de phytochélatines et d'acides organiques dans l'immobilisation de Cd^{2+} et Zn^{2+} .

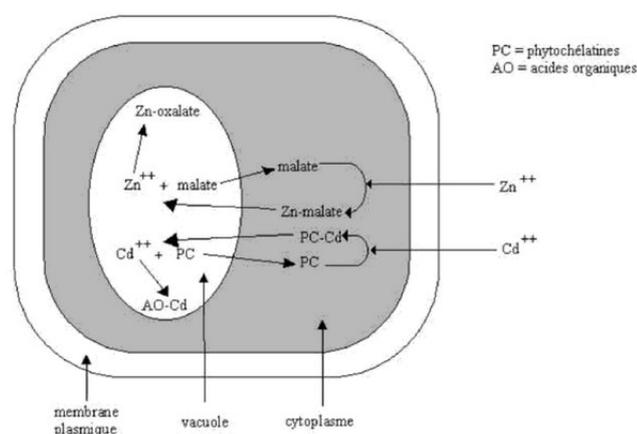


Figure 20. Transport et spéciation de Cd et Zn dans une cellule végétale (Feix et Tremel-Schaub, 2005)

1.2.4.2.2. Transferts apoplasmiques

Par la voie apoplasmique, les éléments trace transitent dans la paroi perméable extracellulaire et ne traversent pas la membrane plasmique. S'il s'agit bien de prélèvement, le terme d'absorption est généralement évité pour qualifier ce mode de transfert. Le transport apoplasmique est substantiel notamment pour les cations fortement liés à la paroi cellulaire végétale chargée négativement. Pour atteindre la stèle au cœur de la racine, les éléments trace doivent passer par la voie symplasmique car le transport apoplasmique est limité à quelques rangées de cellules racinaires (Morel, 1997). Cette limite peut expliquer la rétention par les racines d'éléments trace métalliques comme Cd, Cu, Pb et Zn (Morel, 1997).

1.2.4.2.3. Transfert des racines vers les parties aériennes des plantes

Après avoir traversé les cellules racinaires par voie symplasmique ou apoplasmique, les éléments trace peuvent atteindre la stèle composée du phloème et du xylème. En

empruntant le xylème qui est le tissu cellulaire permettant de transporter la sève brute aux parties aériennes de la plante, les éléments trace peuvent être distribués dans l'ensemble de la plante. La Figure 21 schématise l'ensemble des étapes suivies par un élément depuis le sol vers les parties aériennes d'une plante.

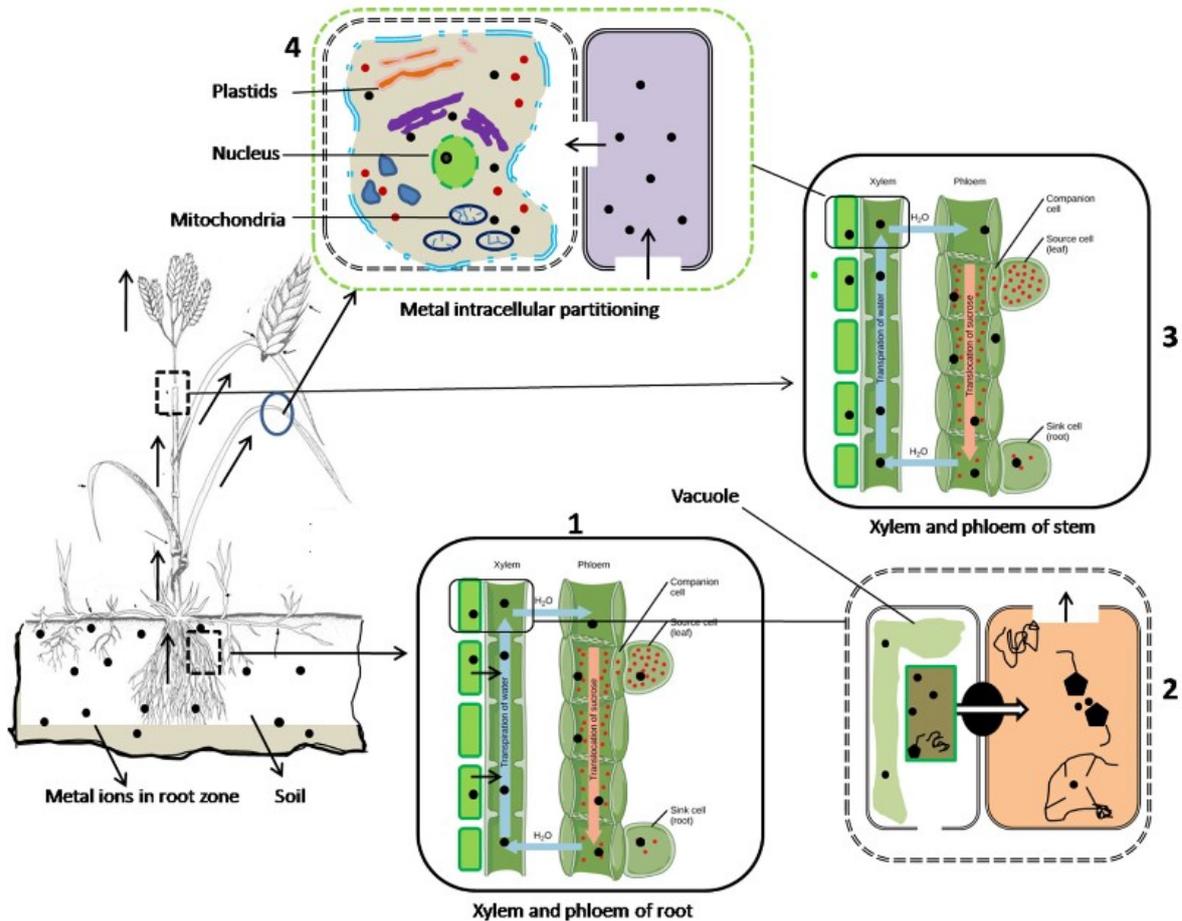


Figure 21. Absorption, transport et compartimentation cellulaire des éléments traces dans les parties souterraines et aériennes de la plante (Gupta et al., 2019)

1.2.4.3. Facteurs déterminant la phytodisponibilité des éléments trace

1.2.4.3.1. Définition de la phytodisponibilité

La phytodisponibilité d'un élément trace peut être définie par la fraction qui peut être transférée du sol à la plante. Il s'agit d'un cas de figure de la notion générale de biodisponibilité. La phytodisponibilité d'un élément trace dépend de facteurs liés au sol, aux interactions avec d'autres éléments, à la plante et au climat (Feix et Tremel-Schaub, 2005).

1.2.4.3.2. L'offre du sol

Le transfert d'un élément trace dans la plante va dépendre de « l'offre du sol » d'une part (Morel, 1997). Cette « offre » peut être définie comme la fraction mobile présente en solution ou adsorbée sur les phases solides et dites échangeables. La teneur en éléments trace dans les tissus des plantes dépend en partie des propriétés du sol régissant la mobilité de ces

éléments (ADEME et al., 2017; Crowder, 1991). Elle dépend essentiellement des propriétés du sol comme la teneur totale de l'élément trace, sa mobilité et son transport vers les racines de la plante. Les propriétés physico-chimiques de la solution du sol (*i.e.* pH et potentiel redox) ainsi que les propriétés de surface des constituants de la phase solide du sol (*i.e.* capacité d'échange cationique et anionique) jouent un rôle essentiel quant à la mobilité d'un élément trace (paragraphe 1.2.3). Les propriétés physiques du sol comme la structure affectent le transfert de l'eau et régulent par conséquent la diffusion de l'élément trace vers les racines.

1.2.4.3.3. Interactions entre éléments

Dans le sol, les variations de la disponibilité d'un élément peuvent affecter le prélèvement d'un autre par la plante. Plusieurs éléments combinés peuvent avoir un effet physiologique synergique (supérieur aux effets physiologiques de chacun) ou antagoniste (inférieur aux effets physiologiques de chacun). Le Tableau 9 présente les combinaisons d'éléments pouvant conduire à une inhibition ou une stimulation de leurs transferts dans la plante. Le prélèvement des éléments trace peut entrer en compétition avec celui des macronutriments *i.e.* Ca, Mg et P, et inversement, en raison de propriétés chimiques proches (Feix et Tremel-Schaub, 2005). Par ailleurs, les ions phosphates inhibent le prélèvement de Cd et Zn potentiellement par la précipitation de phosphates insolubles de Cd et Zn (Feix et Tremel-Schaub, 2005).

Tableau 9. Interactions entre éléments conduisant à l'inhibition ou à la stimulation de leurs transferts vers la plante (adapté de Feix, 2012)

| | Inhibition (antagonisme) | Stimulation (synergie) | Variable selon conditions |
|----|---------------------------------|-------------------------------|----------------------------------|
| As | P, S, Mn | | |
| Cd | Ca, Fe, K, Mn, P, Zn | N, Cu | |
| Co | Ca | | |
| Cu | Al, Mn, Mo, Zn | Cd | Ca, Cd, N, P |
| Cr | Ca, Fe, K, Mg, Mn, P | | |
| Hg | K, P | | |
| Mo | Fe, K, Mn, S, W | N | P |
| Ni | Ca, K, P | | |
| Pb | Ca, K, P, S | | |
| Zn | Fe, Mn, S | | Ca, Mg, P |

1.2.4.3.4. Physiologie de la plante

De manière générale, la physiologie de la plante contrôle les différents mécanismes de transfert des éléments trace dans les plantes depuis le sol mais aussi depuis l'air (Feix et Tremel-Schaub, 2005). Ces mécanismes sont détaillés plus loin. Pour une même « offre du sol » (Morel, 1997), les teneurs en éléments trace dans des plantes d'une même espèce varient

d'une variété à l'autre et d'un organe à l'autre pour une même plante (ADEME et al., 2017; Bouquet, 2018; Jean-Soro et al., 2015). De plus, la teneur en éléments trace dans la plante a tendance à diminuer avec la succession des stades de développement ainsi qu'avec l'âge de la plante (Feix et Tremel-Schaub, 2005). La biomasse racinaire et sa morphologie affectent aussi le transport des éléments trace. Si un système racinaire bien développé peut être favorable à l'accumulation dans la plante en diminuant le phénomène de saturation des tissus végétaux, il peut aussi conduire à un phénomène de dilution biologique en favorisant la production de biomasse aérienne (Feix et Tremel-Schaub, 2005).

Dans le cas de plantes potagères, on appelle « légume » l'organe consommé de la plante. Par conséquent, le transport à partir des racines dans les autres organes de la plante est déterminant quant à la teneur en éléments trace dans le légume. De manière générale, la capacité d'accumulation des légumes varie dans l'ordre suivant : fruits < racines < feuilles (Zwolak et al., 2019). La densité d'une culture et les associations de cultures affectent le transport des éléments trace dans les légumes pour une même « offre du sol » en raison de phénomènes de compétition entre les plantes (Feix et Tremel-Schaub, 2005).

1.2.4.3.5. Climat

Les facteurs climatiques peuvent réguler les mécanismes physiologiques des plantes ainsi que les équilibres chimiques en jeu dans le sol (Feix et Tremel-Schaub, 2005). L'augmentation de la lumière et de la température du sol favorise le prélèvement des éléments trace tandis que les variations d'humidité ont des effets indirects et variables en fonction de la profondeur d'enracinement des plantes, le potentiel redox et l'activité des microorganismes du sol).

1.3. Remédiation *in situ* par du compost ou du biochar

En introduisant dans le sol des sites potentiels de sorption pour les éléments trace et en modifiant la composition de la solution du sol, les intrants organiques peuvent être une méthode efficace de stabilisation *in situ*. Étant couramment utilisé par les jardiniers, le compost pourrait être une solution simple de remédiation *in situ* dans les jardins familiaux contaminés par des éléments trace. Une solution alternative au compost pourrait être l'utilisation de biochars, intrant organique efficace et émergent en remédiation *in situ*.

1.3.1. Propriétés des composts et intérêts de leur usage en remédiation

Un compost est le produit d'un « processus contrôlé de dégradation des constituants organiques d'origine végétale et animale, par une succession de communautés microbiennes

évoluant en conditions aérobies, entraînant une montée en température, et conduisant à l'élaboration d'une matière organique humifiée et stabilisée» (Francou, 2003). Le compostage est mis en œuvre à différentes échelles d'après l'ADEME (2015) :

- Le compostage centralisé, accueillant de grandes quantités de biodéchets sur des plates-formes industrielles (2 000 à 100 000 t.an⁻¹ ou plus),
- Le compostage collectif ou partagé, accueillant les biodéchets générés par plusieurs foyers d'un immeuble, d'un quartier ou par des établissements de restauration,
- Le compostage domestique, mis en œuvre par un foyer en appartement (lombricompostage, compostage rotatif Culbuto© par Formacompost) ou au jardin (compostage en tas, en bacs plastique/bois) pour des volumes inférieurs à 1 m³.

1.3.1.1. Cadres réglementaires

En France, la norme NF U44-051 (AFNOR, 2006) régit la qualité des produits commercialisés regroupés sous la dénomination « amendements organiques » tels que le « compost vert » et le « compost de fermentescibles alimentaires et/ou ménagers » dont les spécifications physico-chimiques sont les suivantes :

- Teneur en matière sèche (> 300 g.kg⁻¹ de matière brute)
- Teneur en matière organique (> 200 g.kg⁻¹ de matière brute)
- Teneur totale en N + P₂O₅ + K₂O (< 70 g.kg⁻¹ de matière brute)

Des critères d'innocuité sont fixés par la norme NF U44-051 (AFNOR, 2006) et doivent être respectés pour tout amendement organique utilisé en agriculture conventionnelle en France :

- Teneurs et flux maximums en éléments trace et composés organiques (Tableau 10)
- Teneur maximale en impuretés telles que les débris de verre et métaux (20 g.kg⁻¹ de matière sèche) ainsi que les films plastiques, le polystyrène expansé (3 g.kg⁻¹ de matière sèche) et les autres plastiques (8 g.kg⁻¹ de matière sèche)
- Absence de pathogènes (*i.e.* Salmonella et œufs d'helminthes)

D'autres réglementations peuvent s'appliquer à l'usage d'amendements organiques en France. Les exigences européennes pour l'emploi en agriculture biologique (CEE, 1991) et pour l'obtention de l'Eco-label (CE, 2006a) fixent également des teneurs limites en éléments trace (Tableau 10).

Tableau 10. Seuils réglementaires européens et français sur la teneur et le flux d'éléments trace et de composés organiques contenus dans les amendements organiques

| | Agriculture biologique ¹ | Eco Label ² | Agriculture conventionnelle ³ | | |
|--|-------------------------------------|--------------------------|--|---|---|
| | (mg.kg ⁻¹ MS) | (mg.kg ⁻¹ MS) | (mg.kg ⁻¹ MS) | (g.ha ⁻¹ .an ⁻¹) | (g.ha ⁻¹ .10 ans ⁻¹) |
| <i>Eléments trace</i> | | | | | |
| As | - | 10 | 18 | 270 | 900 |
| Cd | 0,7 | 1 | 3 | 45 | 150 |
| Cr | 70 | 100 | 120 | 1 800 | 6 000 |
| Cu | 70 | 100 | 300 | 3 000 | 10 000 |
| Hg | 0,4 | 1 | 2 | 30 | 100 |
| Ni | 25 | 50 | 60 | 900 | 3 000 |
| Pb | 45 | 100 | 180 | 2 700 | 9 000 |
| Se | - | 1,5 | 12 | 180 | 600 |
| Zn | 200 | 300 | 600 | 6 000 | 30 000 |
| <i>Hydrocarbures aromatiques polycycliques</i> | | | | | |
| Fluoranthène | - | - | 4 | - | 60 |
| Benzo(b)fluoranthène | - | - | 2,5 | - | 40 |
| Benzo(a)pyrène | - | - | 1,5 | - | 20 |

MS : masse sèche ; ¹2092/91/EC (CEE, 1991) ; ²2006/799/EC (CE, 2006a) ; ³NF U44-051 (AFNOR, 2006)

Le compostage collectif dit « de proximité » bénéficie d'un régime dérogatoire² pour des volumes compostés de moins de 5 m³ qui le dispense de respecter des critères de qualité. Ce type de compostage est en revanche contraint, par la même loi, de développer un dispositif de supervision composé d'un certain nombre d'acteurs formés par l'Agence de la transition écologique (ADEME), notamment des « maîtres composteurs » et des « référents » (ADEME, 2012, 2013, 2018). Il est stipulé que « la collectivité territoriale définit des solutions techniques de compostage de proximité ou de collecte séparée des biodéchets et un rythme de déploiement adaptés à son territoire ». Les pratiques de compostage collectif sont donc relativement encadrées.

Le compostage domestique n'est quant à lui soumis à aucune réglementation. Cependant, nombreuses sont les villes françaises qui mettent à disposition un guide de compostage domestique. Les recommandations y figurant sont relativement homogènes, en particulier concernant la nature des matières premières et les modalités d'usage du compost final. Les proportions de matières dites « vertes », « humides » ou « riches en azote » et de matières dites « brunes », « sèches » ou « riches en carbone » ne sont pas toujours précisées. Lorsqu'elles le sont, il est préconisé de mélanger 2/3 de matières « vertes » et 1/3 de matières « brunes ». Il est cependant toujours recommandé d'équilibrer ces deux types de matière à chacun des apports et de brasser les matières premières fraîchement apportées.

² loi n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte

1.3.1.2. Propriétés biochimiques et physico-chimiques des composts

1.3.1.2.1. Stabilité et maturité

Deux critères sont utilisés pour juger de la qualité générale d'un compost : (1) sa stabilité associée à la biodégradabilité et l'humification de la matière organique (Albrecht et al., 2009; Azim et al., 2018; Wichuk et McCartney, 2010) et (2) sa maturité associée à l'absence de phytotoxicité (Tiquia, 2010). De nombreux paramètres biologiques et physico-chimiques sont utilisés conjointement pour suivre le processus de compostage et attester de la qualité du compost final (Wichuk, McCartney et Wichuk, 2010 ; Azim *et al.*, 2018). D'après Azim et al. (2018), ils sont catégorisés de la manière suivante :

- Paramètres initiaux (*e.g.* ratio C/N, taux d'humidité, densité apparente, porosité)
- Paramètres de suivi (*e.g.* température, demande biologique en oxygène, activité enzymatique, teneur en carbone organique et émission de CO₂, CH₄ ou encore N₂O)
- Indicateurs de qualité (*e.g.* ratio N-NH₄/N-NO₃, ratio C/N, CEC, indice de salinité, teneur en substances humiques, test cresson)

D'autres méthodes permettent d'évaluer rapidement le stade de compostage sans passer par une investigation exhaustive des paramètres physico-chimiques cités précédemment. Il s'agit de mesures spectroscopiques par absorption de rayonnements UV-visible, proche et moyen infrarouge ou par résonance magnétique nucléaire du carbone 13 (¹³C RMN) qui renseignent sur l'abondance de groupements fonctionnels de la matière organique et sur la structure des molécules (Albrecht et al., 2009; Fels et al., 2013; Smidt et al., 2005). La spectrométrie proche infrarouge a permis de développer un indice global de l'évolution du compostage ainsi que l'approximation de propriétés telles que la teneur en carbone, en azote, en acides humiques, le ratio C/N, le pH, la demande biologique en oxygène, des activités enzymatiques et la durée de compostage (Albrecht *et al.* 2009).

1.3.1.2.2. Paramètres agronomiques

Parmi les nombreuses propriétés qui peuvent servir d'indicateur des conditions de compostage et de qualité du compost final, le ratio C/N, la température et le pH conditionnent l'activité et la composition des communautés microbiologiques responsables de la dégradation de la matière organique.

L'évolution du ratio C/N dépend de la nature des matières premières et tend à diminuer pour atteindre des valeurs inférieures à 20 voire 15 pour des composts relativement stables. Les communautés fongiques deviennent progressivement dominantes lorsque les

substrats facilement utilisables par les communautés bactériennes se raréfient (Wang, Mao et Li, 2018).

La température du compost est déterminante pour les processus de dégradation, d'humification, d'hygiénisation et d'évaporation de l'eau (Azim et al., 2018). Elle dépend du dégagement de chaleur liée à l'activité des microorganismes. La gamme optimale de température se situe à moins de 55°C pour favoriser l'activité des microorganismes. La température du compost augmente rapidement pour entrer dans la phase thermophile (> 40°C) et diminue ensuite lentement jusqu'à entrer en phase mésophile (< 40°C) aboutissant au refroidissement du compost. Le maintien d'une température de 55°C pendant 3 à 5 jours permet d'éliminer d'éventuels pathogènes conduisant ainsi à l'hygiénisation du compost.

Le pH diminue rapidement au cours des premiers jours de compostage en raison d'une production intense d'acides organiques et d'une importante volatilisation d'ammoniaque (Azim et al., 2018). Le pH augmente ensuite lorsque l'activité des microorganismes est ralentie par la disponibilité moindre des substrats organiques puis se stabilise entre 7 et 8 unités de pH en moyenne dès 3 mois de compostage.

1.3.1.2.3. Fonctions chimiques

La spectroscopie moyen infrarouge permet d'identifier des groupements fonctionnels de composés organiques mais aussi minéraux dans des matrices variées *i.e.* litière, sol, compost. Elle permet également de réaliser une semi-quantification de ces groupements fonctionnels. Son application aux composts permet donc d'évaluer leur qualité ainsi que de suivre les changements biochimiques au cours du compostage. Smidt et al., (2005) ont fait une synthèse des bandes d'absorption remarquables du moyen infrarouge, les groupements fonctionnels ou composés associés et l'évolution relative des pics au cours du compostage (Tableau 11). La détermination de l'intensité relative de chacun des pics d'un spectre a été utilisée pour comparer différents stades de dégradation de la matière organique (Guénon et Gros, 2015; Haberhauer et al., 1998; Smidt et al., 2005; Suseela et al., 2013).

1.3.1.3. Intérêts des composts en remédiation *in situ* des jardins familiaux

1.3.1.3.1. Usage agronomique typique en jardin familial

Les foyers valorisent et réutilisent leur propres déchets verts et déchets de cuisine via le compostage domestique et collectif; le compost ainsi produit peut être qualifié d'autoproduit. Une majorité de jardiniers utilisent en effet leur propre compost comme intrant organique pour améliorer les propriétés physiques du sol et sa fertilité (Edmondson et al., 2014).

Tableau 11. Bandes remarquables d'absorption dans l'infrarouge et leur évolution au cours du compostage (Smidt et al., 2005)

| Wavenumber (cm ⁻¹) | Vibration | Compound or functional group | References | Development (weeks) | |
|--------------------------------|-------------------------|------------------------------------|---|---------------------|-----|
| | | | | <10 | >10 |
| 2925 | C-H stretch | Methylene | Smith (1999) | ↓ | ↑ |
| 2850 | C-H stretch | Methylene | Smith (1999) | ↓ | ↑ |
| 2520 | | Carbonate | Tseng et al. (1996) | ↑ | ↑ |
| 1740-1720 | C=O | Aldehyde, ketone, carboxylic acids | Quatmane et al. (2000) Smith (1999) Tan (1993) | ↓ | ↑ |
| 1640 | C=O | Amide I, carboxylates | Haberhauer et al. (1998) | ↓ | ↑ |
| | C=C | Aromatic compounds | Quatmane et al. (2000) Smith (1999) | ↑ | ↑ |
| 1546 | N-H in plane | Amides II | Chen et al. (1996) Quatmane et al. (2000) | ↓ | ↑ |
| 1512 | | Lignocellulose | Grube et al. (1999) Smith (1999) | | |
| 1430 | CO ₂ stretch | Carboxylic acids | Quatmane et al. (2000) | ↓ | ↑ |
| | C-O stretch | Carbonate | Hesse et al. (1995) | ↑ | ↑ |
| 1384 | N-O stretch | Nitrate | Smidt et al. (2002) Zaccheo et al. (2002) | | ↑↓ |
| 1320 | C-N stretch | Aromatic prim. and sec. amines | Smith (1999) | ↑↓ | |
| 1260-1240 | C-O | Carboxylic acids | Smith (1999) | ↓ | |
| | C-N | Amides | Smith (1999) | | |
| 1160 | C-O-C | Polysaccharides | Grube et al. (1999) | ↓ | ↑ |
| 1080 | C-O-C | Polysaccharides | Grube et al. (1999) | ↓ | ↑ |
| 1030 | Si-O stretch | Clay minerals | Madejova (2003) | ↑ | ↑ |
| | Si-O-Si | Silica | Smith (1999) | | |
| 875 | C-O out of plane | Carbonate | Bosch Reig et al. (2002) | ↑ | ↑ |

Le manque d'encadrement du compostage domestique et collectif peut conduire à des pratiques variables et approximatives. Or, les communautés microbiologiques et leur métabolisme, impliqués dans la dégradation des matières organiques, sont affectés par les différentes pratiques de compostage (K. Wang et al., 2018). La qualité agronomique des composts domestiques et collectifs est cependant encore assez peu étudiée. Les liens possibles entre les pratiques de compostage et la qualité agronomique des composts domestiques et collectifs ne semblent pas examinés. Les études qui concernent les composts autoproduits portent essentiellement sur les potentiels impacts environnementaux associés au processus de compostage (*i.e.* émission de gaz à effet de serre et d'ammoniaque, lixiviation d'éléments trace). Malgré tout, il a été constaté que les composts domestiques et collectifs sont généralement d'aussi bonne qualité que les composts conventionnels en ce qui concerne leur stabilité/maturité ainsi que leur teneur en matière organique et en nutriments (Adhikari et al., 2010; Barrena et al., 2014; Martínez-Blanco et al., 2010; Smith et Jasim, 2009; Vázquez et al., 2015, 2020; Vázquez et Soto, 2017). Des essais *in situ* démontrent aussi l'efficacité des composts domestiques pour la nutrition de plantes cultivées comme alternative à l'amendement par de la tourbe (Smith et Jasim, 2009). Une grande hétérogénéité des composts domestiques est systématiquement observée. Dans les 64 composts domestiques étudiés par Smith et Jasim (2009), la teneur en matière organique varie de 66 à 693 g.kg⁻¹, le pH varie de 5,7 à 9,3, la conductivité varie de 0,5 à 1,6 mS.cm⁻¹ et la teneur totale en azote, phosphore et potassium varie respectivement de 10 à 60 g.kg⁻¹, de 1 à 16 g.kg⁻¹, de 4 à 42 g.kg⁻¹. Les résultats obtenus sur d'autres composts domestiques par Barrena et al. (2014), Martínez-Blanco et al. (2010), Vázquez et al. (2015), Vázquez et Soto (2017) sont cohérents et confirment la variabilité relevée par Smith et Jasim (2009). La qualité agronomique des composts collectifs est également hétérogène avec de possibles distinction selon la localisation des sites de compostage *i.e.* zone urbaine ou rurale (Vázquez et al., 2015; Vázquez et Soto, 2017).

1.3.1.3.2. Propriétés de rétention des éléments trace

La matière organique du compost possède de nombreux groupements fonctionnels oxygénés dont la capacité d'absorption vis-à-vis des éléments trace est vérifiée dans les sols (voir paragraphe 1.2.1.3.3). Les groupements fonctionnels de la matière organique des composts peuvent être identifiés et semi-quantifiés par spectrométrie moyen infrarouge (Albrecht, 2007; Guénon et Gros, 2015; Miikki et al., 1997; Ouatmane et al., 2000; Smidt et al., 2005). Les composés organiques, sous des formes dissoutes et particulaires, appartiennent à une large gamme de poids moléculaires dont l'aromaticité, la condensation et le caractère

hydrophobe augmentent au cours du compostage. La concentration en substances humiques augmente au cours du processus de compostage (Azim et al., 2018) et la concentration en carbone organique dissous extractible diminue (Said-Pullicino, Erriquens et Gigliotti, 2007). Ces processus seraient comparables au processus naturel d'humification de la matière organique du sol (Francou, 2003).

Les microplastiques peuvent contenir des éléments trace susceptibles d'être dispersés dans l'environnement suite à l'amendement des sols par certains types de composts, par exemple ceux issus de biodéchets municipaux (Scopetani et al., 2022; Vithanage et al., 2021). Ces éléments trace peuvent être issus des additifs utilisés pour la synthèse des polymères et peuvent également être adsorbés à la surface des microplastiques, résultats d'une fragmentation des polymères d'origine (Vithanage et al., 2021).

1.3.1.3.3. Stabilité de la matière organique des composts autoproduits

En raison de la dégradation de la matière organique des composts, leur capacité de rétention des éléments trace est susceptible d'évoluer au cours du temps suite à l'amendement d'un col contaminé. Les conditions de compostage en autoproduction (*e.g.* volume réduit, pratiques variables et approximatives) pourraient limiter la dégradation des matières premières et par conséquent la stabilité du compost autoproduit. En effet les bacs de compostage domestique ont généralement une contenance de 200 à 800 L. D'après une étude réalisée à Londres dans 64 jardins privés équipés de bacs de compostage d'une capacité de 290 L, le suivi de la température montre qu'une majorité des composts se trouvent en phase mésophile c'est à dire à moins de 40°C (Smith et Jasim, 2009). La montée en température des composts autoproduits pourrait avoir des conséquences sur les communautés de microorganismes, sur l'hygiénisation et sur la dégradation des molécules organiques.

1.3.1.3.4. Innocuité des composts autoproduits

Les composts autoproduits ne sont pas tenus de remplir les critères d'innocuité fixés par la norme NF U44-051 relatives aux amendements organique commercialisés. Les teneurs en éléments trace sont très variables dans les composts autoproduits. Très peu d'études ont porté sur la détermination des teneurs en éléments trace dans des composts domestiques et collectifs pour évaluer leur innocuité (Andersen et al., 2011; Smith et Jasim, 2009; Vázquez et al., 2015; Vázquez et Soto, 2017). De plus, les liens possibles entre les teneurs en éléments trace et les pratiques de compostage n'ont pas été clairement examinées à travers ces études. Les seuils fixés par la Commission Européenne sur l'usage d'intrants organiques en agriculture biologique (1997) et pour l'Ecolabel (2006) sont souvent une référence. Ils sont en effet parmi les plus exigeants en Europe (Andersen et al., 2011). Ces exigences sont

respectées par certains composts domestiques et collectifs (Vázquez et al., 2015; Vázquez et Soto, 2017). Dans certains contextes *i.e.* densité de population élevée, historique de pollution, des teneurs particulièrement élevées ont été relevées dans les composts domestiques. D'après une étude réalisée dans des jardins proches de l'ancienne fonderie Metaleurop Nord, les teneurs en Pb et Cd mesurées dans 52 composts domestiques peuvent être très supérieures aux seuils, respectivement de 180 et 3 mg.kg⁻¹, fixés par la norme NF U44-051 (Pelfrène et al., 2019). Dans 64 jardins privés à Londres, la teneur moyenne en Pb, soit 124 mg.kg⁻¹, dépasse le seuil de 100 mg.kg⁻¹ fixé par l'Ecolabel Européen (Smith et Jasim 2009).

La teneur totale d'un élément trace dans un compost ne représente pas directement le risque associé à leur épandage. La mobilité d'un élément donné varie au cours du compostage en raison des changements de pH, de potentiel redox et de modifications biochimiques (Tandy et al., 2004, 2009). Par ailleurs, la transformation de la matière organique et notamment la synthèse de substances humiques seraient susceptibles d'affecter la spéciation des éléments trace préférentiellement retenus par ces composés. Les éléments trace peuvent être associés à des fractions peu mobiles : oxydable, réductible et résiduelle (Szymański et al., 2005; Tandy et al., 2004) déterminées par des méthodes chimiques de spéciation (§1.2.2.1.1).

La présence de composés trace organiques ne semble pas encore avoir été investiguée dans les composts autoproduits. Cependant, les résidus potentiels de produits phytosanitaires dans les jardins et la présence d'impuretés dans le compost, comme des plastiques, pourraient en être des sources.

Les pathogènes de type *Salmonella* et *Escherichia coli* sont des critères d'innocuité encore peu analysés dans les composts domestiques et collectifs. Ils sont cependant absents ou en très faibles quantités (*Escherichia coli* < 10 unités formant colonie) dans les 27 composts étudiés par Barrena et al. (2014).

1.3.2. Propriétés des biochars et intérêts de leur usage en remédiation

1.3.2.1. Définition

Un biochar est défini comme un « produit solide issu de la pyrolyse (dégradation thermique sous une atmosphère appauvrie en oxygène) de matières organiques d'origine photosynthétique mais de nature variable, notamment du bois, des résidus végétaux ou des déchets animaux ou urbains. » (Rees, 2014). Les principales conditions de pyrolyse sont la température, comprise 250 et 700°C, et le temps de résidence, compris entre une minute et plusieurs heures (Weber et Quicker, 2018).

1.3.2.2. Propriétés générales des biochars

Les propriétés physiques et chimiques du biochar sont à la fois héritées des matières premières et issues du procédé de pyrolyse. Les changements les plus significatifs s'opèrent entre 200 et 400°C (Guo et al., 2020; Weber et Quicker, 2018; C. Zhang et al., 2020). Des propriétés physico-chimiques remarquables du biochar sont données dans le Tableau 12.

Tableau 12. Effet de la température de pyrolyse sur les principales propriétés physico-chimiques du biochar

| Propriété | Tendance générale | Références |
|---------------------------------|---|--|
| Surface spécifique | Élevée (jusqu'à 600 m ² .g ⁻¹) ↑ avec la température | (J. Lehmann et al., 2011) |
| Porosité | Élevée (50-75%) avec un gradient de taille entre macropores hérités de la matière première et micropores issus du processus de pyrolyse | (Weber et Quicker, 2018) |
| pH | De 3 à 12 mais généralement alcalin ↑ avec la température | (Khan et al., 2016; G. Zhang et al., 2016) |
| Conductivité électrique | Élevée (en moyenne 480 mS.m ⁻¹) | (Khan et al., 2016; Yang et Lu, 2021) |
| Capacité d'échange cationique | Élevée (jusqu'à 60 cmol ⁺ .kg ⁻¹) ↓ à haute température (> 350 °C) | (Weber et Quicker, 2018; Yang et Lu, 2021) |
| Groupes fonctionnels de surface | Carboxyles, phénoliques, hydroxyles, carbonyles, quinones et lactones <i>etc.</i> ↑ puis ↓ avec la température | (Weber et Quicker, 2018; C. Zhang et al., 2020; G. Zhang et al., 2016) |
| Potentiel redox | Élevé en lien avec des groupes fonctionnels oxydants (<i>e.g.</i> quinones) | (Weber et Quicker, 2018) |
| Ratios O/C et H/C | Faibles ↓ avec la température | (Weber et Quicker, 2018) |
| Hydrophobicité | ↓ avec la température | (Weber et Quicker, 2018) |
| Présence de phases minérales | Quartz, cristobalite et carbonates de calcium issus de matières ligneuses | (Rees, 2014) |
| Disponibilité en nutriments | Élevée ↑ avec la température | (Khan et al., 2016; Yang et Lu, 2021) |

1.3.2.3. Intérêt des biochars en remédiation *in situ* de jardins familiaux

1.3.2.3.1. Usage agronomique possible dans les jardins familiaux

Le biochar est utilisé comme intrant organique dans les sols mais aussi dans le compost pour améliorer la dégradation des biodéchets. Apporté au sol, il permet d'augmenter le pH, la teneur en matière organique, la disponibilité en eau et en nutriments, d'améliorer la structure et la biomasse microbienne du sol (Agegnehu et al., 2017; Guo et al., 2020). Le biochar limite le stress des cultures lié à la disponibilité en eau et à la salinité et permet finalement d'augmenter la biomasse racinaire et le rendement des cultures (Agegnehu et al., 2017; Guo et al., 2020). Les doses d'apport pour des sols cultivés varient de 0,5 à 100 t.ha⁻¹ et

le rendement des récoltes peut dans certains cas être amélioré de 900 % (Agegnehu et al., 2017). Les meilleurs résultats ont été observés pour des doses inférieures à 5 t.ha⁻¹ avec une augmentation moyenne du rendement de 50 %. Pour des doses supérieures à 10 t.ha⁻¹, l'amélioration du rendement atteindrait en moyenne 20 %. En effet, les propriétés de rétention du biochar vis-à-vis des nutriments peuvent altérer la nutrition des cultures pour des doses d'apport élevées. Par ailleurs, l'apport de biochar peut conduire à un effet « priming » ou encore une « faim d'azote » néfaste pour les cultures.

1.3.2.3.2. Propriétés de rétention des éléments trace

Les propriétés particulières du biochar lui confèrent des fonctions intéressantes comme intrant organique pour remédier à la contamination des sols (Godlewska et al., 2017; Guo et al., 2020; Hu et al., 2020; Rees, 2014) et notamment sa surface spécifique (J. Lehmann et al., 2011; Xie et al., 2015) et l'abondance relative des groupements fonctionnels oxygénés tels que les phénols et carboxyles (Uchimiya et al., 2011). La Figure 22 présente les propriétés et fonctions principales du biochar.

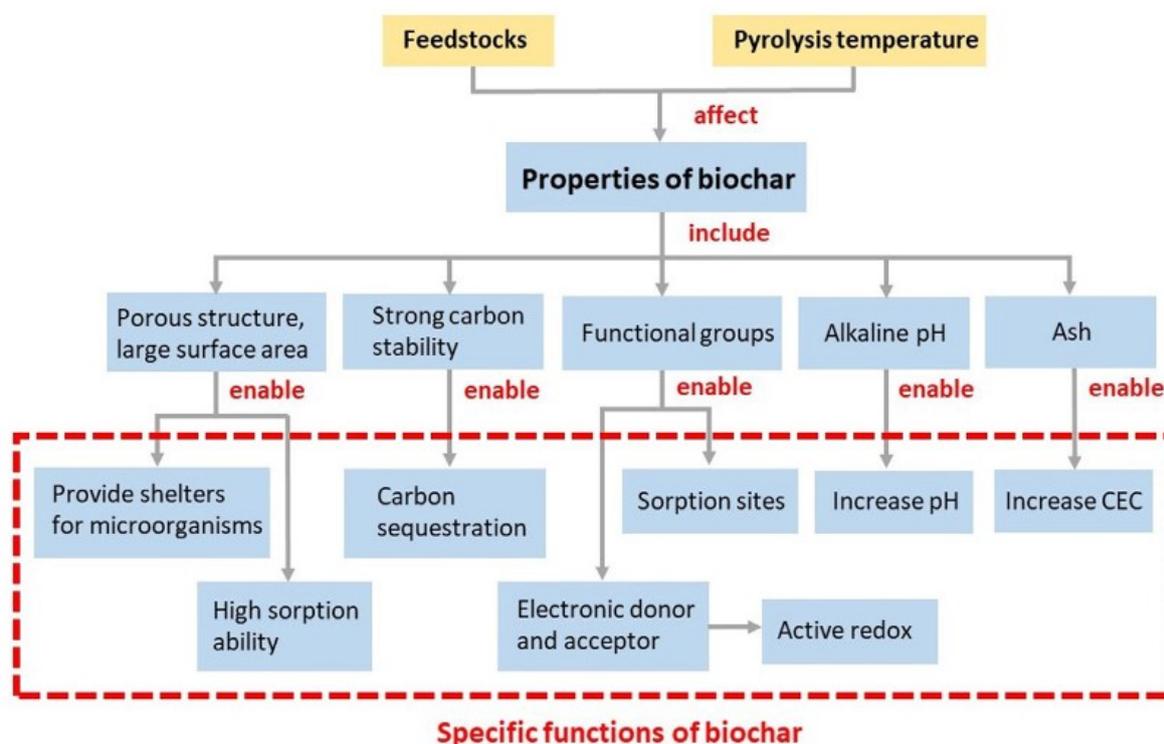


Figure 22. Propriétés du biochar et fonctions principales en tant qu'intrant organique (Guo et al., 2020)

1.3.2.3.1. Durabilité potentielle de la remédiation

La stabilité de la matière organique du biochar est une propriété intéressante pour remédier durablement à la contamination d'un sol. L'apport de biochar peut aussi limiter la

minéralisation de la matière organique du sol (Méndez et al., 2013). La faible densité du biochar peut entraîner sa propre érosion à la surface du sol (Berhe, 2021). Les particules les plus fines du biochar peuvent aussi être lessivées. Cela pourrait entraver la durabilité de la remédiation voire conduire à des transferts de contamination.

1.3.2.3.2. Innocuité des biochars

Le champ d'application de la norme NF U44-051 ne recouvre pas la dénomination de biochar. Ils ne sont pas légalement tenus de respecter ces exigences. En tant que produit issu d'un traitement thermique à haute température, le biochar peut contenir des composés organiques de type hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Les éléments trace non-volatils contenus dans les matières premières se concentrent dans le biochar au cours du procédé de pyrolyse.

1.3.3. Effets du compost et du biochar sur la mobilité des éléments trace dans les sols

1.3.3.1. Rôle du pH du sol et des intrants organiques

Le compost et le biochar ont tendance à augmenter le pH des sols. Le biochar peut augmenter le pH d'un sol acide plus fortement que l'apport d'un compost (Beesley et al., 2010; G. Zhang et al., 2016). En effet, le pH du sol peut augmenter significativement de 4,6 à 5,2 après une dose de biochar de seulement 1 % (Yang et Lu, 2021). En revanche, un apport de compost de seulement 0,6 % peut diminuer le pH d'un sol légèrement alcalin de 7,9 à 7,7 (Schnackenberg et al., 2022).

Davantage d'études portent sur la remédiation des sols contaminés acides (ADEME et al., 2017). Pour des sols acides, le compost ou le biochar a pu conduire à augmenter significativement le pH et ainsi réduire la mobilité d'éléments trace métallique *i.e.* Cd, Cu, Pb et Zn (Alvarenga et al., 2008; Hu et al., 2020; Karami et al., 2011; Van Herwijnen et al., 2007). Pour des sols neutres et alcalins, leurs effets sur la mobilité des éléments trace sont moins systématiques. Dans ces conditions, ils conduisent parfois à la mobilisation des éléments trace (Beesley et al., 2010; Clemente et al., 2010; J. Liang et al., 2017; Schnackenberg et al., 2022; Van Herwijnen et al., 2007; G. Zhang et al., 2016). Malgré tout, il arrive aussi que pour un sol alcalin, le compost abaisse le pH tout en participant à l'immobilisation de Cr, Cu et Zn (Taiwo et al., 2016).

1.3.3.2. Libération de ligands en solution

Le compost et le biochar peuvent tous deux libérer des composés inorganiques et organiques dans la solution du sol pouvant agir comme ligands pour les éléments trace, ce qui peut conduire à leur mobilisation. Le compost libère principalement des ligands organiques et

notamment des acides fulviques et humiques. Cette libération est parfois corrélée à la mobilisation d'éléments trace *i.e.* As, Cd, Cu, Pb et Zn (Beesley et al., 2010; Murray et al., 2011). Un biochar peut parfois libérer d'avantage de matière organique dissoute ou colloïdale qu'un compost (Beesley et al., 2010). Le biochar libère des molécules organiques de faible poids moléculaire pouvant se lier aux éléments trace du sol (Hu et al., 2020). Le biochar libère également des ions minéraux composés d'élément majeurs et trace *i.e.* Al, Ca, K, Mg, Na, P, S et Zn (Rees, 2014; Schneider et Haderlein, 2016; Uchimiya et al., 2011).

1.3.3.3. Modification de la réactivité des phases solides du sol

Les phases solides du compost et du biochar, de nature organique principalement mais aussi minérale en fonction des matières premières (Rees, 2014), viennent enrichir le sol en surfaces de sorption potentielle. Les groupements fonctionnels oxygénés de la matière organique (*i.e.* carboxylique, phénolique, hydroxylique) forment des sites de sorption notamment pour les éléments trace (Smidt et al., 2005; Uchimiya et al., 2011; G. Zhang et al., 2016; J. Zhang et al., 2014). La teneur en matière organique du sol peut être augmentée dès une dose de 1 % de biochar apportée à des sols relativement pauvres ($< 20 \text{ g.kg}^{-1}$) (Yang et Lu, 2021). Par conséquent, la capacité d'échange cationique (CEC) du sol est significativement augmentée par les apports de biochar ou de compost (Yang et Lu, 2021). La dissociation des groupements fonctionnels oxygénés associée à une potentielle augmentation du pH, peut augmenter la capacité de sorption des éléments trace métalliques par les surfaces du biochar et du compost (Uchimiya et al., 2011).

1.3.3.4. Modification de la composition et de l'activité des microorganismes

Les intrants organiques favorisent l'activité des microorganismes *via* l'augmentation du carbone organique dissous, de la biomasse microbienne et des activités enzymatiques associées (Poll et al., 2003). L'apport de compost ou de biochar, sans affecter significativement la structure des communautés microbiennes, augmente leur richesse, leur diversité et modifie l'abondance des gènes codant pour des fonctions ayant un rôle dans le cycle de l'azote (Wu et al., 2016). Ces phénomènes sont d'autant plus marqués que le sol est initialement pauvre en matières organiques (Yanardağ et al., 2017). Ils peuvent être plus importants pour des intrants organiques de faible stabilité (Yanardağ et al., 2017). Malgré sa plus grande stabilité, le biochar augmenterait significativement l'activité, la richesse et la diversité des communautés bactériennes comparé à un compost (Guo et al., 2020; Sun et al., 2016). Les macropores présents dans le biochar et ses propriétés de rétention vis-à-vis de l'eau et des nutriments pourraient former un habitat pour les microorganismes.

1.3.3.5. Mobilisation ou immobilisation

Les propriétés des intrants organiques, la dose apportée et le type de sol peuvent affecter la mobilité de l'élément trace dans le sens d'une mobilisation ou d'une immobilisation (Bolan et al., 2014). Les doses de compost utilisées pour étudier les effets sur la mobilité des éléments trace dans des sols contaminés peuvent aller de 0,6 à 50 % en masse (Murray et al., 2011; Paltseva et al., 2018; Schnackenberg et al., 2022; Taiwo et al., 2016). Les doses faibles (*e.g.* 0,6 et 1,2 %) ont peu d'effet (Schnackenberg et al., 2022) tandis que des doses élevées peuvent conduire à une mobilisation de As, Pb et Zn (Murray et al., 2011; Schnackenberg et al., 2022).

Dans le cas de sols multi-contaminés, un intrant organique peut avoir des effets opposés d'un élément trace à l'autre (Beesley, Moreno-Jiménez et Gomez-Eyles, 2010). Par ailleurs, il semblerait que les éléments trace soient plus susceptibles d'être mobilisés par un intrant organique dans les sols relativement riches en matières organiques ($> 40 \text{ g.kg}^{-1}$). Dans certains cas le biochar peut donner de meilleurs résultats que le compost pour limiter la fraction biodisponible ainsi que la phytotoxicité d'éléments trace (Beesley et al., 2010). La méta-analyse de Hu et al. (2020) suggère que les biochars permettent de réduire significativement la fraction de Cd échangeable contrairement aux autres intrants organiques (Figure 23).

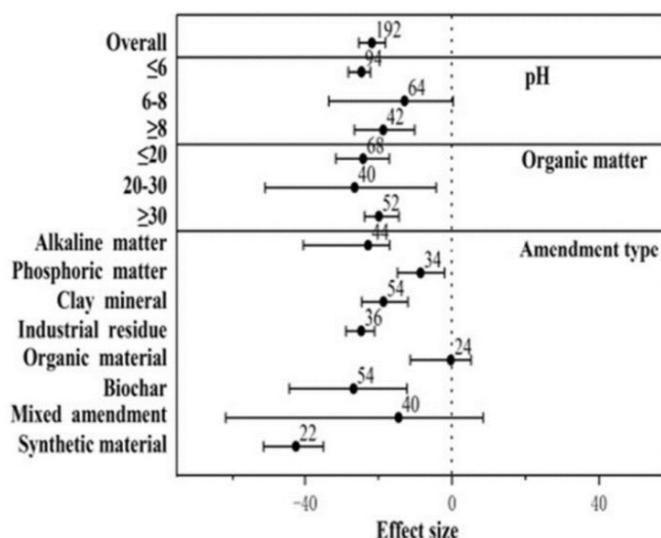


Figure 23. Fraction échangeable de Cd dans des sols en fonction de leur pH initial et de leur teneur initiale en matière organique et en fonction de différents types d'intrants. Une diminution correspond à un effet de signe négatif en abscisse. Barres : intervalle de confiance (95%). Nombre d'observations indiqué pour chaque catégorie (Hu et al., 2020)

1.3.4. Effets du compost et du biochar sur le transfert des éléments trace dans les cultures potagères

Lorsque les intrants organiques favorisent la rétention des éléments trace et en réduisent la fraction disponible et échangeable, ils peuvent en limiter le transfert dans les cultures potagères (Guo et al., 2020). D'après la revue de littérature réalisée par Bidar *et al.*, (2017), les auteurs qui ont étudié l'effet des composts sur le transfert d'éléments trace dans les plantes potagères ont montré que dans 83 % des cas, le compost a réduit la phytodisponibilité des éléments trace (As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn). À l'opposé, d'autres auteurs ont observé que la teneur en éléments trace dans les légumes peut être accrue suite à l'apport de composts. Les teneurs en Cd, Cu, Pb et Zn dans la laitue et le petit pois ont augmenté dans plusieurs jardins urbains suite à l'apport de compost (Murray et al., 2011). Les acides fulviques et humiques libérés dans le sol auraient participé à la mobilisation de ces éléments (Murray et al., 2011).

L'effet d'un intrant organique sur le transfert d'éléments trace dans les légumes dépend du niveau de contamination du sol. Dans l'étude de Chaney et al. (1984), des apports de 5 et 10 % de compost n'ont permis de réduire significativement la teneur en Pb dans la laitue qu'à partir de niveaux de contamination en Pb de plus de 400 mg.kg⁻¹. La teneur en éléments trace dans le végétal peut aussi être affectée par les variations de la production de biomasse suite à un apport d'intrant organique. Zhang et al. (2016) ont en effet observé une corrélation négative entre la biomasse de ray gras produite et la teneur en Mn dans les parties aériennes, interprétée comme un « effet de dilution ».

Démarche de la thèse et problématique générale

D'après l'étude bibliographique, le compost démontre une efficacité potentielle pour la remédiation *in situ* de sites contaminés par des éléments trace et pourrait être une solution simple de traitement des sols de jardins familiaux avec pour objectif de limiter le transfert des contaminants dans les cultures potagères. Le compostage domestique dans les jardins familiaux est une pratique couramment adoptée par les jardiniers pour gérer les biodéchets générés par l'entretien de leur parcelle et pour augmenter les rendements des cultures potagères. Cependant, la qualité de ces composts autoproduits ne fait l'objet d'aucune surveillance réglementaire et leurs effets sur le transfert des éléments trace dans les légumes n'ont pas été étudiés spécifiquement. Comme le compost, le biochar est potentiellement efficace pour remédier *in situ* à la contamination de sites par stabilisation des éléments trace. Ce matériau organique possède des propriétés de surface intéressantes et différentes du compost ; il pourrait être une solution alternative (biochar seul) ou complémentaire aux composts (compost + biochar) pour le traitement des sols de jardins familiaux.

Questions scientifiques

Des questions scientifiques ont ainsi été soulevées pour mieux comprendre les risques liés à l'utilisation des composts autoproduits pour la santé des jardiniers et de leur famille (Figure 24).

- (1) Les composts autoproduits sont-ils contaminés par des éléments trace et quelle est leur qualité biochimique ? (Chapitre 3)
- (2) Quels sont les effets du type d'intrants organiques (composts autoproduits et biochar), de la dose et du type de sol sur la mobilité et le transfert d'éléments trace dans la plante ? (Chapitre 4)
- (3) Quels sont les effets du type d'intrants organiques dans des conditions réelles de jardinage sur le transfert de deux éléments trace aux comportements contrastés — As et Pb — dans des légumes typiques du potager ? (Chapitre 5)
- (4) L'utilisation habituelle de composts autoproduits dans les jardins familiaux modérément contaminés est-elle capable de réduire le transfert d'éléments trace dans les légumes autoproduits ? (Chapitre 6)

- (5) Des changements de pratiques de compostage et d'utilisation des composts autoproduits peuvent-ils limiter un éventuel risque pour la santé ? Par exemple, est-ce que la réduction de la dose ou de la fréquence d'application des composts autoproduits ou encore leur association avec du biochar pourraient former des leviers d'action pour réduire les risques sanitaires ? (Chapitre 6)

Hypothèses scientifiques :

- (1) Les pratiques de compostage mises en œuvre en conditions d'autoproduction pourraient être variables et approximatives (Chapitre 2) et conduire à une qualité agronomique hétérogène des composts domestiques et collectifs (Chapitre 3). En raison de l'absence de surveillance, ces composts autoproduits sont susceptibles de présenter des contaminations en particulier lorsqu'ils sont produits dans des jardins familiaux dont le sol est contaminé par des éléments trace (Chapitre 3).
- (2) La mobilité des éléments trace dans un sol et leur transfert dans la plante pourraient être particulièrement affectés par (1) le type de compost autoproduit sur la base de sa qualité biochimique et de son éventuelle contamination, (2) le dosage variable du compost par les jardiniers amateurs et (3) les propriétés physico-chimiques du sol pouvant varier avec l'ancienneté du jardin et le contexte de contamination (Chapitre 4).
- (3) Le biochar peut s'avérer plus efficace que les composts pour limiter la mobilité des éléments trace et leur transfert dans la plante (Chapitres 4 et 5).
- (4) L'effet de l'apport des composts autoproduits et de biochar à un sol contaminé peut dépendre aussi de pratiques de jardinage comme le choix des légumes à cultiver et le travail ou non du sol (Chapitre 5).

Objectifs scientifiques

Pour tester ces hypothèses, il est nécessaire de mener différentes investigations et expérimentations présentées dans ce manuscrit dont les objectifs scientifiques sont les suivants :

- (1) Sélectionner des composts autoproduits représentatifs des pratiques des jardiniers possédant des propriétés contrastées en termes de qualité biochimique et de teneur en éléments trace.
- (2) Sélectionner un biochar présentant un intérêt particulier pour la remédiation sur la base de la caractérisation de ses propriétés de surface, notamment sa surface spécifique
- (3) Déterminer en conditions semi-contrôlées les effets de composts autoproduits et d'un biochar sur la mobilité d'éléments trace et leur transfert dans la plante en fonction de la dose d'apport et du type de sol
- (4) Évaluer en conditions réelles de jardinage les effets d'un compost autoproduit, seul ou avec du biochar, sur le risque associé à la consommation de légumes autoproduits au jardin

La démarche adoptée dans ce travail de thèse a consisté dans un premier temps à caractériser les sols étudiés pour évaluer leurs principales propriétés physico-chimiques et leur niveau de contamination puis à mener une enquête auprès des jardiniers amateurs pour apprécier la diversité potentielle des modes de gestion des déchets verts générés dans les jardins familiaux et plus particulièrement leur compostage (Chapitre 2). Ce travail préalable a permis dans un deuxième temps de concevoir les études présentées dans les chapitres suivants : évaluation de la qualité agronomique et de l'innocuité sanitaire de composts autoproduits (Chapitre 3), sélection de composts avec des propriétés biochimiques et des contenus en éléments trace différents pour la réalisation d'expérimentations en conditions semi-contrôlées (Chapitre 4) puis en conditions réelles au jardin (Chapitre 5). Les principales étapes du travail décrites dans les différents chapitres sont présentées dans la Figure 24. Pour terminer, l'ensemble des résultats obtenus seront remobilisés dans une dernière partie (Chapitre 6) pour tenter de répondre, de manière synthétique, aux questions scientifiques posées et suggérer finalement des recommandations aux jardiniers pour adapter leurs pratiques.

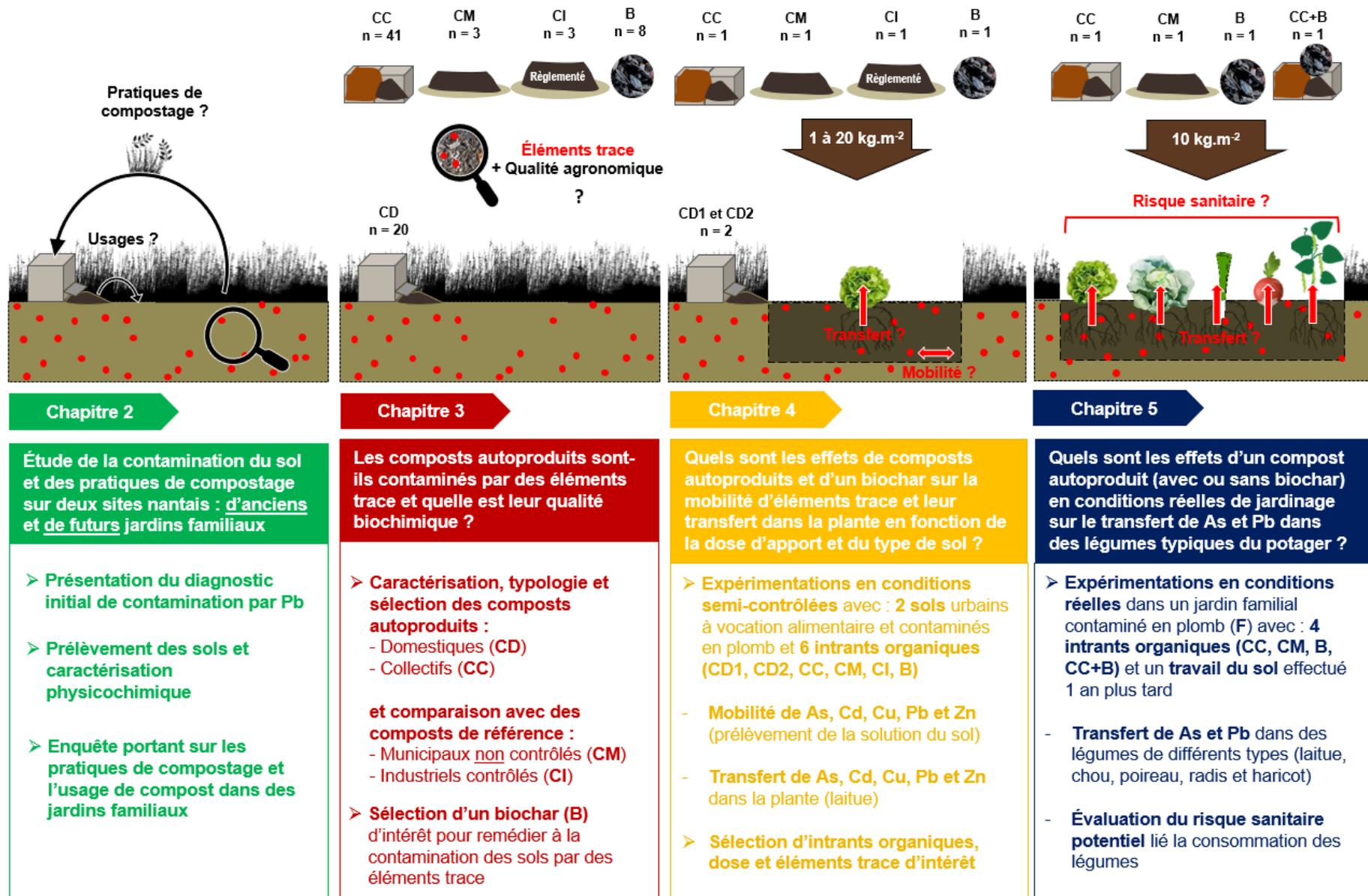


Figure 24. Schéma de synthèse des questions scientifiques et des méthodes mises en œuvre dans chacun des chapitres

Chapitre 2.

Contamination du sol et pratiques de compostage dans des jardins familiaux nantais

Ce chapitre présente le diagnostic initial de la contamination des sols de deux sites de jardins familiaux nantais correspondant à des situations contrastées : des jardins familiaux anciens vs en cours d'aménagement. Ce chapitre décrit ensuite la méthode de prélèvement des sols nécessaire à la mise en œuvre des expérimentations présentées dans les chapitres suivants et présente les principales caractéristiques physico-chimiques des sols. Pour finir, seront présentées les pratiques de compostage et d'utilisation du compost sur le site composé d'anciens jardins familiaux.

2.1. Description des sites

Un site contaminé par Pb et occupé historiquement par des jardins ouvriers puis familiaux a été choisi pour représenter une situation à laquelle les collectivités territoriales propriétaires font bien souvent face : celle d'un diagnostic de contamination après l'installation des jardins. Un autre site a été choisi pour représenter une situation à laquelle les collectivités territoriales sont aujourd'hui amenées à faire face lors de la planification urbaine : la nécessité de prendre en compte les contaminations par des éléments trace qui touchent de très nombreux sols urbains avec des anomalies souvent modérées par rapport au fond géochimique naturel. Les sols de ces deux sites s'apparentent à ceux des jardins potagers urbains ou bien des SUTMA et peuvent ainsi être replacés dans le gradient d'anthropisation proposé par Joimel et al. (2016).

2.1.1. Localisation, morphologie et géologie des sites

Les deux sites étudiés se situent dans la ville de Nantes (France). Le site des jardins familiaux de la Fournillière (47,212173 ; -1,590623) présente deux accès par la rue Jules Piédeleu et le chemin de la Charrée. Le site de l'ancienne caserne Mellinet (47,228938 ; -1,537659) présente un accès place du 51^{ème} régiment d'Artillerie. Les jardins familiaux de la Fournillière sont la propriété de la Ville de Nantes et l'ancienne caserne Mellinet est la propriété de l'Agence Foncière de Loire-Atlantique. La Figure 25 montre les contours des sites des jardins familiaux de la Fournillière (environ 3,5 ha) et de l'ancienne caserne Mellinet

(environ 13 ha). Les deux sites se trouvent dans un quartier résidentiel composé d'habitations et de jardins privés.

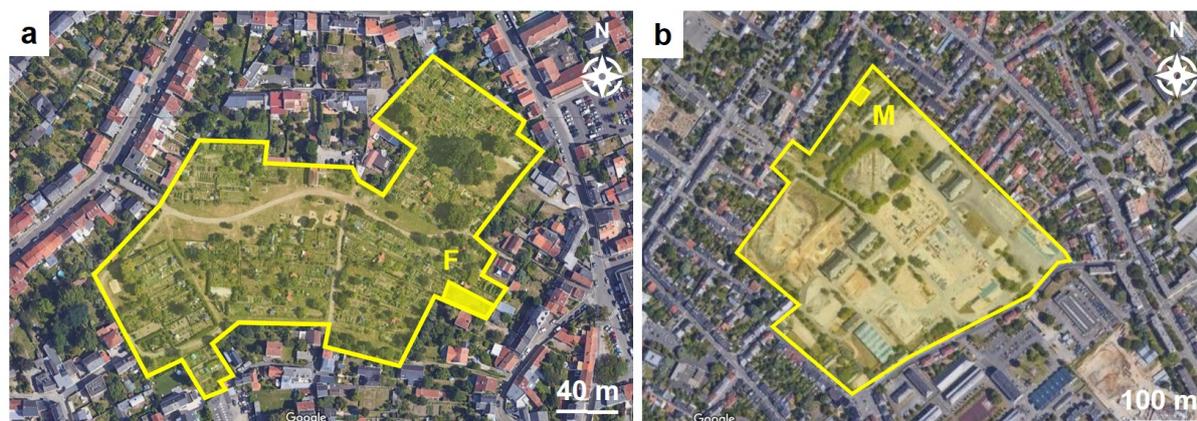


Figure 25. Localisation des sols étudiés (F et M) dans les sites des jardins familiaux de la Fournillière (a) et de l'ancienne caserne Mellinet (b) à Nantes (France)

Le site des jardins familiaux de la Fournillière est composé de 120 parcelles séparées de clôtures et d'allées, chacune munie d'un abri. La topographie du site montre une pente douce d'environ 0,5 % orientée nord-ouest. Plusieurs puits ont été utilisés historiquement pour alimenter les jardins et l'un d'eux est recensé par la Banque de données du Sous-Sol (BSS, BRGM). Un niveau d'eau à 1,34 m de profondeur y a été relevé le 7 mars 2008. Le site de l'ancienne caserne Mellinet, actuellement en réaménagement, se composait de bâtiments (hangars, ateliers, bureaux *etc.*), d'espaces verts, de terrains sportifs ainsi que des aires de lavage, de stockage et de distribution de carburant. La topographie du site de l'ancienne caserne Mellinet présente une pente orientée Nord-Sud d'environ 1,5 %.

D'après la carte géologique au 1/50 000 du BRGM, les sols des jardins familiaux de la Fournillière reposent sur une formation de granits à deux micas. Des profils de sol ont été réalisés dans plusieurs jardins familiaux de la Fournillière en 2014 par l'IRSTV (données non publiées) et révèlent des horizons d'altération de type argiles altérées ou arène granitique à partir de 50 voire 70 cm de profondeur. Les sols de l'ancienne caserne Mellinet reposent sur des micaschistes albitiques à muscovite et chlorite au Nord. Des profils de sols ont été réalisés dans le cadre de l'établissement du plan de gestion par la société BURGEAP en 2017 et indiquent la présence d'argiles dès 2 m ou de schistes dès 1,5 m de profondeur.

2.1.2. Contaminations des sites par des éléments trace

Les deux sites étudiés ne sont pas recensés dans la Base de données sur les sites et sols pollués (BASOL, BRGM). Cependant, une contamination diffuse de leurs sols, par Pb notamment, a été révélée dans le cadre d'une investigation dans les jardins familiaux de la

Fournillière et du projet d'aménagement à Mellinet. La contamination diffuse de ces sols est préoccupante en raison de la vocation alimentaire des sites, qu'elle soit historique dans le cas des jardins familiaux de la Fournillière ou bien future dans le cas du réaménagement du site de l'ancienne caserne Mellinet. Dans le cadre du projet Jardins associatifs urbains et villes durables : pratiques, fonctions et risques (JASSUR, 2013-2016), des analyses de sols et de légumes ainsi qu'une interprétation de l'état des milieux ont été réalisés dans les jardins de la Fournillière. Dans le cadre d'un projet d'aménagement, le site de l'ancienne caserne Mellinet a fait quant à lui l'objet d'un plan de gestion incluant des campagnes d'analyses des sols (société BURGEAP, 2017). Le rapport a été mis à disposition par la ville de Nantes pour consultation.

La distribution de la teneur en Pb dans l'horizon de surface (0 - 20 cm) des sols de jardins familiaux de la Fournillière est présentée Figure 26. Les mesures réalisées *in situ* par spectrométrie de fluorescence X portable (méthode décrite §2.2.2.5) ont montré que la teneur en Pb dans le sol de nombreuses parcelles (51 - 238 mg.kg⁻¹) dépasse systématiquement la valeur du fond géochimique naturel local de 50 mg.kg⁻¹ (Le Guern et al., 2017) suggérant l'existence d'anomalie diffuse en Pb.

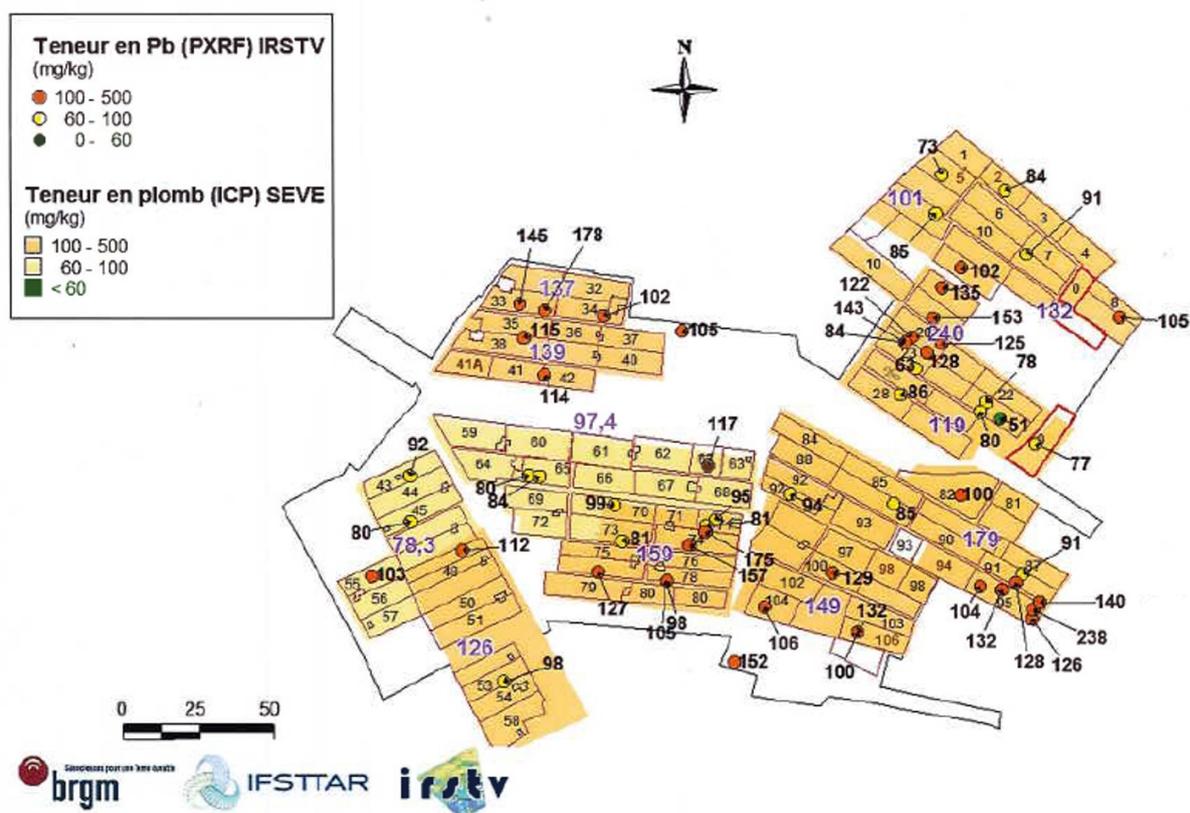


Figure 26. Teneurs en Pb dans l'horizon de surface des jardins familiaux de la Fournillière (JASSUR, 2013-2016).

2.1.3. Historique d'usage et origine de la contamination

Historiquement, le sol des jardins familiaux de la Fournillière a été occupé par des activités agricoles et maraîchères jusqu'à l'implantation de jardins ouvriers privés (Pasquier, 1997). L'usage récurrent de fertilisants chimiques et de produits phytosanitaires a pu contribuer à l'accumulation dans le sol de certains éléments trace c'est-à-dire Cd, Cr, Cu, Pb et Zn (Feix et Tremel-Schaub, 2005). D'après des photographies aériennes, une casse automobile et des bâtiments dont l'activité n'est pas identifiée ont aussi occupé l'est du site entre 1975 à 1981. Le dépôt prolongé d'automobiles a pu contribuer à l'accumulation de nombreux éléments trace associés notamment aux peintures, carburants, batteries (Feix et Tremel-Schaub, 2005). Dans un rayon de quelques centaines de mètres, des anciens sites industriels et activités de services ont été recensés dans la base de données des anciens sites industriels et activités de services (BASIAS). Il s'agit pour la plupart de stations-services mais également de fabriques d'ouvrages en métaux et de fonderie. En raison des vents dominants dont la direction est généralement de nord ou d'ouest dans la région, il est peu probable que la fonderie ait été une source de contaminants. Ces industries et activités ont pour l'essentiel fermé. La casse automobile identifiée sur des photographies aériennes ne figure pas parmi ces activités. La Figure 27 présente l'emplacement des activités les plus proches des sites et figurant dans BASIAS.

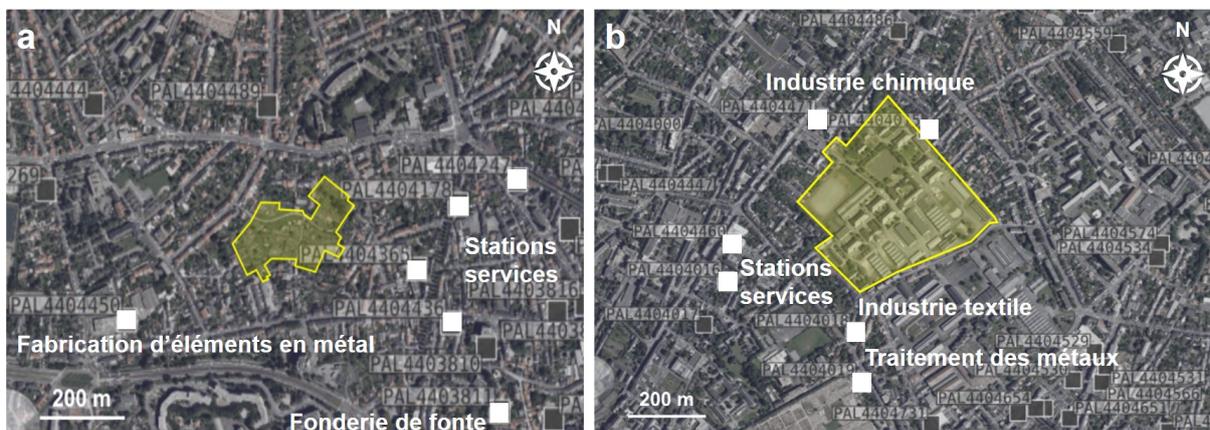


Figure 27. Localisation d'anciens sites industriels et activités de service à proximité des sites des jardins familiaux de la Fournillière (a) et de l'ancienne caserne Mellinet (b) (BASIAS, BRGM)

L'ancienne caserne Mellinet regroupait de nombreux bâtiments, zones de lavage, stockage divers et distribution de carburant correspondant localement à des sources de pollution d'après le plan de gestion. Cependant, les anomalies en Pb dans les sols en place et occupés par des espaces verts au nord du site ne sont pas directement imputables à ces activités militaires en raison de la distance qui les sépare de ces sols. Les activités militaires

ont cessé en 2010 sur le site. Par ailleurs, d'anciens sites industriels et activités de services ont été recensés dans BASIAS dans un rayon de quelques centaines de mètres autour du site (Figure 27b). Il s'agit d'industries chimiques (*e.g.* produits azotés et engrais), textile (*e.g.* teinturerie), de traitements des métaux (*e.g.* métallisation) et de stations-services. Ces industries et activités ont pour l'essentiel fermé.

2.1.4. Distribution de la teneur en Pb dans les horizons des sols

Dans le cadre d'études précédentes, un profil de sol a été réalisé en 2014 sur le site des jardins familiaux de la Fournillière dans le sol d'une parcelle attribuée à l'IRSTV par la Ville de Nantes pour ce travail de thèse. La localisation de la parcelle étudiée est présentée Figure 25. La nature des horizons et la distribution des teneurs en Pb et baryum (Ba) le long du profil sont présentées Figure 28. La teneur en Pb est relativement élevée dans l'horizon 0 - 30 cm ($130 \pm 10 \text{ mg.kg}^{-1}$) par rapport à l'horizon 80 - 100 cm constitué de granit altéré ($40 \pm 5 \text{ mg.kg}^{-1}$) et par rapport au fond géochimique naturel local (Le Guern et al., 2017). La distribution de la teneur en Ba entre l'horizon 0 - 30 cm et les horizons plus profonds est inversée par rapport à la teneur en Pb. Les activités humaines ont peu d'effets sur la teneur en Ba des sols qui est en général d'origine naturelle (Sauvaget, 2019). La distribution de la teneur en Pb suggère une origine essentiellement anthropique avec une rétention dans l'horizon de surface en raison de la faible mobilité de cet élément trace (Cecchi et al., 2008).

D'après une étude réalisée par l'IRSTV dans la partie nord du site de la caserne Mellinet, les anomalies en Pb sont plus élevées en surface et peuvent être rencontrées jusqu'à 45 cm de profondeur (Figure 32), suggérant également une origine anthropique de Pb. D'après le plan de gestion, des anomalies en As sont rencontrées au Sud et à l'Ouest du site à des profondeurs comprises entre 0,25 et 5 m jusque dans la roche mère. L'horizon de surface est parfois concerné par une anomalie en As lorsqu'il s'agit de remblais. Les teneurs en As peuvent largement dépasser le fond géochimique naturel local estimé à 73 mg.kg^{-1} (Le Guern et al., 2017) en atteignant ponctuellement 600 mg.kg^{-1} . Dans le cas de sols en place, une origine en partie géologique de As pourrait être suspectée. Etant relativement mobile, As peut cependant subir un transfert vers la base du profil de sol par lixiviation (Beesley et Dickinson, 2010; Cao et al., 2003).

2.1.5. Surveillance du risque

En raison d'anomalies en Pb dans le sol des jardins, une interprétation de l'état des milieux (IEM) a été réalisée par la société Soler Environnement sur demande de la Ville de Nantes pour juger de la compatibilité entre l'état du site et son usage actuel. Pour cela, la teneur en Pb a été mesurée dans les légumes suivants : laitue, chou, blette, carotte,

topinambour, betterave, navet. Les résultats ont montré des valeurs très variables dans les légumes dépassant les seuils réglementaires fixés par la Commission Européenne (CE, 2006b) pour les jardins dont les sols présentent des teneurs élevées en Pb (Figure 29).

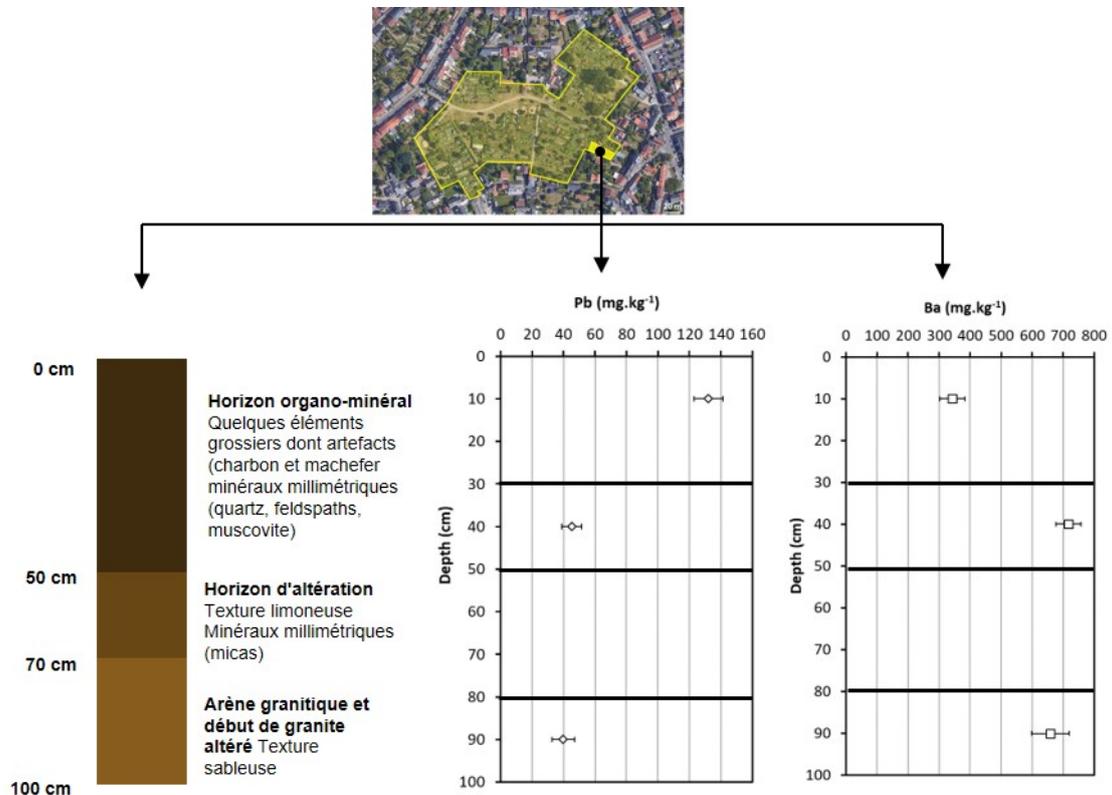


Figure 28. Teneurs en plomb (Pb) et baryum (Ba) dans un profil de sol de la parcelle expérimentale du site des jardins familiaux de la Fournillière (JASSUR, 2013-2016)

La somme des expositions potentielles par ingestion de sol, ingestion de végétaux et par contact cutané avec le sol a été confrontée aux valeurs toxicologiques de référence c'est-à-dire une ingestion limite de Pb égale à 0,0036 ou 0,0085 mg.kg⁻¹.jour⁻¹ selon le mécanisme de toxicité. Sur la base du quotient de danger théorique (QD), le risque pour le site de la Fournillière est en zone d'incertitude (0,2<QD<5), proche d'un risque qualifié d'acceptable (0<QD<0,2). Afin de garantir la vocation alimentaire de chaque jardin, un plan de gestion a été mis en place. Les sols des jardins pour lesquels le risque n'était pas jugé acceptable par l'IEM (5<QD<125) ont été traités par recouvrement avec un mélange de terre végétal, de tourbe et de sable. Le sol de la parcelle expérimentale étudiée dans ce travail de thèse présente un risque qui n'est pas acceptable et a fait exception au plan de gestion pour des raisons techniques ; la parcelle n'est donc plus attribuée en tant que jardin familial. Le sol de cette parcelle a été collecté pour conduire les expérimentations en conditions semi-contrôlées (Chapitre 4) et a été occupé *in situ* par les expérimentations en conditions réelles (Chapitre 5).

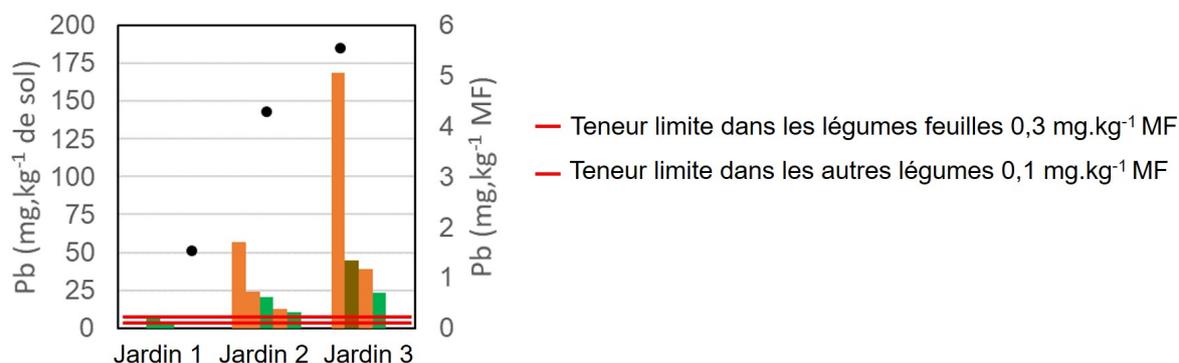


Figure 29. Teneur en Pb dans le sol (point) et dans des légumes de types feuille (vert), racine (orange) ou tubercule (marron) dans trois parcelles des jardins familiaux de la Fournillière comparé aux teneurs limites fixées par la Commission Européenne (CE, 2006b)

Le site de l'ancienne caserne Mellinet est aujourd'hui en réaménagement sur la base d'un plan de gestion (BURGEAP, 2016) afin de créer un quartier résidentiel où des espaces verts, jardins privés et jardins familiaux seront installés dans le nord du site. D'après le plan de gestion, les sols des futurs jardins familiaux seront traités par recouvrement des sols en place avec de la terre saine afin de limiter le risque sanitaire. Une évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) a été mise en œuvre de manière prédictive (BURGEAP). Pour le sol des futurs jardins familiaux, l'EQRS a donc considéré les teneurs en éléments trace dans la terre apportée pour recouvrir le sol de la zone.

2.2. Prélèvement et caractérisation physico-chimiques des sols étudiés

Afin de conduire les expérimentations en conditions semi-contrôlées (Chapitre 4). Un volume de plusieurs mètres cubes de sol a été prélevé sur chacun des sites. Préalablement aux prélèvements des sols, la teneur en Pb de l'horizon de surface a été mesurée *in situ* pour identifier les zones de prélèvement et évaluer la variabilité spatiale des sites. La caractérisation physico-chimique au laboratoire a été réalisée sur un échantillon composite de chacun des sols ainsi prélevés.

2.2.1. Échantillonnage et préparation des sols pour analyses et expérimentations

La localisation du prélèvement des sols s'est basée sur la mesure *in situ* des teneurs en éléments trace par spectrométrie de fluorescence X portable (PXRF) dont la technique est décrite plus loin (§2.2.2.5).

Pour le site des jardins familiaux de la Fournillière, 68 mesures ont été réalisées dans l'horizon cultivé (0-20 cm) de la parcelle expérimentale, essentiellement au niveau d'anciennes planches de culture identifiées par leur surélévation par rapport au niveau moyen

du jardin. Chaque mesure a été effectuée sur un volume de sol de $20 \times 20 \times 20$ cm, homogénéisé *in situ* à l'aide d'une pelle bêche après décapage de la végétation herbacée. La teneur en Pb varie de 66 mg.kg^{-1} à 143 mg.kg^{-1} et est relativement homogène au sein d'une planche de culture (Figure 30). En dehors des planches de cultures, la teneur en Pb est très hétérogène et atteint 205 mg.kg^{-1} à l'est de l'abri de jardin. Pour des raisons de représentativité et d'homogénéité, le prélèvement du sol de la parcelle expérimentale s'est concentré sur les anciennes planches de culture. Un volume total de près de 416 L a été constitué par un total de 52 prélèvements ($20 \times 20 \times 20$ cm) réalisés à la pelle bêche au niveau de chaque point de mesure après avoir mis le sol à nu en décapant la végétation herbacée (Figure 31). La profondeur d'analyse et de prélèvement correspond à l'horizon que d'autres auteurs ont collectés pour des expérimentations similaires à celles prévues dans ce travail de thèse (Murray et al., 2011; Schnackenberg et al., 2022).

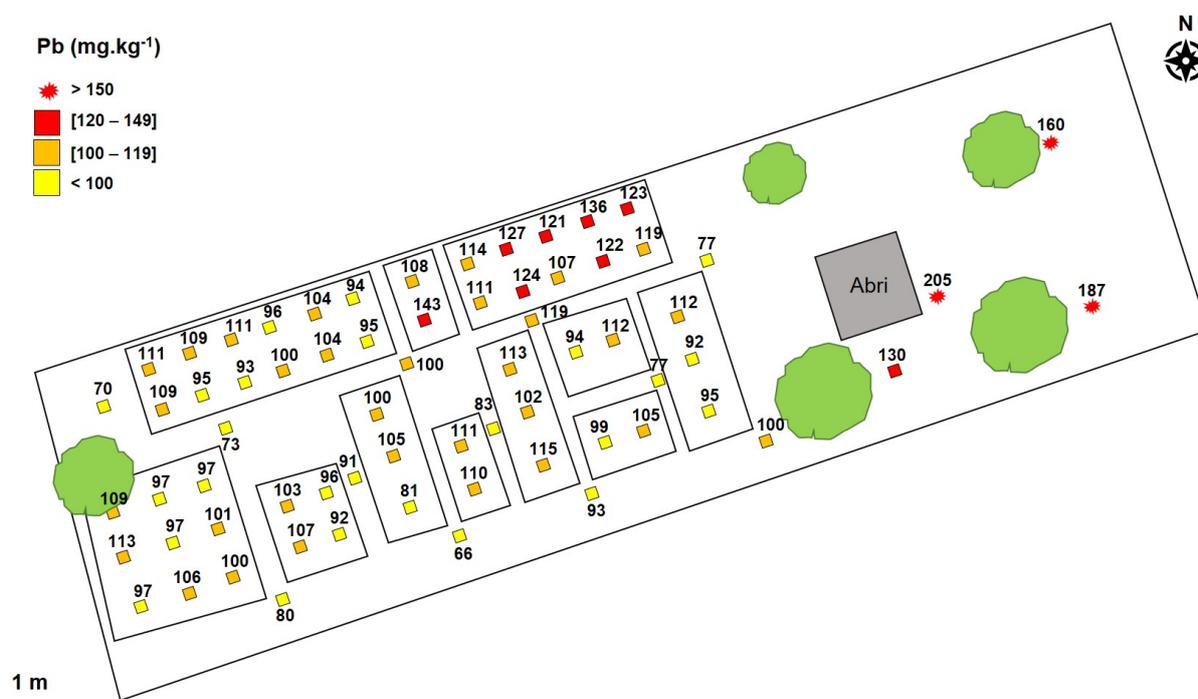


Figure 30. Teneur en Pb dans l'horizon de surface des planches de culture et des allées de la parcelle expérimentale du site des jardins familiaux de la Fournillière (0-20 cm)

Les mesures et le prélèvement du sol sur le site de l'ancienne caserne Mellinet ont été réalisés par l'IRSTV dans le cadre d'une étude différente de ce travail de thèse. Un total de 11 carottages et 22 mesures ont été réalisés de manière aléatoire dans certains espaces verts au niveau des futurs jardins. La teneur en Pb immédiatement sous la végétation herbacée varie de 21 mg.kg^{-1} à 367 mg.kg^{-1} et diminue avec la profondeur jusqu'à retrouver des valeurs proches du fond géochimique local à partir de 40 cm à certains endroits (Figure 32). Le prélèvement

s'est écarté des points de mesure de surface dont la teneur en Pb ne dépassait pas deux fois la valeur du fond géochimique local (M5 et M6). L'horizon de surface 0 - 30 cm a été excavé à la pelle mécanique après décapage de la végétation herbacée sur une zone de 28 m² pour un volume d'environ 8 m³ (Figure 33).

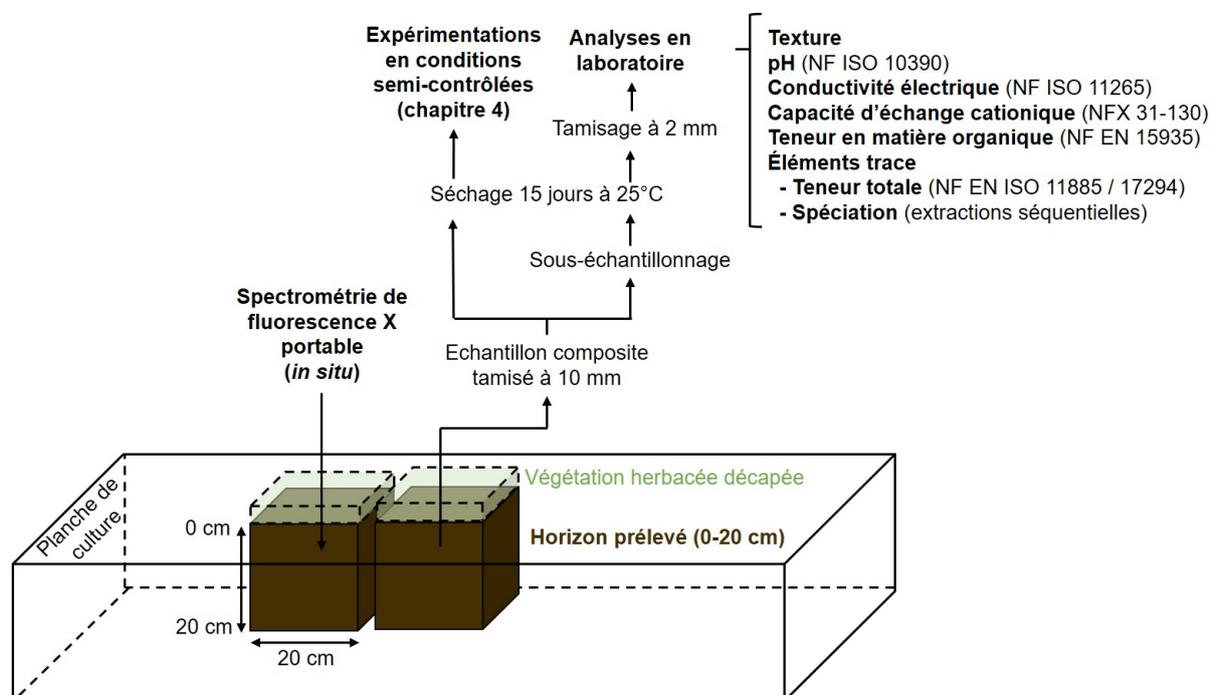


Figure 31. Méthode de prélèvement du sol sur la parcelle expérimentale du site des jardins familiaux de la Fourmillière et liste des analyses physico-chimiques réalisées au laboratoire

En prévision des expérimentations en pots présentées dans le chapitre 4, le sol a été entièrement tamisé à 10 mm de la même manière que d'autres auteurs pour des expérimentations similaires (Farrell et al., 2010; Karami et al., 2011).

Le sol a été transporté dans des bacs en plastique propres vers la zone de séchage. Un séchage de 15 jours à une température de 20 – 25 °C (Beesley et al., 2010; Karami et al., 2011) a été effectué en lieu clos, sur une bâche propre et sous un auvent pour éviter de potentielles contaminations par un dépôt de poussières.

L'homogénéisation du sol s'est déroulée en plusieurs étapes. D'une part, chacun des bacs de transport a été déversé progressivement sur l'ensemble de la surface de séchage. Un andain d'une épaisseur homogène d'environ 10 cm a ainsi été constitué par couches successives. Le sol a été travaillé à la pelle à main au début et à 6 reprises au cours du séchage en mélangeant les couches superficielles aux couches plus profondes. Un sous-échantillon composite de chacun des deux sols a été constitué et tamisé à 2 mm pour la caractérisation physico-chimique au laboratoire.

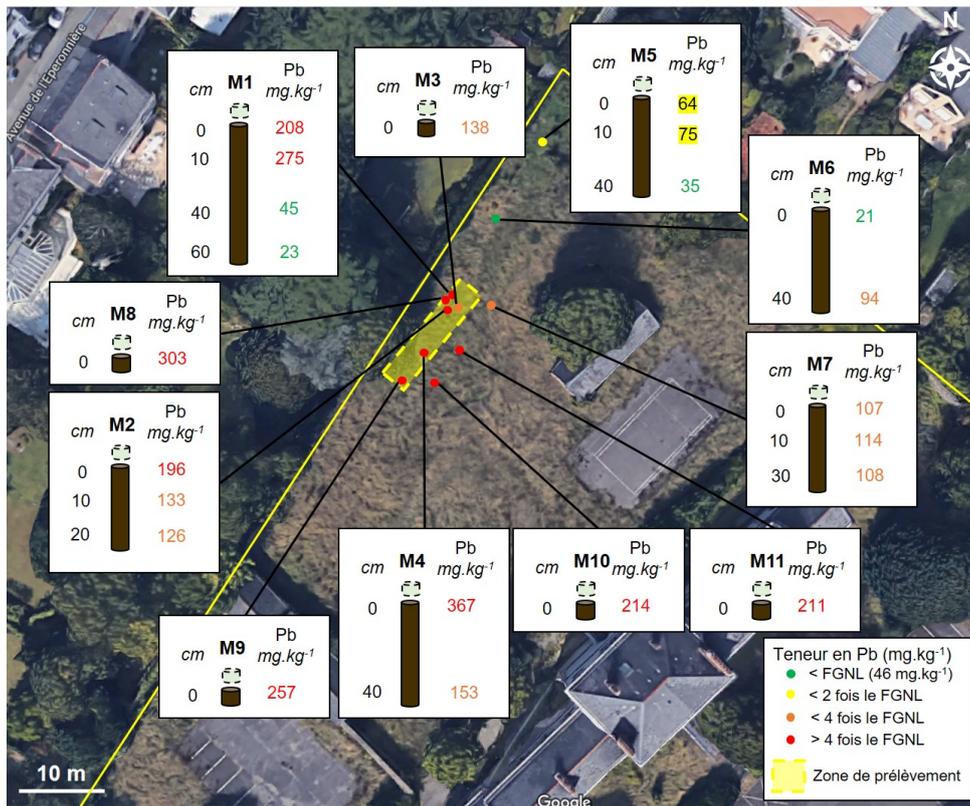


Figure 32. Teneurs en Pb dans des carottages à proximité de la zone de prélèvement sur le site de l'ancienne caserne Mellinet (IRSTV, données non publiées) et comparaison au fond pédogéochimique naturel local (Le Guern et al., 2017)

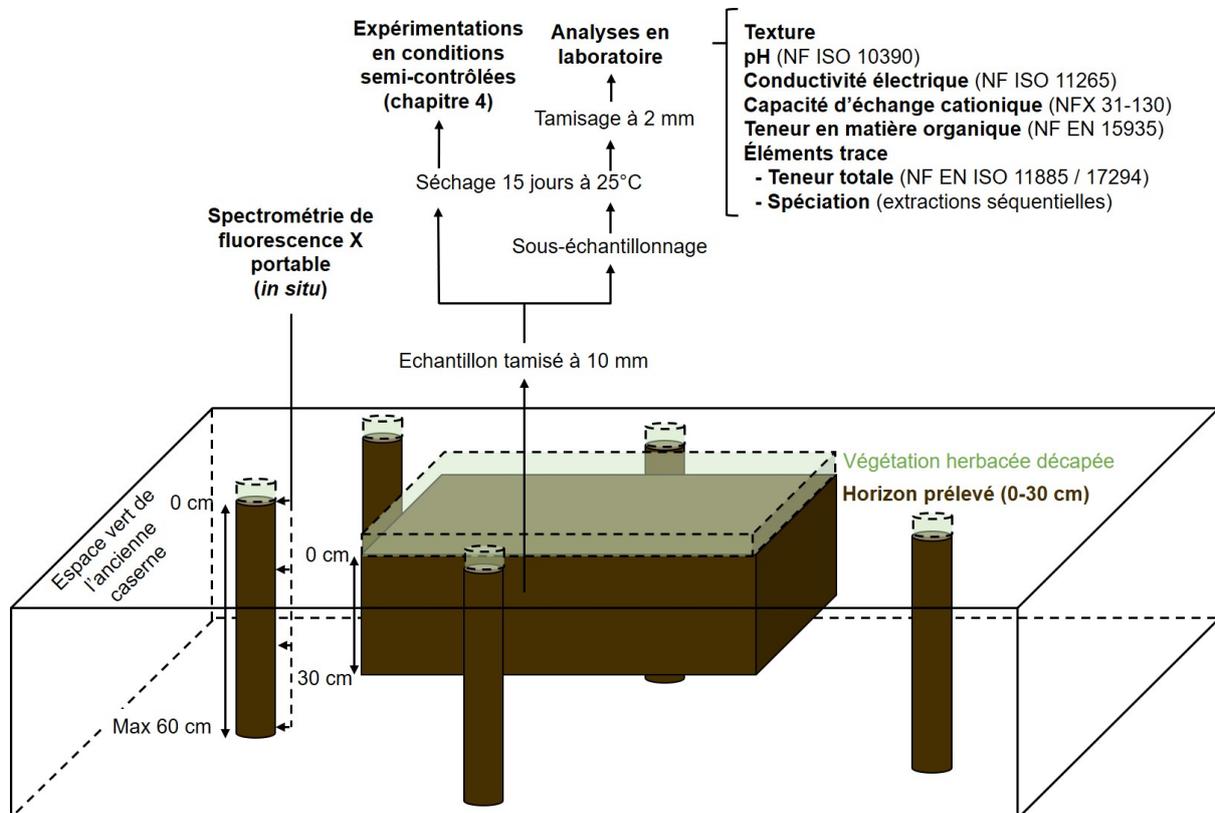


Figure 33. Méthode de prélèvement du sol sur le site de l'ancienne caserne Mellinet et liste des analyses physico-chimiques réalisées au laboratoire

2.2.2. Analyses physico-chimiques

Certaines des analyses ont été sous-traitées par le laboratoire d'analyses SADEF (COFRAC N°1-0751) : capacité d'échange cationique et taux de saturation.

2.2.2.1. Texture

La texture du sol a été déterminée par granulométrie laser par voie humide sur un sol préalablement séché à 25 °C et tamisé à 2 mm. La mesure a été réalisée par le granulomètre Malvern Mastersizer 3000 équipé d'un vase échantillonneur HydroLV (600 mL) et d'une cellule de recirculation. Une prise d'essai de 0,5 à 1 g a été dispersée dans une eau osmosée avec une vitesse d'agitation de 2500 tours par minute et une intensité d'ultrasons de 20 % de l'intensité maximale de l'appareil. Une puissance du laser de 70 % et un niveau d'obscurité entre 4 et 8 % ont été atteints lors de la mesure. Trois mesures ont été réalisées pour une même prise d'essai. Le bruit de fond dans l'eau a été éliminé préalablement à chaque mesure. Un échantillon de contrôle composé de kaolinite a été utilisé pour vérifier la qualité de la mesure. La distribution granulométrique obtenue est exprimée en volume de particules avec l'approximation d'une morphologie sphérique (Théorie de Mie).

2.2.2.2. pH et conductivité électrique

Le pH et la conductivité électrique du sol ont été déterminés conformément à la norme NF ISO 10390 pour le pH et adapté de la norme NF ISO 11265 pour la conductivité. Trois prises d'essai d'environ 5 mL de sol chacune ont été mise en suspension dans 25 mL d'eau ultrapure (qualité 1 *cf.* NF EN ISO 3696) sur une table d'agitation pendant 60 ± 10 min. La mesure du pH a été effectuée à l'aide du pH-mètre *Titra Lab 90 Radiometer* après un repos d'au minimum 1 h et d'au maximum 3 h et la mesure de la conductivité, à l'aide du conductimètre *CDM210 Radiometer lab* équipé de la sonde *Radiometer analytical* après filtration sur filtre Whatman n°40 et ajustement à la température de la suspension. La calibration du pH-mètre a été réalisée avec des solutions tampon à pH 4 et 7. La calibration du conductimètre a été réalisée avec une solution de KCl à 1.10^{-2} mol.L⁻¹ (1413 μS.cm⁻¹ à 20 °C).

2.2.2.3. Teneur en matière organique

La teneur en matière organique a été déterminée après détermination de la perte au feu à 550 ± 25 °C (NF EN 15935) d'un échantillon de sol préalablement broyé par un broyeur à billes. Trois prises d'essai de chacune $2,00 \pm 0,01$ g ont été préalablement séchées à 105 ± 5 °C dans une étuve ventilée jusqu'à masse constante $\pm 0,5$ % (NF EN 15934).

2.2.2.4. Capacité d'échange cationique et taux de saturation

La capacité d'échange cationique du sol et le taux de saturation par les cations Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} et Na^+ ont été déterminée par la méthode Metson (NFX 31-130) par le laboratoire sous-traitant.

2.2.2.5. Teneurs en éléments trace

Trois méthodes ont été utilisées pour déterminer la teneur totale en différents éléments trace dans le sol. La spectrométrie de fluorescence X portable (PXRF) a été utilisée *in situ*. La spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (ICP-MS) ou la spectrométrie d'émission optique avec plasma à couplage inductif (ICP-OES) a permis (i) de vérifier les résultats obtenus par PXRF et (ii) de déterminer les teneurs en éléments trace dans les sous-échantillons des deux sols.

La détermination *in situ* de la teneur totale en Cu, Pb et Zn a été réalisée par PXRF au moyen du spectromètre Niton XL3t GOLDD+. L'analyse s'est effectuée en plaçant la fenêtre d'analyse du spectromètre (8 mm) à la surface du sol, préalablement tassée, pendant une durée d'acquisition de 90 secondes. La méthode a été vérifiée par ICP-OES et le coefficient de détermination (R^2) est supérieur à 0,99 pour chacun des éléments trace.

La mise en solution totale du sol a été réalisée par attaque acide du sol préalablement séché à 25 °C, tamisé à 2 mm et broyé à une granulométrie inférieure à 150 μm . La méthode est adaptée de la norme NF ISO 14869-1. Le sol a été préalablement broyé à une granulométrie inférieure à 150 μm . Une prise d'essai de $0,5 \pm 0,01$ g a été séchée à 105 ± 5 °C jusqu'à masse constante puis calcinée à 450 °C dans un creuset en porcelaine. La mise en solution a été réalisée avec 10 mL d'acide fluorhydrique (47 %) et 3,5 mL d'acide perchlorique (65 %) dans un creuset en téflon sur plaque chauffante à 160 °C jusqu'à complète évaporation. La reprise du résidu s'est faite après refroidissement avec 1 mL d'acide nitrique distillé (> 65 %) pendant 30 min puis 60 min sur plaque chauffante à 80 °C. La solution a été filtrée à travers un filtre Whatman n°40. Un volume final de 100 mL est ajusté avec de l'eau ultrapure (qualité 1 *cf.* NF EN ISO 3696). La solution est conditionnée en flacon polyéthylène à $3,5 \pm 1,5$ °C pendant une durée inférieure à 17 jours avant analyse. Les teneurs totales du sol en As, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Na, Ni, P, Pb, Ti, V et Zn ont été déterminées par ICP-OES (NF EN ISO 11885) à l'aide du spectromètre Varian ICP 720 ES. La teneur totale en Cd a été déterminée par ICP-MS (NF EN ISO 17294) à l'aide du spectromètre Agilent 8900 Triple Quadrupole.

2.2.3. Propriétés physico-chimiques des sols étudiés

Les deux sols ont des distributions granulométriques similaires correspondant à la texture limons fins proches de limons sableux d'après le triangle des textures de Tavernier et Maréchal (USDA), ils contiennent très peu d'argiles granulométriques (

Tableau 13).

Tableau 13. Distribution granulométrique (% volume) des sols étudiés (F et M)

| | Argiles ($\leq 2 \mu\text{m}$) | Limons | | Sables | |
|---|-------------------------------------|-------------------------------|-------------------------------------|---------------------------------|-------------------------|
| | | Fins (2-20 μm) | Grossiers (20-63 μm) | Fins (63-200 μm) | Grossiers (0,2-2 mm) |
| F | 1,72 | 19,4 | 33,4 | 27,4 | 18,0 |
| M | 1,95 | 17,5 | 33,3 | 28,8 | 18,4 |

Les principales propriétés chimiques des sols sont données Tableau 14. Le sol F possède un pH légèrement alcalin, typique des sols de jardins familiaux (Joimel, 2015), tandis que le pH du sol M est neutre. Le sol F possède une teneur en matière organique élevée comparée à la médiane des sols de jardins familiaux (Joimel, 2015). Le sol M possède une teneur en matière organique plus faible que le sol F mais assez proche de la médiane des sols de jardins familiaux (Joimel, 2015). Ayant été occupé par des espaces verts entretenus mais non cultivés, le sol M n'a probablement pas reçu d'intrants organiques volontaires. La capacité d'échange cationique relativement faible des deux sols peut s'expliquer en partie par leur distribution granulométrique pouvant suggérer une faible quantité d'argiles minéralogiques. Les deux sols sont entièrement saturés par les cations Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} et Na^+ avec une contribution majoritaire de Ca^{2+} (Tableau 14) ; ce qui est optimal d'un point de vue agronomique pour des sols agricoles peu acides (Doucet, 2006).

Tableau 14. Principales propriétés chimiques des sols étudiés (F et M) et comparaison avec des valeurs de référence pour des sols de jardins familiaux et des sols agricoles peu acides

| | pH | MO (g.kg ⁻¹) | CEC (cmol.kg ⁻¹) | Taux de saturation (%) | | | | CE (mS.cm ⁻¹) |
|---|------------|-----------------------------|---------------------------------|------------------------|----------------|------------------|-----------------|------------------------------|
| | | | | Ca ²⁺ | K ⁺ | Mg ²⁺ | Na ⁺ | |
| Sols étudiés | | | | | | | | |
| F | 7,8 ± 0,01 | 69,5 ± 0,4 | 10,4 | 80 | 7,0 | 12,1 | 0,9 | 0,13 |
| M | 6,9 ± 0,01 | 42,3 ± 0,2 | 7,4 | 87 | 6,2 | 6,6 | 0,7 | 0,09 |
| Sols de jardins familiaux (Joimel, 2015) | | | | | | | | |
| | 7,7 | 45 | 13,7 | | | | | |
| Sols agricoles peu acides (Doucet, 2006) | | | | | | | | |
| | | | | 65 - 85 | 2 - 5 | 6 - 12 | < 1 | |

MO : teneur en matière organique ; CEC : capacité d'échange cationique ; CE : conductivité électrique

Les propriétés physico-chimiques générales des sols F et M témoignent de matériaux parents de natures proches, précisément des granits à micas et micaschistes d'après la carte

géologique 1/50 000 (BRGM). Les différences de teneur en matière organique et de pH peuvent s'expliquer par les usages respectifs des deux sols. Le sol de jardin F a très certainement reçu régulièrement des intrants contrairement au sol M situé dans une zone occupée par des espaces verts. En effet, les intrants utilisés au jardin participent à augmenter le pH et la teneur en matière organique dans le cas d'intrants organiques (Chenot et Schwartz, 2021).

Les teneurs en As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, V et Zn des sols F et M sont données Tableau 15. C'est pour Pb que les teneurs mesurées dans les sols F et M dépassent le plus les fonds géochimiques naturels locaux (FGNL) déterminés respectivement dans des granits et des micaschistes altérés (Le Guern et al., 2017). Cela s'accorde avec les études préalables ayant amené le diagnostic initial de la contamination de ces sites principalement par Pb. Au niveau des zones de prélèvements réalisés ce travail de thèse, les teneurs en Cu des sols F et M ainsi que la teneur en Zn du sol F dépassent légèrement les FGNL. Les teneurs en As dans les deux sols ne dépassent pas les FGNL d'après Le Guern et al. (2017) ; les auteurs ont cependant souligné une potentielle anomalie en As dans les formations géochimiques ayant servi à déterminer le FGNL. En effet, des données régionales sur les sols agricoles du Nord-Pas-de-Calais indiquent une médiane de $8,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ dans les sols agricoles (GisSol et al., 2011). Pour certains de ces éléments, des valeurs indicatrices sont aussi proposées par un guide réalisé dans le cadre du programme de recherche participative Risques en Fermes Urbaines – Gestion et Evaluation (REFUGE). Il s'agit de valeurs d'analyse de la situation d'agriculture urbaine (VASAU) proposées pour le cas des sols d'Île-de-France. Un sol occupé par une forme d'agriculture urbaine peut être considéré comme « non-contaminé » et cultivable si les teneurs de différents éléments trace (As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Se, Zn) se trouvent toutes comparables aux valeurs retrouvées dans les sols agricoles d'Île-de-France. En d'autres termes, les teneurs de ces éléments trace doivent être strictement inférieures aux VASAU 1 (Barbillon et al., 2019). Il devient nécessaire de déclencher une évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) dans le cas où la teneur d'au moins un de ces éléments trace dépasserait sa VASAU 2, soit le double ou le triple de sa VASAU 1 en fonction des risques sanitaires potentiellement associés. Sous ces conditions, les deux sols étudiés, F et M, nécessiteraient une EQRS vis-à-vis de Pb. Il serait également nécessaire de déclencher une EQRS compte tenu des teneurs en As dans le sol M. Quant au sol F, les teneurs en As, sans impliquer une EQRS, nécessiteraient un contrôle du transfert de As dans les légumes étant donné que la teneur en As du sol F n'est pas strictement inférieure à sa VASAU 1 égale à 12 mg.kg^{-1} .

Tableau 15. Teneurs en éléments trace dans les sols étudiés (F et M) comparées au fond géochimique naturel local (FGNL) et aux valeurs d'analyse de la situation d'agriculture urbaine (VASAU 1 et 2)

| Teneurs obtenues par ICP ^[1] (mg.kg⁻¹) | | | | | | | | | | |
|---|-------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|
| | As | Cd | Co | Cr | Cu | Mn | Ni | Pb | V | Zn |
| F | 12 | 0,29 | 51 | 23 | 39 | 330 | 12 | 124 | 24 | 167 |
| FGNL | 63 ^[2] | 0,60 | nd | 70 | 27 | nd | 26 | 50 | nd | 116 |
| M | 28 | 0,17 | 36 | 29 | 38 | 356 | 14 | 208 | 37 | 89 |
| FGNL | 73 ^[2] | 0,40 | nd | 40 | 27 | nd | 30 | 46 | nd | 95 |
| VASAU 1 | 12 | 0,51 | nd | 65,2 | 28,0 | nd | 31,2 | 53,7 | nd | 88,0 |
| VASAU 2 | 20 | 1,0 | nd | 130,4 | 84,0 | nd | 62,4 | 100 | nd | 264,0 |

nd : non disponible ; ^[1] valeurs obtenues par ICP-OES ou ICP-MS pour Cd ; ^[2] potentielle anomalie du fond géochimique naturel (Le Guern et al., 2017) ; VASAU 1 et 2 d'après Barbillion et al. (2019)

2.3. Étude des pratiques de compostage dans les jardins familiaux

Les pratiques de gestion des déchets générés dans les jardins familiaux ainsi que l'usage de composts autoproduits comme intrant organique ont été étudiés. Les objectifs sont (1) d'évaluer la part que représente le compost autoproduit parmi d'autres intrants organiques potentiels, (2) de définir une typologie des composts autoproduits sur la base des méthodes de fabrication et (3) de mettre en évidence de potentiels vecteurs de contamination du compost. En raison d'une absence de surveillance des composts autoproduits malgré un contexte de contamination qui peut concerner les sols de jardins familiaux, la qualité agronomique et sanitaire de ce type de composts sera étudiée dans le chapitre 3.

L'étude a été réalisée sur l'ensemble du site des jardins familiaux de la Fournillière (décrit §2.1). La présence d'une zone réservée pour le compostage dans chacune des 120 parcelles du site des jardins familiaux de la Fournillière a été évaluée par repérage sans interroger les jardiniers rarement présents lors des campagnes réalisées pour cette étude. La présence d'un bac à compost a été appréciée depuis les allées qui séparent les jardins familiaux en distinguant les bacs contenant des biodéchets compostables et les bacs dont l'usage n'a pas pu être identifié.

Parmi les 120 parcelles, les jardiniers de 30 parcelles ont pu être rencontrés au cours des campagnes réalisées pour cette étude (Figure 34). Ils ont constitué les sujets d'une enquête détaillée portant sur leurs pratiques. Le questionnaire établi spécifiquement pour ce travail de thèse est présenté en Annexe 1. Les jardiniers ont été interrogés sur (1) l'usage d'intrants organiques sur leur parcelle, (2) la méthode de fabrication de compost s'ils en produisent et (3) les raisons pour lesquelles ils compostent leurs biodéchets.



Figure 34. Zone de repérage des sites de compostage (jaune) et parcelles où les entretiens avec les jardiniers ont été menés (rouge) sur le site des jardins familiaux de la Fournillière (Nantes)

2.3.1. Place du compost autoproduit dans les jardins familiaux

Parmi les 120 jardins familiaux de la Fournillière, 71 % des jardins possèdent au moins un bac à compost mais l'utilisation du bac n'a pas pu être confirmée dans 40 % des parcelles (Figure 35). Le compostage est une pratique adoptée par une majorité de jardiniers. La proportion de parcelles qui ne possèdent pas de bac à compost et la proportion de jardiniers interrogés dans le cadre de l'enquête et qui disent ne pas pratiquer le compostage sont comparables (Figure 35). Cela suggère que l'échantillon composé de 30 parcelles est représentatif de l'ensemble du site en termes de réalisation ou non de compost autoproduit. Un total de 24 jardiniers dit pratiquer le compostage, toutefois seulement 20 disent apporter du compost au jardin. Cela s'explique par le fait que (i) deux jardiniers sont débutants et commencent à entretenir leur parcelle et à pratiquer le compostage et que (ii) deux jardiniers compostent essentiellement pour gérer les biodéchets générés au jardin plutôt que pour utiliser le compost comme intrant organique.

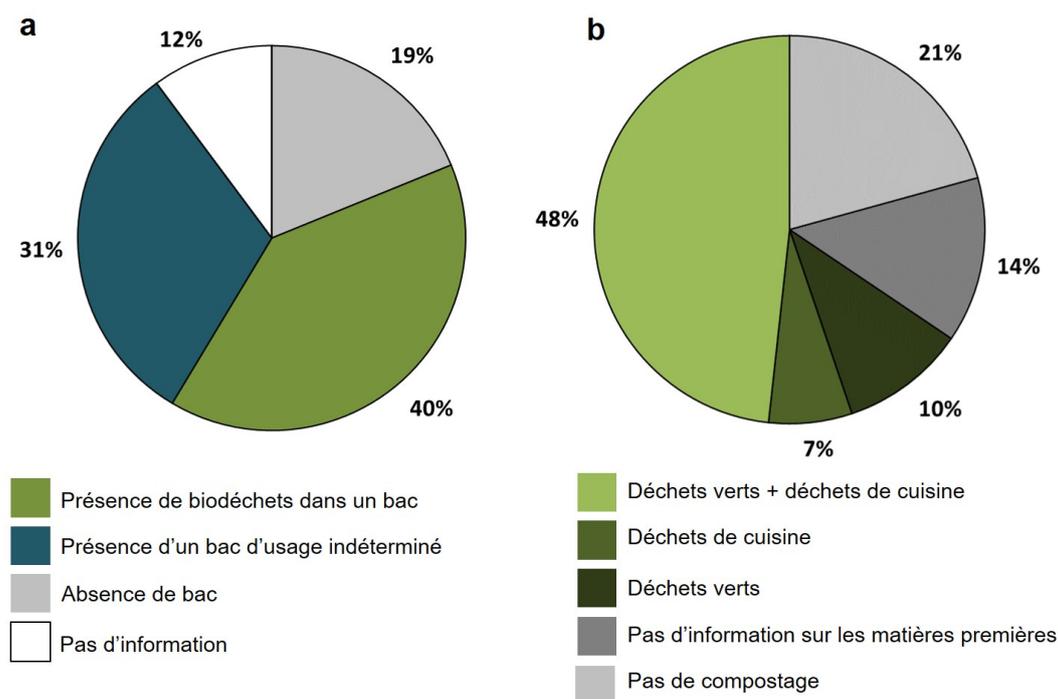


Figure 35. Occurrence de sites de compostage dans les parcelles (n=120) du site des jardins familiaux de la Fournillière (a) et nature des matières premières compostées par les jardiniers interrogés (n=30) (b)

Vingt jardiniers utilisent leur propre compost dans leur parcelle et parmi eux, 10 utilisent par ailleurs du terreau et des effluents d'élevage. Le recours à plusieurs intrants organiques dans une même parcelle peut s'expliquer par des usages différents d'un intrant à l'autre. De plus, une quantité insuffisante de compost autoproduit pourrait conduire un jardinier à se diriger vers d'autres sources d'intrants organiques. Certains disent en effet se

fournir en compost industriel acheté en jardinerie (6), en compost collectif distribué parfois librement (2) ou encore en fumier de mouton collecté dans une ferme et composté au jardin (5) pour compléter leurs apports de compost autoproduit dans la parcelle. Ces informations ont permis d'identifier et de catégoriser différentes sources de compost pouvant être utilisés dans les jardins familiaux (Tableau 16).

Tableau 16. Types de composts, production, surveillance et utilisation possible dans les jardins familiaux

| Type de compost | Production | Surveillance | Utilisation |
|-----------------|---|-----------------------|--|
| Domestique | Autoproduit au jardin | Aucune | Jardin |
| Collectif | Autoproduit pied d'immeuble, quartier, jardins partagés <i>etc.</i> | Aucune | Jardins, balcons, plantes d'intérieurs |
| Municipal | Municipale (non optimisée) | Aucune | Espaces verts publics |
| Industriel | Industrielle (optimisée) | Contrôlé ¹ | Commercialisé dans les jardineries |

¹NF U44-051 (AFNOR, 2006)

2.3.2. Composition des matières premières des composts autoproduits dans les jardins familiaux

Les matières premières compostées dans les jardins familiaux sont présentées Tableau 17. Les résidus de désherbage du potager sont les matières premières les plus fréquemment compostées tandis que les résidus de taille et de tonte sont plus rarement compostés par les jardiniers. Des feuilles mortes sont compostées par un peu moins de la moitié des jardiniers. Parfois collectées en dehors du jardin, par exemple dans une cour d'école ou en forêt, elles peuvent aussi provenir des arbres fruitiers et arbustes d'ornement dont les résidus de taille ne sont que très peu compostés faute de broyage. De la terre prélevée dans le jardin est ajoutée volontairement aux autres matières premières par quatre jardiniers en tant qu'activateur de compost (Figure 36a) bien qu'un transfert involontaire reste possible par les manipulations du compost dans le bac et par l'activité des vers de terre.

La proportion entre les matières premières riches en carbone dites « sèches » ou « brunes » et les matières premières riches en azote dites « humides » ou « vertes » est un critère de compostage important pour seulement cinq jardiniers. Elle a donc été difficile à quantifier par les jardiniers. Il a toutefois été possible d'apprécier qualitativement la diversité et la proportion entre les deux types de matières premières fraîchement apportées au bac à compost par leur observation (Figure 36).

L'association de matières premières est très hétérogène d'un jardinier à l'autre. Généralement les matières premières sont de natures et d'origines variées (Figure 36a et Figure 36b). En revanche, quatre jardiniers compostent presque exclusivement des déchets

générés au jardin (Figure 36c et Figure 36d) et deux jardiniers ne compostent que des déchets de cuisine.

Tableau 17. Matières premières des composts autoproduits dans des parcelles (n=30) du site des jardins familiaux de la Fournillière

| Origine | Type | Nombre de jardiniers |
|---------|-------------------------------|----------------------|
| Jardin | Désherbage du potager | 18 |
| | Feuilles mortes | 12 |
| | Terre | 4 |
| | Taille d'arbres et d'arbustes | 3 |
| | Générés par la tonte | 2 |
| | Bois broyé | 0 |
| Cuisine | Restes de fruits et légumes | 17 |
| | Coquilles d'œufs, d'huîtres | 14 |
| | Marc de café | 14 |
| Autre | Papier carton | 8 |
| | Papier absorbant | 4 |
| | Cendres | 1 |
| | Goémon | 1 |

L'abondance des résidus de désherbage dans les matières premières de nombreux composts autoproduits dans les parcelles peut s'expliquer par l'occupation dominante des sols de jardins familiaux par des potagers (Figure 37) à la différence des jardins privés dans lesquels les pelouses occupent en moyenne une surface deux fois plus importante que les potagers (Schwartz, 2013a).

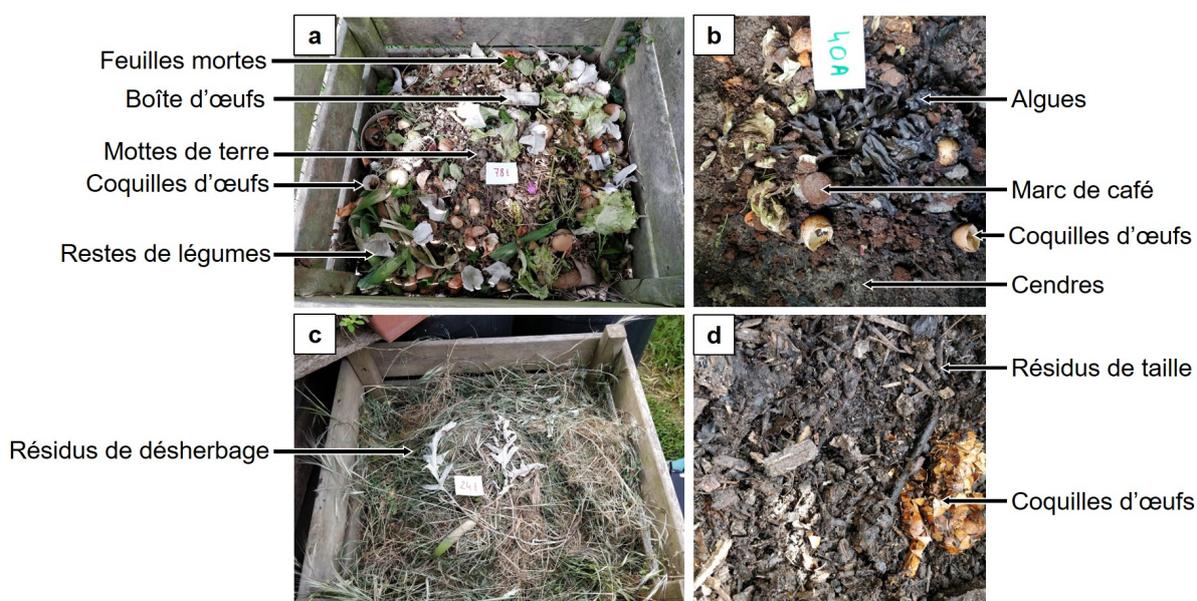


Figure 36. Aspect du dernier apport de matières premières dans des bacs à compost du site des jardins de la Fournillière



Figure 37. Occupation du sol de trois parcelles du site des jardins familiaux de la Fournillière

2.3.3. Conditions de compostage en bac

Les opérations de brassage, d'aération et d'arrosage nécessaires au maintien de conditions favorables à l'activité biologique des composts ne sont pas pratiquées par tous les jardiniers. Six jardiniers pratiquent à la fois l'arrosage et le brassage du compost. Le compostage en bac n'est pas favorable aux actions mécaniques comme le brassage, contrairement au compostage en tas ou en andain (Ayilara et al., 2020). Ce qui peut expliquer que les jardiniers manipulent généralement peu le compost comme cela a pu également être rapporté par le rapport intermédiaire du projet POTAGERS (ADEME et al., 2020) avec une analyse des discours et des pratiques de compostage domestique dans les jardins familiaux. Pour réduire le volume de matière dans un seul bac et pour ainsi faciliter ce type de manipulation, quatre jardiniers utilisent deux bacs à compost ; l'un reçoit régulièrement des matières premières et l'autre permet la maturation du compost issu des matières premières de l'année précédente (Figure 38). Le compostage en tas, permettant une aération passive et un brassage moins pénible (Ayilara et al., 2020), n'a été adopté par aucun jardinier probablement car cette méthode génère des nuisances (odeurs et esthétique) et nécessite plus d'espace ainsi qu'un arrosage plus important en fonction des conditions météorologiques.

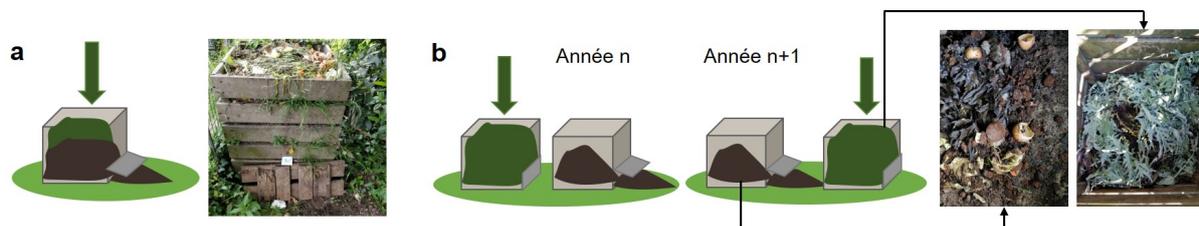


Figure 38. Configuration classique d'un site de compostage dans les jardins familiaux avec un bac (a) ou plusieurs bacs (b)

2.3.4. Vecteurs potentiels de contamination du compost

Les composts autoproduits dans les jardins de la Fournillière peuvent être concernés par différents vecteurs de Pb en raison de la contamination diffuse des sols du site. Sur des sols contaminés, les végétaux peuvent présenter des teneurs anormales en éléments trace (ADEME et al., 2017; Gupta et al., 2019) et participer ainsi à la contamination du compost

lorsqu'il est alimenté par l'entretien de ces végétaux. Les composts presque exclusivement issus de déchets verts du jardin seraient d'autant plus concernés. Plus que les feuilles mortes et les résidus de tonte ou de taille, les résidus de désherbage pourraient former un vecteur préférentiel de contamination. En effet, Pb est principalement retenu par adsorption et absorption/accumulation au niveau du système racinaire de diverses plantes potagères (*e.g.* haricots, laitue, féтуque, moutarde brune) et est très peu transloqué vers les parties aériennes (Pourrut et al., 2011). Par ailleurs, du sol peut être apporté au compost en adhérant aux déchets verts (Boldrin et Christensen, 2010; Veeken et Hamelers, 2002) ou bien en étant ajouté volontairement en tant qu'activateur de compost. Loin d'être majoritaire, cette pratique pourrait toutefois former un vecteur substantiel de Pb vers les composts. Du sol pourrait également être incorporé par brassage du compost. Par ailleurs, d'autres matières premières notées lors des entretiens peuvent être vectrices d'éléments trace, il s'agit par exemple de cendres.

2.4. Synthèse du chapitre

La Figure 39 présente une synthèse de la caractérisation physico-chimique des sols ainsi que de l'étude des pratiques de compostage et de l'utilisation d'intrants organiques dans les jardins familiaux. Les deux sols urbains étudiés possèdent des propriétés physico-chimiques proches et comparables aux propriétés typiques des sols de jardins familiaux (Joimel, 2015) bien que l'un des sols ait été occupé par des espaces verts d'un ancien site militaire (sol M) (Figure 39). Toutefois, la matière organique est plus abondante dans le sol du jardin familial (sol F ; 69,5 g.kg⁻¹) mais présente une capacité d'échange cationique légèrement plus faible (10,4 cmol.kg⁻¹) que celle classiquement retrouvée dans les sols de jardins familiaux (11 cmol.kg⁻¹). Hormis une capacité d'échange cationique moyenne, le pH, la teneur en matière organique et les taux de saturation des sols semblent favorables du point de vue agronomique pour ces deux sols à vocation alimentaire.

La contamination en Pb, faible (sol F ; 124 mg.kg⁻¹) à modérée (sol M ; 208 mg.kg⁻¹) et les contaminations faibles en Cu et Zn sont typiques des sols urbains (Le Guern et al., 2018; Sauvaget, 2019). Les teneurs en As des sols étudiés sont relativement faibles mais le niveau du fond géochimique local de As est variable. La mobilité et la biodisponibilité de Pb sont généralement faibles dans les sols de pH neutre à légèrement basique. À défaut d'être retenu sur la faible fraction argileuse des sols étudiés (< 20 g.kg⁻¹), Pb pourrait être retenu par la matière organique relativement abondante. Cependant, le risque encouru par les visiteurs et les consommateurs de légumes autoproduits sur le site des jardins familiaux de la Fournillière a été qualifié d'incertain proche d'un risque acceptable par l'interprétation de l'état des

milieux (IEM) en raison des teneurs en Pb mesurées dans les sols et les légumes. Ainsi, le sol d'une majorité de parcelles a été recouvert d'un nouveau support de culture. Sur le site de l'ancienne caserne militaire, le risque a été qualifié d'acceptable par le plan de gestion préalable au réaménagement du site, à condition que le sol soit recouvert par une terre non contaminée à l'emplacement des futurs jardins familiaux.

Des questions pourraient se poser concernant l'effet des intrants organiques dans les sols de jardins familiaux sur le transfert dans les légumes des éléments trace (As, Cu, Cd, Pb et Zn) afin de s'affranchir du traitement des sols par recouvrement comme cela a été décidé suite à l'IEM et au plan de gestion. L'étude des pratiques de compostage dans les jardins familiaux d'un des sites étudiés a montré que le compostage des déchets verts générés au jardin était pratiqué dans 80 % des parcelles et que ces déchets verts étaient mélangés à des déchets de cuisine dans 75 % des cas, dans des proportions mal appréhendées par les jardiniers interrogés. Afin de tester l'effet de ces composts sur le transfert d'éléments trace dans les légumes cultivés des sols faiblement et modérément contaminés, une caractérisation biochimique et une détermination des teneurs en éléments trace est nécessaire pour évaluer la diversité des composts autoproduits dans les jardins familiaux et établir si possible une typologie de ces composts.

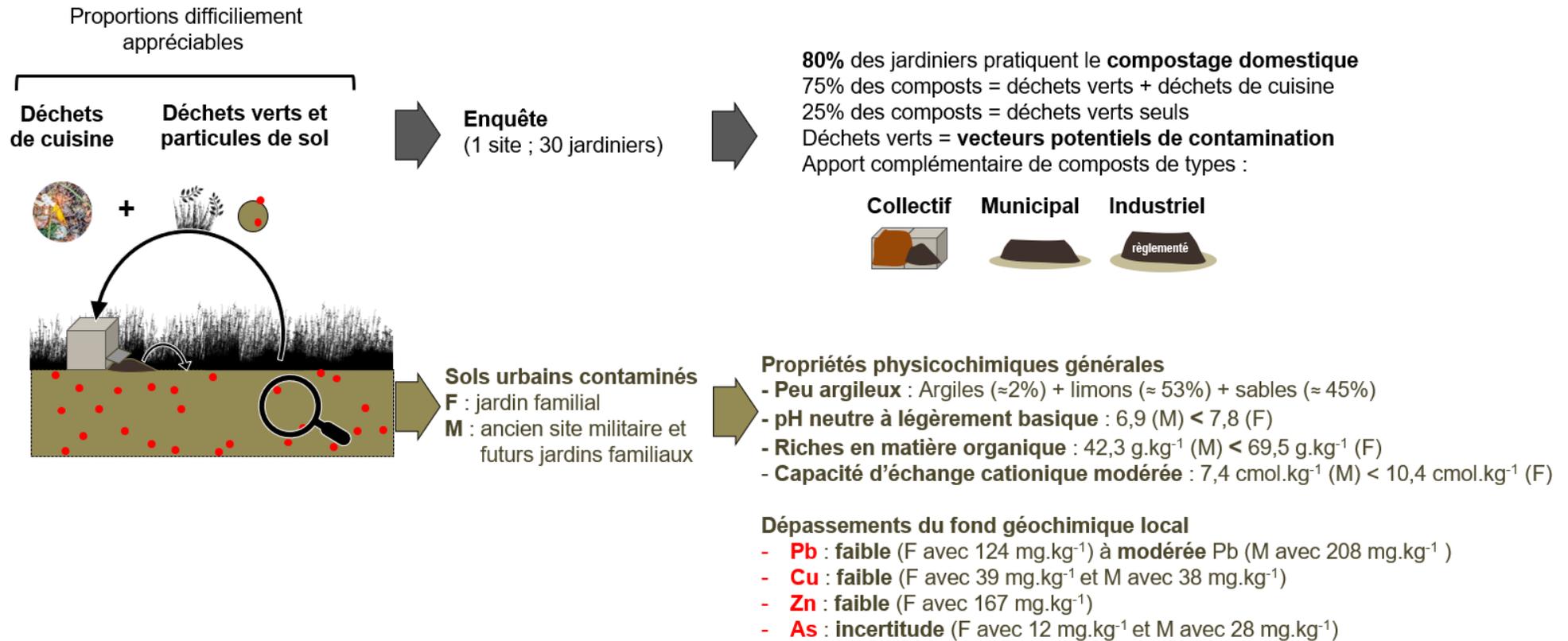


Figure 39. Schéma de synthèse à l'issue de la caractérisation physico-chimique des sols étudiés et de l'enquête sur les pratiques de compostage présentées dans le chapitre 2

Chapitre 3.

Caractérisation biophysicochimique de composts autoproduits et de biochars

L'enquête menée auprès de jardiniers a montré que les déchets générés par l'entretien d'un jardin familial sont généralement compostés avant d'être retournés au sol. Pour compléter ces apports de compost domestique de quantités souvent jugées insuffisantes, les jardiniers peuvent utiliser du compost industriel ainsi que des composts collectifs et municipaux issus de modes de production alternatifs dits « décentralisés » en opposition au mode de compostage industriel (Dumain et Rocher, 2017). Pour pallier le manque local d'installations industrielles, les sites de compostage collectif se multiplient dans les milieux ruraux et urbains et se situent par exemple en pied d'immeuble ou en restauration collective (Bruni et al., 2020; Dumain et Rocher, 2017). Des méthodes de fabrication approximatives et l'absence de contrôle de ces composts non commercialisés et dits « autoproduits », peut parfois en altérer la qualité en raison notamment de contaminations par des éléments trace (Pelfrène et al., 2019; Smith et Jasim, 2009). Par rapport au compost industriel, le potentiel de composts « autoproduits » pour remédier à une contamination des sols par des éléments trace pourrait varier en fonction de leur qualité biochimique et en fonction de leur contenu en éléments trace. Par ailleurs, le biochar est un intrant organique très souvent plébiscité pour remédier *in situ* à une contamination du sol par des éléments trace en raison de propriétés de surface qui favorisent la stabilisation physico-chimique des contaminants dans le sol. Pour cette raison et pour son intérêt agronomique, le biochar pourrait former une solution alternative ou complémentaire aux composts dans les jardins familiaux contaminés par des éléments trace.

L'objectif de ce chapitre est de sélectionner différents intrants organiques pour tester la remédiation d'une contamination du sol en Pb (Chapitre 4 et Chapitre 5). Il s'agit plus précisément de sélectionner :

- (1) des composts autoproduits contrastés en termes de propriétés biochimiques et de teneurs en éléments trace
- (2) un biochar possédant des propriétés de surface favorables à l'immobilisation des éléments trace dans le sol

L'étude de la qualité agronomique et de l'innocuité de ces composts autoproduits a fait l'objet d'un article soumis aux journaux *Waste Management* et *Environmental Science and Pollution Research* puis au journal *Environmental Monitoring and Assessment* où il est actuellement en cours de révision. Cet article rédigé en anglais³ constitue la première partie de ce chapitre. La deuxième partie de ce chapitre est dédiée à la caractérisation de différents biochars par l'étude des groupements fonctionnels de surface et par la détermination de la surface spécifique.

³ Il convient de préciser la traduction de certains termes centraux. Les traductions choisies pour traiter des types de composts « domestiques » et « collectifs » sont respectivement « home » et « community ». Ils sont aussi qualifiés en français de « composts autoproduits » et en anglais de « self-produced composts ».

3.1. Qualité agronomique et innocuité de composts autoproduits (article)

Cette partie porte sur un travail valorisé par une publication scientifique parue dans le journal *Environmental Monitoring and Assessment*, le 5 août 2022.

Kohli, A., Guénon, R., Jean-Soro, L. et al. Home and community composts in Nantes city (France): quality and safety regarding trace metals and metalloids. *Environ Monit Assess* 194, 649 (2022). <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10251-0>

3.1.1. Abstract

Home and community composting are key strategies for local organic waste management. The quality and safety of industrial composts are controlled, but those of home and community composts are not, and this could make them unsafe for use in kitchen gardens. Home (n=20) and community (n=41) composts, from urban and suburban areas including mildly Pb-contaminated allotment gardens, were analyzed for quality and safety regarding trace metals and metalloids (TMM) using mid-infrared Fourier transform spectrometry (FT-MIR) and portable X-ray fluorescence spectrometry, respectively. Home composts had a significantly higher Pb content ($98 \text{ mg.kg}^{-1} \pm 10 \text{ mg.kg}^{-1}$) than community composts ($21 \text{ mg.kg}^{-1} \pm 2 \text{ mg.kg}^{-1}$). Numerous home composts (85%) and a few community composts (17%) exceeded the organic farming thresholds for Pb (45 mg.kg^{-1}) and Zn (100 mg.kg^{-1}). The high mineral matter content and the relative abundance of chemical functions attributable to silicates (up to 35%) highly paralleled with TMM contents, mostly concentrated in the fine fraction. Co-inertia analysis highlighted strong and significant links between TMM contents and the whole chemical signature delivered by FT-MIR spectrometry. Pb-contaminated soil could be carried into home compost by green waste or by voluntary addition. Covariance analyses indicated that mineral matter and chemical functions only partly explained the variability in Pb content, suggesting a more complex combination of drivers. Community composting appears as a suitable local solution resulting in high-quality compost that complies with European organic farming regulations, while home composting from allotment gardens should be seriously evaluated to comply with such safety requirements.

Keywords: Self-produced compost; trace elements; biowaste; green waste; allotment garden; FT-MIR spectroscopy

3.1.2. Introduction

Self-production of compost through home and community composting can support the local lack of composting platforms and decrease municipal waste management costs by 37 to 50% in European countries (Adhikari et al., 2010; Bruni et al., 2020; Mihai and Ingrao, 2018). The environmental benefits of home and community composting vs. centralized composting,

landfilling or incineration of biowaste have been compared using a full life cycle inventory method (Andersen et al., 2012; Martínez-Blanco et al., 2010; Mihai and Ingrao, 2018). Home and community composting can reduce i) greenhouse gas emissions compared to the landfilling of biowaste or its collection and transportation to the composting plants (Adhikari et al., 2013; Andersen et al., 2010; Oliveira et al., 2016), and ii) the energy and water required for the plant composting process (Martínez-Blanco et al., 2010). Home composts (HC) and community composts (CC) can be used in gardens in the close vicinity of the production sites, and limit transportation and the use of fertilizers by home gardeners (Andersen et al., 2012), hence additional benefits.

The quality of composts is crucial for them to be used as a soil amendment, to improve carbon storage, fertility, bioremediation, and to decrease the risk of erosion. It is defined by the maturity, stability, nutrient availability of composts, the presence of pathogens or even (in)organic contaminants (Azim et al., 2018). The lack of expertise and monitoring of home and community composting raises the question of the quality of self-produced composts. Some studies have provided insights by assessing the process and end-product quality and showed efficient composting processes but great variability (Vázquez et al., 2015; Vázquez and Soto, 2017; Vázquez et al., 2020). HC and CCs are generally as good as or of a better quality than industrial composts (ICs), in particular regarding stability, and nutrient and organic matter contents (Adhikari et al., 2010; Barrena et al., 2014; Martínez-Blanco et al., 2010; Smith and Jasim, 2009; Vázquez et al., 2015; Vázquez and Soto, 2017). However, self-produced composts could have negative environmental impacts because of quite elevated electrical conductivity and potential contamination by trace elements and phytochemicals (Růžicková et al., 2021; Smith and Jasim, 2009). Regarding physical properties, the particle size distribution is more heterogeneous in self-produced composts than in ICs as a result of the absence of screening, with possible consequences on the distribution and availability of nutrients and potential contaminants.

The presence of trace metals and metalloids (TMM) in composts is an environmental and health issue because compost added to the soil could contribute to their accumulation (Kupper et al., 2014; Michaud et al., 2020), their spreading through leaching (Fang et al., 2016) or transfer to crops (Medyńska-Juraszek et al., 2020; Murray et al., 2011). The use of compost for agronomic purposes in Europe is regulated, in particular their TMM content. The degree of restriction depends on the regulation, which can be considered moderate to high for conventional farming in France (NFU44-051 - AFNOR, 2006), stricter in the European Eco-label (2006/799/EC, 2006), and even stricter for organic farming in Europe (2092/91/EC, 1991). The use of self-produced composts by home gardeners can be detrimental because

their TMM contents are not controlled and their application rate to garden soils is often excessive (Schwartz, 2013a). The few assessments of TMM in self-produced composts have showed contrasting contents, ranging from undetectable to unusually high, potentially exceeding national regulations (Panaretou et al., 2019; Smith and Jasim, 2009; Vázquez et al., 2015; Vázquez and Soto, 2017). This can be explained by diverse practices mainly resulting from the composition of feedstock, on which the TMM content essentially depends (Amlinger et al., 2004). The sources of compost contamination have been extensively studied at the industrial composting scale (Amlinger et al., 2004), but still remain poorly documented for self-production. For instance, source separation of household biowaste yields better quality compost than mechanical separation does (Huerta-Pujol et al., 2011). During source separation, biowaste including fruit, vegetables, food leftovers, fallen leaves, grass clippings, pruned wood, weeds, paper do not come into prolonged contact with foreign materials that may act as sources of TMM, *i.e.*, metals, glass, batteries (Hanc, 2011; Riber et al., 2009; Vázquez and Soto, 2017). Such management generally limits the TMM content in ICs (Kupper et al., 2014; Smith and Jasim, 2009). However, source-separated biowastes can be relatively rich in TMM because they contain soil particles in various proportions depending on the season and the kind of housing these materials are derived from, *i.e.*, apartment buildings or family houses (Hanc et al., 2011; Niederer et al., 1995; Riber et al., 2009). Garden waste may act as a vector of soil particles that can be relatively rich in TMM (Boldrin and Christensen, 2010).

The potential contamination of self-produced composts by TMM and TMM sources is not sufficiently documented for safety in home garden production. TMM sources can be difficult to identify because composting practices are diverse and approximate.

The main goal of this study was to assess the quality and the safety of self-produced composts from urban and suburban areas, including mildly Pb-contaminated allotment gardens. The underlying objectives were to (i) examine compost quality, including the organic and mineral matter contents and the chemical functions they harbored, (ii) determine the TMM contents and establish relationships with compost quality, and (iii) evaluate the compliance with regulatory standards on TMM contents.

3.1.3. Materials and methods

3.1.3.1. Study area, site characteristics and compost selection

Various biowaste composting systems were studied in Nantes (France) and its suburbs (47°10'02" N - 47°19'04" N, 1°17'33" W- 1°41'41" W). Nantes city has about 303,000 inhabitants with a density of 4,750 inhabitants per square kilometer (INSEE, 2017). Its urban

area gathers 24 municipalities and reaches 650,000 inhabitants, with a density of 1,240 inhabitants per square kilometer (INSEE, 2017). Municipal solid waste is not separated to recover biowaste, which is incinerated after collection. Only green waste deposited at the waste disposal center by residents is sent to a composting platform. Small-scale composting systems have been developed to further recover biowaste, especially kitchen waste. The city has offered financial aid for the purchase of personal compost bins and has engaged in a partnership with a local association involved in the installation of more than 250 community compost bins.

The composts were categorized as follows: home compost (HC) involving an individual or a household, community compost (CC) gathering the biowaste of up to 50 households plus bakeries or restaurants in some cases, municipal compost (MC), and industrial compost (IC) used as an extensively studied reference (Tableau 18). CC was made of a mixture of green waste (GW) and food waste (FW), while HC was potentially exclusively made of GW. Therefore, HC-GW and HC-GW+FW were used when necessary to distinguish composts according to the feedstock. The durations of HC and CC composting are supported by Smith and Jasim (2009) and Vázquez et al. (2015). The compost types are described more extensively in Tableau 18.

Tableau 18. Description of the compost types

| Compost type | Compost system | Feedstock | Ratio* | Time (months) | Shape | Volume (m ³) |
|-------------------------------|--------------------|----------------------|--------|---------------|---|---------------------------------------|
| <i>Reference composts</i> | | | | | | |
| IC n=3 | Industrial compost | Green waste | 100% | 6 - 8 |  | > 2.10 ³ |
| MC n=3 | Municipal compost | Green waste | 100% | 12 - 24 |  | 5.10 ² - 2.10 ³ |
| <i>Self-produced composts</i> | | | | | | |
| HC-GW n=4 | Home compost | Green waste | 100% | 6 - 12 |  | < 1 |
| HC-GW+FW n=16 | Home compost | Green and food waste | 10-90% | 6 - 12 |  | < 1 |
| CC n=41 | Community compost | Green and food waste | 50% | 3 - 6 |  | 1.5 - 2.5 |

* Ratio GW/GW+FW; IC: industrial compost; MC: municipal compost; HC-GW: home compost made of green waste; HC-GW+FW: home compost made of a mixture of green and food waste; CC: community compost; n: compost sample number

3.1.3.2. Compost collection

Community composts were collected across the whole urban area. Home composts were collected from allotment gardens in an area affected by diffuse Pb contamination (51-

238 mg.kg⁻¹), slightly above the local geochemical background (50 mg.kg⁻¹) defined by Le Guern et al. (2017) (Figure 40). Municipal composts were collected on the green waste treatment platform of a 19,658-inhabitant municipality (INSEE, 2017) belonging to the study area (Figure 40). Industrial composts were collected from a facility that meets a quality standard (NFU 44-051, AFNOR, 2006), located outside the study area (Northern France). The campaign lasted from May to June 2019. All the composts were sampled only when the users ruled that the compost had reached an “acceptable” composting stage for their purpose. For each compost, a composite sample was made of a certain number of samples depending on the total volume of compost inside the bin or the windrow. Each composite sample was made of five samples of equivalent volumes of HC or CC, while it was made of fifteen samples of equivalent volumes of MC or IC. Each sample was sufficient to obtain a minimum dry mass of 300 g for further analyses (X31-150, AFNOR 1984). CC samples were collected from the bin dedicated to compost maturation (no addition of fresh biowaste). In the compost bins with vertical heterogeneities, different samples were collected in the middle (at 2/3 of the total height) and the bottom (at 1/3 of the total height) layers. All the samples (67 independent composts) were air dried at room temperature (25 °C), and visible foreign materials – glass, plastic, metals – were removed. Two 200-g sub-samples were taken from each sample, and one was sieved to 2 mm. The total and fine (< 2 mm) fractions were ground with a cyclonic mill fitted with a 300-µm filter (CT 293 Cyclotec, FOSS) before all analyses. For ICs (n=3), the total fraction already consisted of the fine fraction obtained during the industrial process.

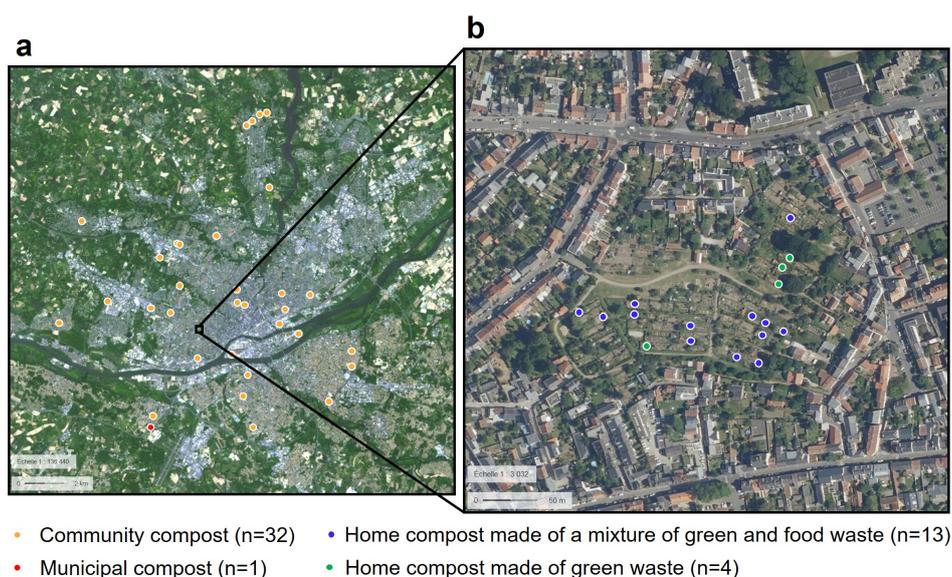


Figure 40. Location and number of sampling sites inside (a) the whole studied area and (b) an allotment garden area. Satellite views date from May 26th, 2020 (IGN)

3.1.3.3. Analytical methods

3.1.3.3.1. Organic matter content

The organic matter content was determined after calcination at 550°C for 16 h in a muffle furnace (NF EN 15935 - AFNOR, 2013) of 2 g of dried sample (at 105°C for 48 h; NF EN 15934 - AFNOR, 2012).

3.1.3.3.2. Chemical functions

Identification and semi-quantification of chemical functions are obtained by Fourier-transform mid-infrared spectrometry (FT-MIR). Compost samples were dried at 37°C for one week prior to analyses in order to remove available water interfering in IR wavelengths (Guénon et al., 2013). Around 200 mg sample were deposited and pressed during acquisition on an attenuated total reflection cell (ATR) with diamond crystal. FT-MIR spectra were acquired using a Bruker Vertex 70 spectrometer with an ATR Platinum cell. Three spectra were acquired from 400 to 4000 wavenumber per centimeter (cm^{-1}) with a 2 cm^{-1} resolution. For each spectrum, 64 scans were co-added. The air background spectrum was systematically acquired before sample analysis and removed from sample spectrum. A spectrum transformation delivered by Thermo Omnic 8.1.11 software was applied to recover a homogeneous sample thickness crossing by incident beam throughout the spectrum. The region between 2200 and 1900 cm^{-1} corresponding to the ATR diamond interference region is not considered in further data analyses. Absorption bands have been identified around 3695, 3620, 2925, 2850, 1640, 1512, 1430, 1030, 875, 780 and 470 cm^{-1} . Bands were assigned to functional groups and hence suggested the presence of typical chemical compounds in compost and their relative abundance (Cascant et al., 2016; Hagemann et al., 2018; Madejová 2003; Nguyen et al., 1991; Reig et al., 2002; Smidt et al., 2005, 2002). Bands in 3695-2200 and 1900-1512 cm^{-1} ranges are commonly used to follow dynamics of composting process (Haberhauer and Gerzabek, 1999; Hsu and Lo, 1999; Ouattmane et al., 2000; Smidt et al., 2005, 2002). The fingerprint region (1500-900 cm^{-1}) was used to distinguish feedstock nature (Smidt et al., 2002). The relative intensities (rI) of peaks common to all spectra were calculated by dividing the height (h) of a selected peak by the sum of the heights of all others (e.g. $rI_{2925} = h_{2925} / \sum h_{(2925-470)} \times 100$) according to Guénon et al. (2013).

3.1.3.3.3. Element content

The content of As, Ca, Cd, Cu, K, Mn, Pb, Rb, S, Ti, Zn and Zr were determined using a portable X-ray fluorescence spectrometer (Niton XL3t GOLDD, Thermo Scientific) in stand configuration. A sub-sample of 10 cm^3 was placed toward the 8 mm diameter analysis window. Mean and standard error (se) were obtained after an acquisition of 90 seconds.

Acquisition was replicated on three different sub-samples. For each sub-sample, the limits of detection (LOD) and quantification (LOQ) of an element was defined according to following equations based on Weindorf et al. (2013):

$$LOD = 3 \times se \quad (1)$$

$$LOQ = 3 \times LOD \quad (2)$$

If the returned content was below sample-specific LOQ, it was considered as a missing value. For As, the LOQ were rarely reached in HC-GW+FW (12 samples above LOQ) and even more in CC (8 samples above LOQ). The compliance of compost to regulations cannot be assessed when the LOQ is above thresholds for specified elements (Weindorf et al., 2013). The compliance assessment of all the composts (n=67) were made only when the maximum LOQ was below the regulatory threshold for a specific element. The method was validated by HF and HClO₄ acid digestion (NF X 31-147 - AFNOR, 1996) followed by inductively coupled plasma mass spectrometry analysis (NF EN 16171 - AFNOR, 2016) and checked by the analysis of a certified sediment sample (CRM 320).

3.1.3.3.4. Data processing and statistical analysis

Principal component analyses (PCA) were performed both on element content and on FT-MIR data sets after mean-centering and variance-reducing of all variables. The whole FT-MIR spectrum was analyzed excepted the diamond interference region (2200 – 1900 cm⁻¹). To avoid removing individuals, missing values induced by element contents below LOQ were replaced by the LOQ value for the corresponding analysis. Maps of individuals were computed to visualize similarities and dissimilarities between the types of compost according to element contents and compost quality delivered by the whole FT-MIR data set. Correlation circle was computed for element content data set to explore the contribution of each element to the total variance among all composts and to understand their relationships. Contents of fine fraction and organic matter were graphically added as supplementary variables. PCA was performed using the *dudi.pca* function of R (4.0.2) and RStudio (version 1.3.1093) softwares.

Co-inertia analysis was performed in order to highlight a possible relationship between the contents of main elements subjected to regulations for compost safety (As, Cu, Pb and Zn) and the compost quality delivered by the whole FT-MIR data set. Co-inertia is a multivariate analysis technique that enables a description of the relationship between two data tables (Dray et al., 2003). Separated PCA on the two data sets were used for the analysis. The vector correlation coefficient *RV* described the absolute magnitude of the relationship and was tested regarding significance by a Monte-Carlo permutation test. Co-inertia analysis and Monte-Carlo permutation test are computed using respectively *coinertia* and *coeffRV* functions of R (4.0.2) and RStudio (version 1.3.1093) softwares.

The distribution of organic matter and elements between total and fine fractions was tested using paired Wilcoxon test. The effects of compost type were firstly assessed using unpaired Kruskal-Wallis test and Dunn post hoc test with Bonferroni adjustment method. Analyses of covariance (ANCOVA) were then performed to study precisely the covariance of element contents with mineral matter content and relative intensities of FT-MIR peaks. ANCOVA is an extension of ANOVA that typically provides a way of statistically controlling for the effects of continuous variable (*e.g.* mineral matter content and relative intensity of peaks at 2920, 2850, 1640, 1512, 1430, 1030, 780 and 470 cm^{-1}) also called covariates. ANCOVA allows to remove covariates from the list of possible explanations of variance between compost types on the dependent variable (TMM in compost types). The *wilcox.test*, *kruskal.test*, *dunn_test* and *anova_test* functions were respectively used with R (4.0.2) and RStudio (version 1.3.1093) softwares.

3.1.4. Results

3.1.4.1. Fine fraction, organic matter and element contents

The contents of fine fraction (FF; < 2 mm), organic matter (OM) and mineral matter (MM) are presented in Figure 41. The FF content covered a wide range from 200 to 948 g.kg^{-1} . The FF was significantly more abundant in home composts (HC-GW and HC-GW+FW) and municipal composts (MC) than in community composts (CC). Industrial composts (IC) were only made of fine fraction due to the industrial process including a step of screening. CC contained significantly more organic matter than both HC-GW+FW and HC-GW. Even if not significant, the organic matter content was lower in HC-GW than in HC-GW+FW. MC had lower organic matter content than industrial composts (fine fraction) and similar content to HC-GW+FW.

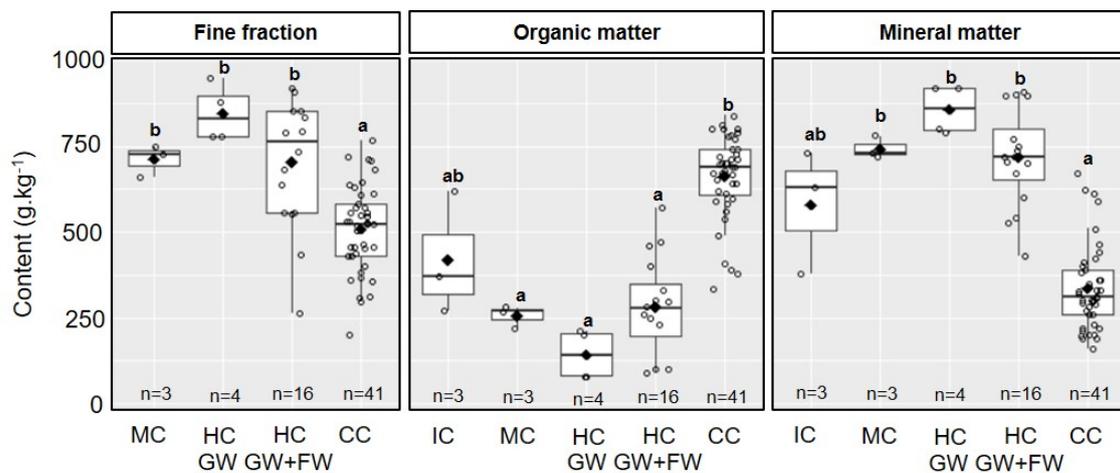


Figure 41. Physico-chemical properties of industrial composts (IC), municipal composts (MC), home composts made of green waste (HC GW) or a mixture of green and food waste (HC GW+FW) and community composts (CC). Squares are means; whiskers are ranges of observations excluding statistical outliers; letters indicate significant differences ($p < 0.05$).

The distribution of trace metals (Cu, Mn, Pb, Rb, Zn and Zr) and metalloid (As) and major elements (Ca, K, S and Ti) between total and fine fractions are available in Annexe 2. The contents of TMM (except for As) and major nutrients (Ca, K and S) were significantly higher in fine fraction of the CC. Whatever the considered fraction, CC were the richest composts for nutrients (Ca, K and S) and the poorer for Ti. HC-GW were the poorest composts for most of the major elements. MC, HC-GW+FW and IC were intermediate. There was no significant difference of TMM content between fine and total fractions for HC, MC and IC. The absolute differences were slight between fine and total fractions ($cv < 10\%$). The results presented here therefore concern the total fraction in accordance with standard methods of analysis (NF EN 16179 – AFNOR, 2012).

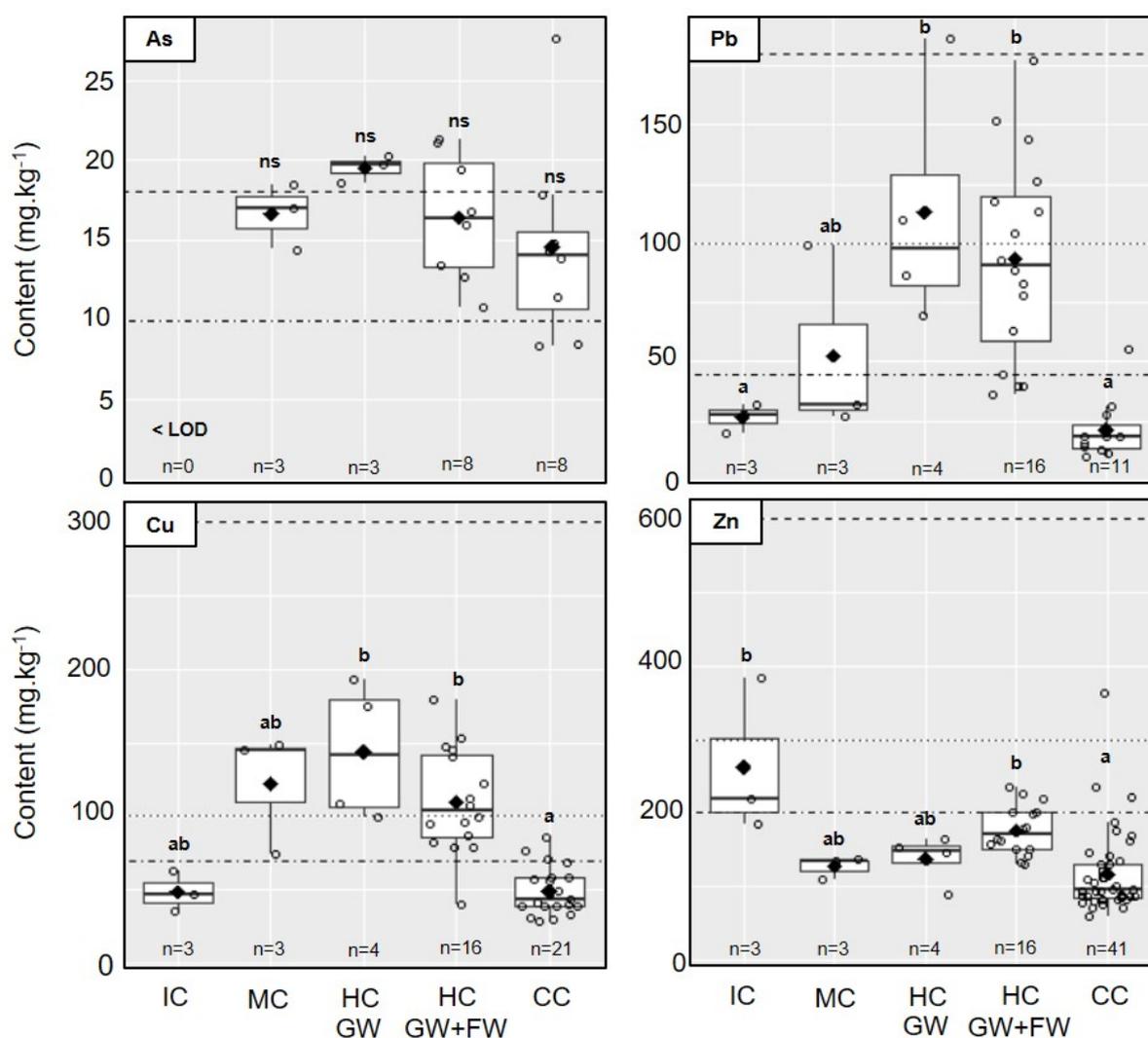


Figure 42. Contents of As, Pb, Cu and Zn in industrial composts (IC), municipal composts (MC), home composts made of green waste (HC GW) or a mixture of green and food waste (HC GW+FW) and community composts (CC). Squares are means; whiskers are ranges of observations excluding statistical outliers; letters indicate significant differences ($p < 0.05$); horizontal lines are regulatory thresholds: dashed for conventional farming (NF U44-051 - AFNOR, 2006), dotted for Eco-label (CE, 2006a), dash dotted for organic farming (CEE, 1991).

The contents of TMM that are subject to regulations (*i.e.* As, Cu, Pb and Zn) are represented in Figure 42 according to the types of compost. The content of Cu and Pb was significantly higher in HC-GW and HC-GW+FW than in CC. There was no significant effect of the feedstock on TMM contents in HC even if food waste addition tended to decrease TMM content. The variability was especially large for Pb content in HC that ranged from 36 to 186 mg.kg⁻¹. Extreme values of TMM were found in CC for As (28 mg.kg⁻¹), Pb (55 mg.kg⁻¹) and Zn (363 mg.kg⁻¹).

3.1.4.2. Chemical functions

Composts were analyzed by FT-MIR spectroscopy and average spectra according to compost types are available in Annexe 3. Spectra presented the following absorption bands: 3695, 3620, 2925, 2850, 1640, 1430, 1030, 875, 780 and 470 cm⁻¹. Relative intensities of peaks are presented Tableau 19.

Tableau 19. Relative intensities of FT-MIR peaks (standard error)

| Wavenumbers (cm ⁻¹) | IC* n=3 | MC n=3 | HC-GW n=4 | HC-GW+FW n=16 | CC n=41 |
|---------------------------------|----------------|----------------|---------------|------------------|---------------|
| 2925 | 11.4 (0.4) ab | 10.1 (0.2) ab | 8.10 (0.85) a | 9.84 (0.46) a | 13.9 (0.3) b |
| 2850 | 10.0 (0.3) ab | 9.17 (0.19) ab | 7.53 (0.76) a | 8.90 (0.37) a | 12.3 (0.2) b |
| 1640 | 10.9 (0.4) ab | 9.22 (0.20) ab | 6.50 (0.73) a | 8.77 (0.52) a | 12.2 (0.2) b |
| 1512 | 11.4 (0.3) ab | 8.27 (0.23) ab | 5.32 (0.68) a | 8.20 (0.58) a | 12.2 (0.2) b |
| 1430 | 14.5 (0.6) b | 8.28 (0.20) ab | 5.31 (0.71) a | 9.12 (0.75) a | 13.6 (0.3) b |
| 1030 | 20.2 (0.7) ab | 27.9 (0.4) ab | 34.8 (1.7) b | 28.5 (1.3) b | 19.23 (0.4) a |
| 780 | 9.79 (0.51) ab | 11.7 (0.2) b | 13.3 (0.7) b | 11.4 (0.5) b | 7.86 (0.15) a |
| 470 | 11.7 (0.6) ab | 15.4 (0.4) b | 19.1 (1.3) b | 15.3 (0.9) b | 8.76 (0.33) a |

IC: industrial compost; MC: municipal compost; HC-GW: home compost made of green waste; HC-GW+FW: home compost made of a mixture of green and food waste; CC: community compost; * fine fraction obtained during the industrial process is considered; n: compost sample number; a, b: significant differences between compost types ($p < 0.05$)

Spectra revealed composts with different characteristics regarding organic and mineral compounds they contain. A broad band located at 3600-3000 cm⁻¹, that resulted from O-H bond, was influenced by possible residual water and hence gave minor information on interest functions of composts. The bands at 3695 and 3620 cm⁻¹ were attributed to SiO-H bond from silanol present on the surface of silicates and were exclusively visible on home composts (HC-GW and HC-GW+FW) and municipal composts (MC) spectra. The band at 1030 cm⁻¹ was also attributed to silicates containing Si-O and Si-O-Si bonds and was significantly more intense for HC-GW and HC-GW+FW compared to community composts (CC) (Tableau 19). Similar observation can be seen in Tableau 19 with the other bands associated to silicate at 780 cm⁻¹ (Si-O-Si and Si-O bonds), at 470 cm⁻¹ (Al-OH bond). The band at 875 cm⁻¹ from carbonates was only visible for CC and industrial compost (IC) spectra (Annexe 3). The

bands at 2925 and 2850 cm^{-1} , attributed to C-H bonds from aliphatic compounds, were present in all compost spectra (Annexe 3) and relative intensities were significantly higher in CC than in HC-GW and HC-GW+FW (Tableau 19). Similar observation can be seen in Tableau 19 at 1640 cm^{-1} (C=C bond of aromatic compounds) and 1430 cm^{-1} (O=C-O and O-H bonds from carboxylic acids and C-O bond from carbonates). MC and IC exhibited intermediate relative intensities for most of the bands.

The principal component analysis (PCA) performed on the whole spectra showed that the first principal component (PC1) explained 71% of the total variance of the data set (data not shown). Chemical functions of organic matter contributed strongly to the total variance and were ordered according to their normalized scores on the PC1 as follows: 1640 cm^{-1} (0.96) > 1512 cm^{-1} (0.92) > 2925 and 2850 cm^{-1} (0.91) > 1430 cm^{-1} (0.82). Chemical functions associated with silicate minerals (1030 cm^{-1} , 780 cm^{-1} and 470 cm^{-1}) had a minor and opposite contribution.

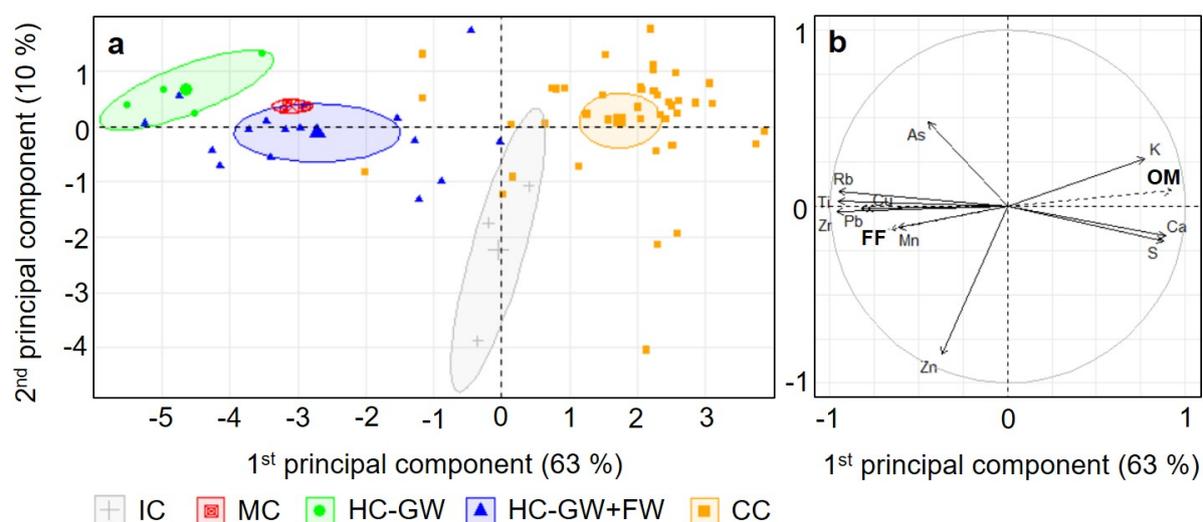


Figure 43. Principal component analysis individual map (a) and correlation circle (b) on element contents in industrial composts (IC) municipal composts (MC), home composts made of green waste (HC-GW) or a mixture of green and food waste (HC-GW+FW) and community composts (CC). Organic matter (OM) and fine fraction (FF) contents are supplementary variables (dashed arrows).

3.1.4.1. Relationships

Principal component analysis (PCA) on element contents (*i.e.* As, Ca, Cd, Cu, K, Mn, Pb, Rb, S, Ti, Zn and Zr) is presented in Figure 43. According to the first principal component accounting for 63 % of the total variance, the contents of trace metals and metalloid (TMM *i.e.* As, Cu, Mn, Pb, Rb, Zn and Zr) were all oriented in the same half correlation circle with some strong correlations between Cu, Mn, Pb, Rb and Zr. The contents of nutrients (Ca, K and S) were oriented in the opposite half correlation circle. This properly differentiated the

CC (right side) from the HC and MC (left side). The HC were graphically distinguished according to their feedstock as their barycentres belong to non-overlapping confidence ellipses (99 %). The contents of organic matter and fine fraction were added as supplementary variables (Figure 43). The contents of Cu, Pb, Rb and Zr were strongly related to the organic matter content by negative correlations and to the fine fraction by positive correlations.

Co-inertia analysis showed a strong relationship between the contents of TMM (As, Cu, Mn, Pb, Rb, Zn, Zr) and the compost quality delivered by FT-MIR spectra with a significant RV coefficient of 0.55 ($n=67$, $p<0.01$). The resulted map of individuals (data not presented) showed high similarities between the projections of composts resulting from the two data sets. However, the projections of IC were quite different from each other suggested the relation between compost quality and TMM content was not as strong as for HC, CC and MC.

The covariance analysis (ANCOVA) exhibited that the contents of some elements, such as Pb, were significantly correlated to the mineral matter content and to relative intensities of FT-MIR peaks (Annexe 3). The effect of compost type on Pb content remained significant after removing the variance accounted by the covariates. Otherwise, the contents of Cu and Zn were not significantly correlated neither to mineral matter content nor to relative intensities of chemical functions (FT-MIR). Hence, the effect of compost type on Cu and Zn contents were not explain at all by different properties of compost types regarding organic and mineral compounds.

3.1.5. Discussion

3.1.5.1. Physico-chemical properties of self-produced composts differ from conventional composts

Variability of self-produced compost quality was suspected due to the very diversified and non-standardized practices employed by gardeners or households. Indeed, a local survey (data not shown) indicated that there were as many composts' recipes than compost bins. People even adapt practices depending on many personal inputs they consider important leading very difficult to classify practices. Physico-chemical analyses of many self-produced composts ($n=61$) were conducted in Nantes city (France). The type of composting and the main practices are available on Tableau 18. We suspected that the many different practices of composting (*e.g.* feedstock origin and proportions, turning/stirring or static system, time, size) could create a huge variability in these properties. Contrarywise of our expectations, total fraction of composts and fine fraction (FF) were not as much as different, except for the community compost (CC) type presenting a balanced coarse and fine fraction (Annexe 2).

Other composts contained from 70 to 85 % of FF, the higher content of this fraction correlated with higher mineral matter (or a lower organic matter content, $r^2=0.5$, $p<0.05$, $n=64$) suspected originated from soil or dust incorporation. Our results clearly showed that only analyzing FF (<2mm) of such a “coarse” compost could lead to an underestimate organic matter content and an overestimate for all elemental content including TMM (Annexe 2). However, elemental composition of the FF did not change from total fraction for most of compost types. The higher FF content in municipal composts (MC) and home composts (HC) especially those made exclusively from green waste (HC-GW) (Figure 41) clearly indicated a strong contribution of topsoil particles introduced into compost by green waste, or soil incorporation during turning or voluntary introduction. Moreover, Boldrin and Christensen (2010) showed that garden wastes are mainly composed of small size constituents (75 %).

Besides the granulometry of the composts, we found significant contrasts of organic matter content depending on the compost type. The huge variability suspected between compost types was shown in the current study (80 to 840 g.kg⁻¹) and this was confirmed by Vázquez et al. (2015) showing a very similar range (120 - 850 g.kg⁻¹). More specifically, the organic matter content of home compost made of green waste (HC-GW) was relatively low 143 g.kg⁻¹ compared to French quality standard for compost (NF U44-051 - AFNOR, 2006) requiring at least 200 g.kg⁻¹ fresh mass (400 g.kg⁻¹ dry mass considering a moisture content of 50% (Vázquez et al., 2015)). The home composts made of green and food waste (HC-GW+FW) were slightly richer in organic matter (282 g.kg⁻¹). This is close to the findings by Vázquez et al. (2015) in HC-GW+FW (312 g.kg⁻¹). This could be related to the feedstock quality that may contain in majority mineral matter when derived from garden of family houses. Veeken et Hamelers (2002) showed that such biowaste could have up to 620 g.kg⁻¹ of mineral matter whereas biowaste collected in an apartment building containing 130 g.kg⁻¹. In the current study, organic matter content of CC (664 g.kg⁻¹; se = 20 g.kg⁻¹) was higher than found by Vázquez et al. (2015) (438 g.kg⁻¹; se = 113 g.kg⁻¹) and rather similar to their canteen composts (772 g.kg⁻¹; se = 20 g.kg⁻¹). Such a difference between CC may be related to the management by different associations and feedstock quality that depends on the city settlement. Indeed, family houses generate more garden waste than fruit and vegetable waste compared to urban settlements, leading to poorer biowaste in organic matter (Hanc et al., 2011). We also found that MC had lower organic matter content (257 g.kg⁻¹) than industrial composts (IC, 420 g.kg⁻¹) despite similar feedstock. Vandecasteele et al. (2016) reported values of organic matter content in IC from 9 facilities in Belgium (321 g.kg⁻¹, se = 16 g.kg⁻¹) with composting duration rarely exceeded 4 months. The longer time of composting for MC (12-24 months) in this study may explain lower organic matter content than for Amlinger et

al. (2004). CC with high contents of organic matter and nutrients (Ca, K and S) would better provide nutrients to soils than HC.

We suspected that the chemical functions of compost constituents (both organic and inorganic) could have a role into potential TMM retention and thus, could explain differences in TMM between composts types. We used mid infrared spectroscopy tool to characterize biochemical quality of composts (Smidt et al., 2005). However, we found that all the peaks attributed to different organic compounds went the same way with no specific signature of the compost types (Tableau 19). Indeed, the peaks at 2925, 2850, 1640, 1512 and 1430 cm^{-1} went all the highest for community composts (CC) and on the contrary, all the peaks attributed to mineral compounds (1030, 780, 470 cm^{-1}) went the highest for the home composts (HC) and municipal composts (MC). Overall, all these patterns perfectly paralleled with organic (or mineral) content of composts. The balance between aromatic+carboxyl and aliphatic compounds *i.e.* ratio 1640 to 2925 cm^{-1} (Guénon and Gros, 2015; Haberhauer et al., 1998) indicated that HC were the least stabilized composts whereas the industrial compost (IC) the highest, overall probably reflecting differences of composting process and not the effect of composting time (Tableau 18).

More specifically, the home composts (HC) containing a lot of mineral matter showed multiple signal of silicon compounds more or less free. Silicate such as sand but also clay preponderantly absorb at 1030 cm^{-1} (Madejová, 2003) but also polysaccharides (Grube et al., 2006). The strong and significant correlation founded between mineral matter and this peak among all composts ($r^2=0.86$, $p<0.001$) confirm the major role of soil or dust. Moreover, silanol (SIO-H) peaks (3695 and 360 cm^{-1}) were specifically detected in HC and municipal composts (MC) confirming the probable incorporation of soil particles during the process.

3.1.5.2. Relationships between compost properties and trace metals and metalloids content

Our results showed that trace metals and metalloids (TMM) strongly paralleled with fine fraction and mineral matter and this was especially high in home composts (HC). Preferential location of TMM in fine fraction was also found in industrial composts Kupper et al. (2014). Fine fraction containing small mineral particles is probably composed by clays (Madejová 2003) with a high affinity for cation such as Cd, Cu, Pb and Zn. These trace metals were also found more concentrated into the fine fraction of household biowaste cut at both 1 mm, 0.2 mm (Veeken and Hamelers, 2002, 2003 respectively). These findings probably revealed a molecular level of interaction between minerals and organic compounds such as clay-humic complex (Veeken and Hamelers, 2002) rather than interaction with sand found in

high proportion in mineral fraction. According to Boldrin and Christensen (2010) soil particles are a major component of green waste and act as the main carrier of Cd, Cu, Pb and Zn for it. Furthermore, the contents of Cd, Cu, Pb and Zn in the organic and organo-mineral fractions of household biowaste reported by Veeken and Hamelers (2002) were comparable to those of silt, clay and humus that derive from topsoil components. How organic compounds from biowaste might be stabilized by minerals from topsoil during composting is unknown. Nevertheless, this study suggests that this process may be potentially important in HC. We showed that community composts (CC) with the largest coarse fraction mostly being organic, significantly diluted the TMM content (Annexe 2). This would suggest a significant role of coarse fraction into TMM measurement and potentially compliance with regulatory requirements especially for CC (see discussion below and Tableau 21). At a molecular level, organic matter is a major contributor to the retention of TMM in soil through non-specific and specific binding (*i.e.* phenols, carboxyl and other hydroxyl groups) (Dupuy and Douay, 2001; Fan et al., 2016; Wen et al., 2018). In this study, we found few specific links between organic or mineral functional groups with TMM content. The covariance analysis demonstrated that even if the chemical functions of both organic compounds and minerals explained the TMM content, a large part of the variance of TMM distribution between compost types involved other drivers (*i.e.* variance analysis still significant after removing the variance of chemical functions) (Annexe 4). In this study, Pb was highly correlated with chemical functions of composts (both organic and minerals) and the lower significance in the residual variance suggested a causal link. Concerning As, we only found a correlation with compost chemical functions and mineral matter but there was no difference between compost types which may indicate no specific contamination. However, the weak detection of As by the method resulted into a lower number of observations (n=22) resulting into weaker statistical tests.

3.1.5.3. Composting practices

Soil particles can be brought into the compost through a voluntary practice or via soil particles adhering to the components of green waste (*i.e.* uproots, splash effect on shoots or both such as removing of weeds). A transfer of soil particles was probably high in home composts (HC) and municipal composts (MC). A direct and vertical transfer from the underlying topsoil to biowaste inside the composting system is also probable. On the contrary, the composting processes used for MC and industrial compost (IC) involving static pile and turned windrow on compacted soil does not allow it. For HC, it is generally recommended to stir the new input of biowaste with the layer formed by the latest input about 20 cm inside the bin (Bureau and Junière, 2018). At the early stage of composting, topsoil stirring with

biowaste is probable and we cannot exclude the role of macrofauna potentially rising soil from the ground and incorporating it in compost (*i.e.* bioturbation).

The contribution of green waste to total feedstock is certainly very variable among home composts (HC). Some studies evidenced that green waste is generally more concentrated in Pb and Cu than food waste (Amlinger et al., 2004; Saveyn and Eder, 2014; Vandecasteele et al., 2016), thus acting as a source of TMM for compost. Beesley and Dickinson (2010) also obtained a rather high content of Pb (142 mg.kg⁻¹) in a HC derived exclusively from green waste whereas Vázquez et al. (2015) found lower Pb content in HC of mixed origin biowaste (90 mg.kg⁻¹). In this study, topsoil of allotment gardens in the vicinity of HC varied from 51 to 238 mg Pb.kg⁻¹ that exceeds the natural local geochemical background (50 mg Pb.kg⁻¹) and sometimes even the anthropogenic one (124 mg Pb.kg⁻¹) defined by Le Guern et al. (2017). This could confirm the contamination of composts by topsoil underlying the composting bins (Bechet et al., 2018; Jean-Soro et al., 2015) and thus highlights the importance of monitoring soil contamination levels in allotment gardens. It is supported by Pelfrêne et al. (2019) showing high contents of Cd and Pb in home composts from gardens on soil highly contaminated by a former lead smelter. A significant correlation was established by Pelfrêne et al. (2019) between the TMM contents in the home composts and the TMM contents in the garden soils.

The associative framework around the community composts (CC) has made it possible to homogenize composting practices between sites, particularly with regard to shredded green waste generally provided by the association and mixed with food waste in a fixed ratio. As a consequence, the contents of Cu, Pb and Zn measured in community composts (CC) were within the ranges reported for standardized industrial composts (IC) made of source-separated biowaste and/or green waste in European countries (Kupper et al., 2014; Saveyn and Eder, 2014): 21 - 335 mg Cu.kg⁻¹, 5 - 111 mg Pb.kg⁻¹ and 76 - 273 mg Zn.kg⁻¹. Moreover, the TMM contents were more homogeneous within CC than within home composts (HC). Despite the recommendations, quite elevated contents of TMM have been revealed in CC of this study and reported elsewhere (Vázquez and Soto, 2017). Precisely, for one of the CC, a high content of As (28 mg.kg⁻¹) was found fitting the findings by Vázquez and Soto (2017) reporting a maximum of 64 mg As.kg⁻¹ in CC with an average content of 14 mg As.kg⁻¹ (se = 2 mg.kg⁻¹).

3.1.5.4. Comparison to regulatory requirements

Comparisons have been made with thresholds that regulate the TMM contents and compost adequacy with its use in European and French farming. However, the limit of

quantification (LOQ) for As, Cd and Cu were often higher than the regulatory thresholds (Tableau 20) leading to limited reliability of the X-ray fluorescence technic in multiple TMM contaminated soils. In this study, the detection and quantification of As was altered by the abundance of Pb (Mewhirt et al., 2012; Weindorf et al., 2013). As an example, the maximum value for LOQ of As reached 42 mg.kg⁻¹, way above the regulation thresholds (Tableau 20). Cadmium was even more critical since LOQ comprised between 16 and 46 mg.kg⁻¹ were largely above the cut off any regulation requirement (Tableau 20). Thus, for sanitary purpose, all the studied composts could hence be classified only for Pb, Zn and Cu (Tableau 21).

Tableau 20. Portable X-ray fluorescence spectrometry limits of detection (LOD) and quantification (LOQ) compared to regulatory thresholds on As, Cd, Cu, Pb, Zn

| | LOD n=67 | LOQ n=67 | Regulatory thresholds | | |
|---------------------------|-------------|-------------|--------------------------------------|------------------------|---------------------------------|
| | | | Conventional farming ^a | Eco-label ^b | Organic farming ^c |
| As (mg.kg ⁻¹) | 2-14 | 7-42 | 18 | 10 | |
| Cd (mg.kg ⁻¹) | 6-15 | 18-46 | 3 | 1 | 0.7 |
| Cu (mg.kg ⁻¹) | 8-42 | 24-125 | 300 | 100 | 70 |
| Pb (mg.kg ⁻¹) | 3-13 | 9-40 | 180 | 100 | 45 |
| Zn (mg.kg ⁻¹) | 6-27 | 20-80 | 600 | 300 | 100 |

^a NF U44-051 - AFNOR, 2006; ^b 2006/799/EC; ^c 2092/91/EC

Overall, home composts (HC) and community composts (CC) met the requirements for use in conventional French farming (Tableau 21). Only one HC exceeded the threshold for Pb with a content of 186 mg.kg⁻¹. Our results showed that more than a half of HC complied also with the restrictions of the European Eco-label and even that CC generally met the stricter requirements of the organic farming. The organic farming excluded the use of HC only made from green waste whereas food waste added HC can sometimes comply with. The industrial composts (IC) used as a reference of quality and safety did not necessarily complied with organic farming but did for conventional farming. CC largely complied with the three regulatory thresholds but other TMM such as As and Cd, should be verified with other technics such as ICP-MS.

Tableau 21. Number of composts in compliance with regulatory thresholds of Cu, Pb, Zn

| Compost type | Total | Conventional farming Cu, Pb, Zn | Eco-label Pb, Zn | Organic farming Pb, Zn |
|--------------|-------|------------------------------------|---------------------|---------------------------|
| IC | 3 | 3 | 2 | 1 |
| MC | 3 | 3 | 3 | 2 |
| HC-GW | 4 | 3 | 2 | 0 |
| HC-GW+FW | 16 | 16 | 9 | 3 |
| CC | 41 | 41 | 40 | 37 |

IC: industrial compost; MC: municipal compost; HC-GW: home compost made of green waste; HC-GW+FW: home compost made of a mixture of green and food waste; CC: community compost

3.1.6. Conclusion

Self-produced composts are under radar of regulations and could threaten the health of citizens producing vegetables. We demonstrated in this study that self-produced composts can be highly enriched in TMM especially with Pb depending on the composting type (size, inputs and location). Home composts exclusively made with green waste were the most critical and did not pass stricter regulation thresholds whereas food waste addition decreased TMM content leading to comply with most of regulations. Topsoil particles suspected to be mostly brought by green waste, enriched composts in mineral matter and was a serious vector of TMM especially for home composts. Compost made in allotment gardens, frequently settled in former industrial areas associated to multiple contamination, should be seriously evaluated to comply with safety and health issues. Community compost seemed to be a very good option to locally produce high quality compost but agronomic effect and TMM accumulation in vegetables should be tested. Given the interests of self-production stakeholders in compost safety, participatory science-based studies could be conducted to provide more data.

Funding

This study is based on POTAGERS project (grant number 1972C0018), funded by ADEME (French Environment and Energy Management Agency). The first author received a PhD grant from ADEME and Gustave Eiffel University.

3.2. Propriétés de surface et innocuité des biochars

Différents types de biochars ont été caractérisés en amont des expérimentations dans l'objectif d'identifier le meilleur candidat pour augmenter la capacité du sol à retenir les éléments trace. Puisque les propriétés physicochimiques d'un biochar dépendent en grande partie de la matière première utilisée (Tripathi et al., 2016; Weber and Quicker, 2018), huit biochars issus de différentes matières premières ont été fournis par la société Florentaise (Saint-Mars-du-Désert, France) : balles de riz (B1), pailles de riz (B2), déchets verts (B3), écorces de pins (B4), copeaux de pins (B5), alimentation animale (B6), fientes de poules (B7) et cabosse de cacao (B8). Les conditions de pyrolyse sont connues pour les biochars B4 et B5 : respectivement, la température a été fixée à 460 et 420 °C, la pression exercée par tirage a été de -0,3 et -0,1 mbar et le temps de résidence a été de 5 et 10 minutes.

3.2.1. Méthodes d'analyse

3.2.1.1. Surface spécifique

La surface spécifique a été déterminée par adsorption de diazote (N₂) à la surface du biochar selon le modèle de Brunauer, Emmett et Teller (BET) au moyen de l'analyseur d'aire de surface et de porosité TriStar II 3020 (Micrometrics). Une prise d'essai de masse suffisante (0,1 et 2,8 g) a été prélevée sur un échantillon préalablement broyé et a été transférée dans un tube en verre pour atteindre une surface totale comprise entre 1 et 60 m². Après séchage (35 °C) et dégazage sous flux d'azote (50 cm³.min⁻¹), l'analyse est effectuée à une température de -195,8 °C. La pression varie pendant l'analyse entre 0,1 mmHg et une pression saturante de l'azote mesurée en continu (\approx 767 mmHg). La mesure a été validée par un matériau de référence possédant une surface spécifique de $30,6 \pm 0,75$ m².g⁻¹ (n° 004/16833/00, Carbon Black, Micrometrics).

3.2.1.2. Groupements fonctionnels

L'identification et la semi-quantification des groupements fonctionnels du biochar ont été obtenues par spectrométrie moyenne infrarouge à transformée de Fourier (FT-MIR) selon la méthode décrite précédemment dans le paragraphe 3.1.3.3.2. La correspondance entre les bandes d'absorbance et les groupements fonctionnels ou composés généralement présents dans du biochar est donnée dans le Tableau 22.

3.2.1.3. Teneur en éléments trace

Les teneurs en éléments trace ont été déterminées par attaque acide et dosage ICP-MS (As, Cd et Pb) et ICP-OES (Cr, Cu, Mn, Ni et Zn) sur un échantillon préalablement broyé aux mortier et pilon (méthode décrite chapitre 2 §2.2.2.5).

3.2.1.4. Teneur en hydrocarbures aromatiques polycycliques

La teneur en trois principaux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) *i.e.* fluoranthène, benzo(b)fluoranthène et benzo(a)pyrène a été déterminée par extraction liquide-solide avec ultrasonication et dosage par chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en tandem par le laboratoire d'analyses SADEF (COFRAC N°1-0751).

Tableau 22. Pics d'absorbance FT-MIR des biochars étudiés

| Nombre d'onde (cm ⁻¹) | Groupements fonctionnels ou composés | Référence |
|-----------------------------------|--|---|
| 3620 | C – H des aliphatiques | (Smidt et al., 2005) |
| 3411 et 3339 | O – H des phénols | (J. Lehmann et al., 2005) |
| 1595 | C = C des aromatiques | (Haberhauer et al., 1998) |
| 1257 | C – O et – OH des carboxyles | (J. Lehmann et al., 2005) |
| 1080 | C – O – C des polysaccharides Si – O – Si des silicates | (Grube et al., 2006) (Nguyen et al., 1991) |
| 1040 - 1030 | C – O des polysaccharides Si – O et Si – O – Si des silicates | (Cheng et al., 2006) (Smidt et al., 2005) |
| 875 | C – O des carbonates | (Nguyen et al., 1991) |
| 780 - 800 | Silicates | (Nguyen et al., 1991) |
| 700 - 720 | Carbonates et silicates | (Nguyen et al., 1991) |

3.2.2. Caractérisation et sélection des biochars

La surface spécifique des biochars est présentée Tableau 23. Pour le biochar B1, la faible densité n'a pas permis d'atteindre une masse suffisante à l'analyse. Pour le biochar B8, la faible cinétique d'adsorption n'a pas permis l'application du modèle BET. Le biochar B4 possède la surface spécifique la plus élevée. La surface spécifique du biochar B5 est intermédiaire entre B4 et les autres biochars analysés (B2, B3, B6, et B7).

Tableau 23. Surface spécifique (moyenne ± écart type) des biochars étudiés (m².g⁻¹)

| B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 | B7 | B8 |
|----|--------|--------|---------|---------|---------|--------|----|
| nd | 12 ± 2 | 10 ± 1 | 287 ± 3 | 131 ± 1 | 3 ± 0,5 | 14 ± 3 | nd |

nd : non disponible

Les spectres FT-MIR sont présentés sur la Figure 44. Les composés aromatiques (1595 cm⁻¹) et les phénols (3411 et 3339 cm⁻¹) sont relativement abondants et en particulier pour B8, B7, B5 et B3. Le pic d'absorbance des groupements carboxyles (1257 cm⁻¹) est probablement masqué par les pics aux environs de 1430, 1080, 1040 et 1030 cm⁻¹ et n'est visible que pour B8. Les groupes fonctionnels des minéraux silicatés (1080, 1040, 800-780 et 720-700 cm⁻¹) et carbonatés (1430, 875, 720-700 cm⁻¹) sont en effet relativement abondants pour B3, B4, B5 et B7 et peuvent se superposer aux pics d'absorbance des groupements carboxyles (1430 cm⁻¹) et des polysaccharides (1080 et 1040-1030 cm⁻¹). L'abondance relative des groupements fonctionnels oxygénés présentant un intérêt pour l'adsorption

d'éléments trace (*i.e.* phénols et carboxyles) (Guo et al., 2020; Uchimiya et al., 2011) semble être plus importante dans les composts B3, B7 et B8 comparés aux composts B2, B4, B5 et B6.

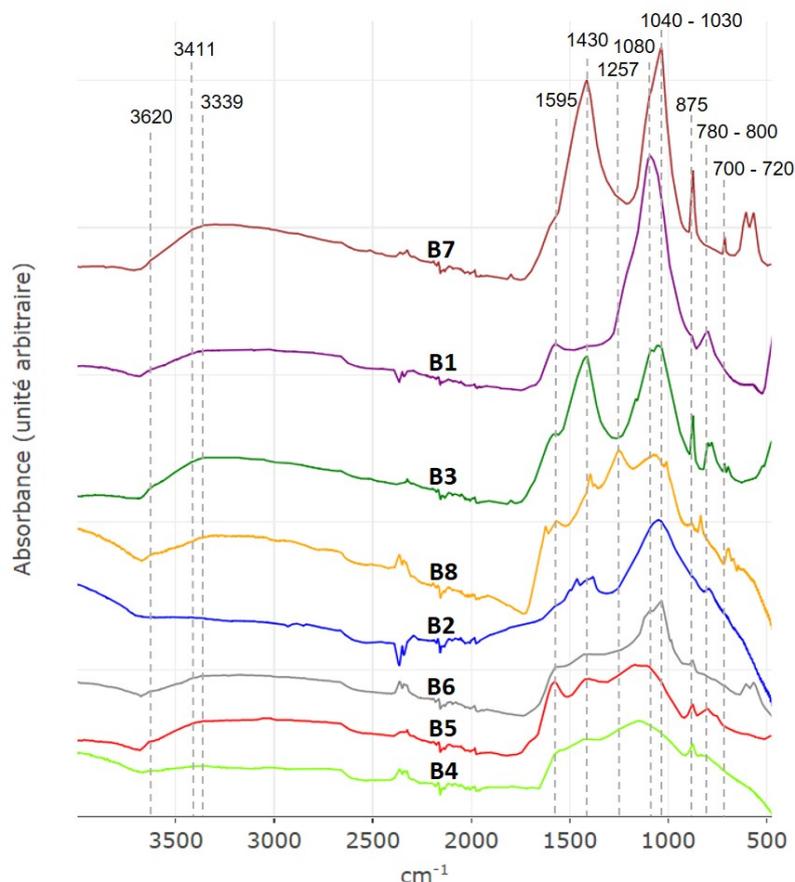


Figure 44. Spectres FT-MIR des biochars étudiés

Aucun des huit biochars étudiés ne présente la plus grande surface spécifique et l'abondance relative la plus élevée en groupements fonctionnels d'intérêt (phénoliques et carboxyliques) (Uchimiya et al., 2011). Cependant, la surface spécifique du biochar jouerait le rôle prépondérant dans la sorption des éléments trace (J. Lehmann et al., 2011; Xie et al., 2015). Malgré une abondance relativement faible en groupements fonctionnels phénoliques et carboxyliques, le biochar B4 présenterait par conséquent le meilleur potentiel de sorption en raison de sa surface spécifique de $287 \pm 3 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ (Figure 45).

De plus, les teneurs en As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn du biochar B4 sont inférieures aux seuils réglementaires pour l'usage en agriculture conventionnelle en France (NF U44-051, AFNOR, 2006) et pour l'Eco Label Européen (CE, 2006a) (Tableau 24). Seule la teneur en Ni dépasse le seuil le plus exigeant fixé pour l'usage en agriculture biologique (CEE, 1991). Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) réglementés par la norme NF U44-051 (fluoranthène, benzo(b)fluoranthène et benzo(a)pyrène) n'ont pas été détectés par la méthode de mesure dont la limite de détection est de $0,05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Par conséquent, les teneurs en HAP

sont très inférieurs aux seuils respectifs de 2,5 mg.kg⁻¹, 1,5 mg.kg⁻¹ et 4 mg.kg⁻¹ (NF U44-051, AFNOR, 2006).

| B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 | B7 | B8 |
|--|----------------|---------------|----------------|-----------------|----------------------|-------------------|------------------|
| Balles de riz | Pailles de riz | Déchets verts | Ecorce de pins | Copeaux de pins | Alimentation animale | Fientes de poules | Cabosse de cacao |
| Surface spécifique (N₂-BET) ■ > 250 m ² .g ⁻¹ ■ 100 - 250 m ² .g ⁻¹ ■ < 100 m ² .g ⁻¹ ■ Non disponible | | | | | | | |
| B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 | B7 | B8 |
| Balles de riz | Pailles de riz | Déchets verts | Ecorce de pins | Copeaux de pins | Alimentation animale | Fientes de poules | Cabosse de cacao |
| Abondance relative des groupes fonctionnels phénoliques et carboxyliques (FT-MIR) ■ Importante ■ Faible | | | | | | | |
| B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 | B7 | B8 |
| Balles de riz | Pailles de riz | Déchets verts | Ecorce de pins | Copeaux de pins | Alimentation animale | Fientes de poules | Cabosse de cacao |

Figure 45. Sélection du biochar (B4) pour mener les expérimentations décrites dans les chapitres 4 et 5

Tableau 24. Teneurs en éléments trace dans le biochar sélectionné (B4) et seuils réglementaires dans les amendements organiques (mg.kg⁻¹)

| | As | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn |
|---------------------------|-----|--------------------|-----|-----|----|-----|-----|
| B4 | 0,3 | 1.10 ⁻² | 38 | 8 | 48 | 1,2 | 24 |
| NF U44-051 ^[1] | 18 | 3 | 120 | 300 | 60 | 180 | 600 |
| Eco Label ^[2] | 10 | 1 | 100 | 100 | 50 | 100 | 300 |
| AB ^[3] | - | 0,7 | 70 | 70 | 25 | 45 | 200 |

^[1] AFNOR, 2006 ; ^[2] CE, 2006a ; ^[3] CEE, 1991

3.3. Synthèse du chapitre

La caractérisation des composts autoproduits dans les jardins familiaux a montré leur hétérogénéité en termes de qualité biochimique et de teneurs en éléments trace. À l'issue de cette caractérisation, une typologie a été établie et a permis de sélectionner deux composts sur des critères de (1) qualité, (2) représentativité des pratiques d'amendements et (3) quantité disponible chez les jardiniers. Les composts domestiques (CD1, CD2) ont donc été sélectionnés sur la base de leurs propriétés contrastées. Ils sont tous deux issus d'un mélange de déchets verts et de déchets de cuisine, cette pratique de compostage étant la plus courante dans les jardins familiaux. Les autres composts utilisés dans les jardins familiaux (composts collectifs de pied d'immeubles, de quartiers ou de restaurants) se distinguent des composts domestiques notamment par leur abondance en matière organique et leur faible teneur en éléments trace. Un compost collectif (CC) a été sélectionné car il est mis à disposition des jardiniers, gratuitement, dans plusieurs points de distribution dans la ville de Nantes (France).

Les composts municipaux étudiés sont issus du même type de matières premières que les composts industriels avec des volumes comparables mais comme ils ne sont pas soumis à la même réglementation, ils présentent une qualité biochimique différente et des teneurs plus élevées en éléments trace. Par conséquent, un compost municipal (CM) et un compost industriel (CI) ont été sélectionnés. Un biochar (B) a été choisi sur la base de sa surface spécifique relativement élevée et de son innocuité au regard de ses teneurs en éléments trace et en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). La Figure 46 présente les caractéristiques des intrants organiques sélectionnés à l'issue de ce travail de caractérisation.

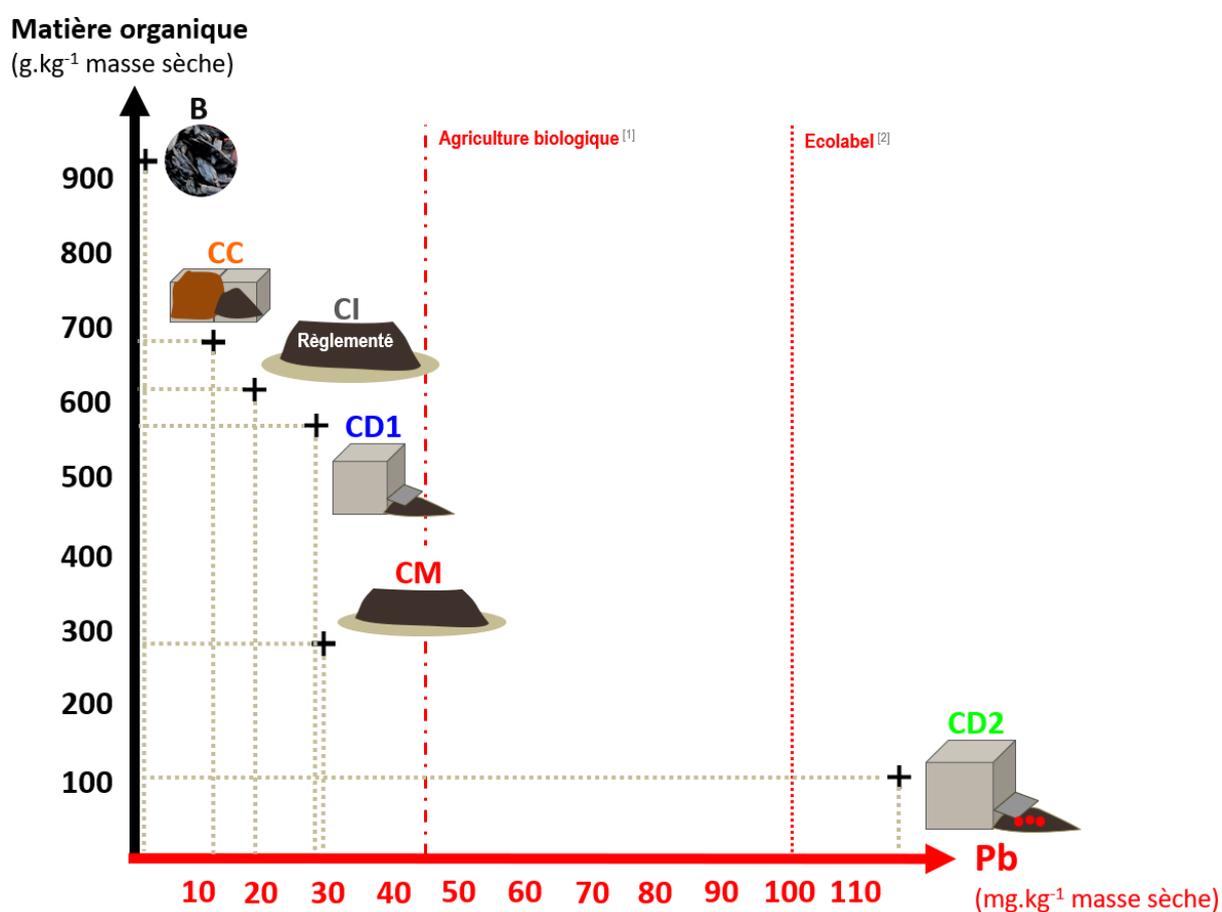


Figure 46. Schéma de synthèse à l'issue de la caractérisation des intrants organiques présentée dans le chapitre 3 (B : biochar B4 ; CC : compost collectif ; CI : compost industriel ; CD1 : compost domestique 1 ; CM : compost municipal ; CD2 : compost domestique 2 ; ^[1] CEE, 1991 ; ^[2] CE, 2006a)

Chapitre 4.

Mobilité des éléments trace dans le mélange sol-compost/biochar et transfert dans la plante en conditions semi-contrôlées

Ce chapitre vise à répondre aux questions suivantes :

- (1) Dans des sols de jardins familiaux concernés par une anomalie modérée par rapport au fond géochimique naturel local, l'apport de composts autoproduits peut-il réduire le transfert de Pb dans la plante cultivée, sans augmenter par ailleurs le transfert d'autres éléments trace ?
- (2) Les effets d'un apport de compost autoproduit dépendent-ils de la dose d'application ?
- (3) L'ancienneté du jardin pourrait-elle limiter l'effet d'un nouvel apport de compost au sol ?
- (4) Le biochar est-il plus efficace qu'un compost autoproduit pour limiter le transfert des éléments trace dans la plante cultivée ?

Pour tenter de répondre à ces questions, deux expérimentations en pots ont été réalisées dans une serre à 12 mois d'intervalle pour se placer dans des conditions d'ensoleillement similaires :

- La première expérimentation a été mise en œuvre pour étudier les effets du type de compost et de la dose d'application sur la mobilité des éléments trace dans deux sols contaminés en Pb (un ancien et un futur jardin familial), ainsi que sur le transfert des éléments trace dans la plante. La laitue a été choisie en tant que légume feuille à croissance rapide, typiquement cultivé dans les jardins et faisant partie des légumes susceptibles d'accumuler le plus certains éléments trace comme Pb.
- La seconde expérimentation a eu pour objectif de tester l'effet d'un biochar, appliqué à différentes doses, pour tenter de réduire les transferts vers la plante.

4.1. Matériels et méthodes

4.1.1. Matériels

Les deux sites dont sont issus les sols étudiés se situent dans la ville de Nantes. L'horizon de surface des sols des deux sites est concerné par des anomalies en Pb d'origine anthropique et de niveau modéré par rapport aux fonds géochimiques naturels locaux (Le Guern et al., 2017). Dans chacun des sites, un échantillon composite de sol a été prélevé, tamisé, séché et homogénéisé comme décrit dans le chapitre 2 (§2.2.1) selon Beesley et al. (2010); Karami et al. (2011) et Schnackenberg et al. (2022). Le sol F est issu d'un jardin familial et possède une teneur en Pb de 124 mg.kg⁻¹. Le sol M est issu d'un ancien site militaire à l'emplacement de futurs jardins familiaux possède une teneur en Pb de 208 mg.kg⁻¹. Une présentation plus détaillée des propriétés physico-chimiques des sols est disponible dans le chapitre 2 (§2.2.3).

Quatre composts autoproduits ont été sélectionnés dans le chapitre 3 pour leurs propriétés physico-chimiques contrastées, en particulier en termes de teneurs en éléments trace et en matière organique. Un compost municipal (CM), un compost collectif (CC) et deux composts domestiques (CD1 et CD2) ont été sélectionnés en tant que composts autoproduits dont la qualité n'est pas surveillée. Le CM est issu de déchets verts collectés au niveau des trames vertes, des installations sportives, des parcs et des jardins de la commune. Les déchets verts de l'année sont accumulés en un tas non manipulé qui, au terme de l'année, subira un broyage au moyen d'un broyeur à marteaux équipé d'une grille de 280 mm de maille. Aucune manipulation n'est effectuée avant le criblage du compost à 20 mm qui a eu lieu un an plus tard au moyen d'un crible à trommel. Un compost industriel (CI) a été retenu en tant que compost conventionnel de référence (Agriopale, Cucq, France). Le CI est issu de déchets verts des collectivités principalement (80 %) ainsi que des paysagistes (20 %). Après un tri manuel, les déchets verts sont broyés, disposés en andains pour un compostage d'une durée de 6 à 8 mois ponctuée de 4 à 5 retournements. Le compost ainsi produit est finalement criblé à 30 mm pour un usage agricole ou à 10 mm pour les paysagistes. Le crible utilisé est équipé d'un système de tri des plastiques et d'un aimant à métaux. Tous les composts ont été prélevés comme décrit dans le chapitre 3 (§3.1.3.2) puis séchés à 25 °C pendant 15 jours pour leur conservation jusqu'à la mise en place du dispositif expérimental.

Un biochar (B) a été sélectionné dans le chapitre 3 pour son innocuité et sa surface spécifique relativement élevée ($287 \pm 3 \text{ m}^2.\text{g}^{-1}$); il est issu d'écorces de pins maritimes (Archimbaud, Secondigné-sur-Belle, France) pyrolysées en pilote industriel Pyro-6G à 460 °C pendant 5 minutes sous un tirage de -0,3 mbar (Florentaise, Saint-Mars-du-Désert, France). Le biochar a été réceptionné avec une humidité de 15 % en masse.

La nature des éléments grossiers et le tamisage des différents matériaux sont résumés dans le Tableau 25. Les composts CM, CD1 et CD2 n'ont pas été tamisés pour représenter l'usage qu'il en serait fait par les jardiniers. Le compost CC a été tamisé à 5 mm tel qu'il est distribué en raison de sa proportion relativement élevée en résidus de bois qui composaient initialement 52 % des matières premières. Au cours des procédés industriels, le compost CI a été tamisé et le biochar a été broyé.

Tableau 25. Éléments grossiers identifiables à l'œil nu dans les matériaux et tamisage

| | | Naturels | Impuretés | Tamisage (mm) |
|----------------|-----|--------------------------------|----------------------|---------------|
| Sol | F | Cailloux | Scories/métaux/verre | 10 |
| | M | Cailloux | Balles | 10 |
| Compost | CI | Bois | Absence | 15 |
| | CM | Bois | Absence | Aucun |
| | CD1 | Bois/noyaux/coquilles | Absence | Aucun |
| | CD2 | Cailloux/bois/noyaux/coquilles | Plastiques | Aucun |
| | CC | Bois/noyaux/coquilles | Plastiques | 5 |
| Biochar | B | Absence | Absence | Aucun |

Les propriétés physico-chimiques principales sont présentées Tableau 26. Une description des méthodes d'analyses est disponible (Annexe 5). La masse volumique et la capacité de rétention en eau au ressuyage ont été utilisées pour la mise en œuvre du dispositif expérimental et sont également disponibles (Annexe 6 et Annexe 7).

Tableau 26. Propriétés physico-chimiques des composts : industriel (CI), municipal (CM), domestique 1 (CD1), domestique 2 (CD2), collectif (CC) et du biochar (B)

| | CI | CM | CD1 | CD2 | CC | B |
|---|-------|-------|-------|-------|-------|--------|
| pH | 7,96 | 7,58 | 7,10 | 7,37 | 7,25 | 9,62 |
| Conductivité (mS.cm ⁻¹) | 5,420 | 0,479 | 1,536 | 1,290 | 1,619 | 1,079 |
| Matière organique (g.kg ⁻¹) | 617,6 | 272,9 | 566,6 | 104,8 | 692,7 | 921,7 |
| Éléments majeurs (g.kg ⁻¹) | | | | | | |
| Ca | 39,9 | 16,6 | 64,6 | 26,9 | 28,0 | 9,1 |
| Fe | 8,4 | 12,6 | 4,7 | 11,1 | 4,8 | 1,1 |
| K | 13,6 | 14,38 | 12,5 | 19,0 | 13,5 | 5,3 |
| Mg | 3,10 | 3,50 | 3,41 | 1,91 | 3,28 | 1,66 |
| Mn | 0,34 | 0,37 | 0,20 | 0,18 | 0,24 | 0,20 |
| Na | 3,29 | 11,75 | 2,75 | 5,10 | 3,68 | 0,77 |
| P | 2,60 | 1,50 | 3,79 | 1,70 | 2,38 | 0,72 |
| Ti | 0,36 | 1,17 | 0,44 | 0,85 | 0,42 | 0,05 |
| Éléments trace (mg.kg ⁻¹) | | | | | | |
| As | 2,2 | 16,6 | 5,0 | 14,4 | 5,3 | 0,3 |
| Cd | 0,32 | 0,37 | 0,23 | 0,24 | 0,38 | < 0,04 |
| Cu | 30,4 | 34,8 | 31,2 | 37,0 | 19,1 | 9,6 |
| Pb | 18 | 27 | 26 | 117 | 12 | 2 |
| Zn | 146 | 101 | 124 | 122 | 79 | 27 |

4.1.2. Design expérimental

Les modalités de mélange des intrants organiques (CI, CM, CD1, CD2, CC et B) avec les deux sols (F et M) sont résumées dans le Tableau 27. Chaque modalité a été répétée 6 fois. Comme d'autres études l'avait déjà souligné avant l'enquête menée dans le cadre de cette thèse, il est difficile de quantifier les apports de composts qui sont pratiqués par les jardiniers amateurs (ADEME et al., 2020; Joimel et al., 2016). Toutefois, les doses d'amendements organiques ont souvent été jugées excessives par rapport aux besoins des plantes potagères (Joimel et al., 2016; Schwartz, 2013a). Il est recommandé d'apporter du compost à une dose allant de 1 à 3 kg.m⁻².an⁻¹ pour des plantes moyennement exigeantes ou bien de 3 à 5 kg.m⁻².an⁻¹ pour des plantes exigeantes (ADEME, 2018). Les recommandations figurant sur l'emballage de composts commercialisés en jardinerie pour l'amendement de base du potager varient entre 1 kg.m⁻² (Compo® BIO Garden Compost) et 30 kg.m⁻² (Nature's Care® Really Good Compost™). Pour l'apport des composts, deux doses relativement élevées de 10 kg.m⁻² et 20 kg.m⁻² en masse sèche ont été choisies pour représenter les pratiques des jardiniers amateurs qui pourraient conduire au contraire à augmenter le transfert dans les cultures potagères (Beesley and Dickinson, 2010; Medyńska-Juraszek et al., 2020). Pour l'apport du biochar, les doses de 1, 3 et 10 kg.m⁻² ont été choisies en raison de leur efficacité pour limiter le transfert des éléments trace du sol vers la plante (Rees, 2014). La masse d'intrant organique par unité de masse de sol (*c*) a été calculée selon l'équation suivante :

$$c = [t \times (1 + H_{intrans})] / [MV \times e \times (1 + H_{sol})] \quad (3)$$

avec *t*, la masse d'intrant organique par unité de surface de sol (kg.m⁻²) ; *H*, l'humidité massique à 105 °C des intrants et du sol ; *MV*, la masse volumique du sol (kg.m⁻³) et *e* l'épaisseur de sol amendé correspondant à la couche 0 – 0,20 m prélevée pour réaliser les expérimentations (Murray et al., 2011; Schnackenberg et al., 2022).

Tableau 27. Modalités de mélange des intrants organiques avec les sols

| Expérimentation | Sol | Type d'intrant organique | Dose (kg.m ⁻²) |
|-----------------|------|----------------------------|----------------------------|
| 1 | F, M | Compost industriel (CI) | 10, 20 |
| | | Compost municipal (CM) | 10, 20 |
| | | Compost domestique 1 (CD1) | 10, 20 |
| | | Compost domestique 2 (CD2) | 10, 20 |
| | | Compost collectif (CC) | 10, 20 |
| 2 | F | Biochar (B) | 1, 3, 10 |

Les masses appropriées de sol et d'intrant organique ont été humidifiées et mélangées manuellement pour remplir, l'un après l'autre, des pots d'un volume de 845 cm³,

préalablement tapissés de papier filtre. Les impuretés résiduelles visibles à l'œil nu ont été triées à la main lors de cette étape. Une humidité égale à 70 % de la capacité de rétention en eau au ressuyage (CRE) a été ajustée par remontée capillaire avec le volume d'eau approprié. La CRE de certaines modalités est présentée en Annexe 7. Cette humidité a été maintenue par arrosage au goutte à goutte pendant toute la durée des expérimentations. La qualité de l'eau du robinet utilisée a été suivie au cours des expérimentations (Annexe 8). Les pots ont été disposés selon un dispositif en randomisation totale sur une tablette bordée par une rangée de pots non analysés. Une soucoupe a été placée sous chaque pot pour récupérer les eaux de percolation.

La durée d'incubation a été fixée à 28 jours pour atteindre une stabilisation de la mobilité des éléments trace dans le sol (Karami et al., 2011). Après une période d'incubation en serre de 28 jours (20 ± 3 °C), un plant de laitue (*Lactuca sativa var. capitata*, variété « Merveille des 4 saisons ») en motte de terreau compressé (38 cm^3) a été repiqué au stade de trois feuilles vraies dans chaque pot pour 35 jours de culture (20 ± 3 °C de jour et 11°C de nuit) (Figure 47). Dans l'expérimentation 2, le repiquage de la laitue a été effectué non pas à 28 mais 35 jours d'incubation en raison d'un retard de levée des semis.

Un micropréleveur rhizon MOM (Eijkelkamp Agri-search Equipment, Pays-Bas) a été inséré verticalement dans trois pots (expérimentation 1) ou cinq pots (expérimentation 2) par modalité pour collecter la solution du sol de manière répétée au cours des expérimentations (Figure 47). Les prélèvements ont été impossibles à réaliser au 35^{ème} jour (inaccessibilité temporaire de la serre) et au 63^{ème} jour (démontage précipité en raison des restrictions sanitaires liées à la pandémie de Covid-19).

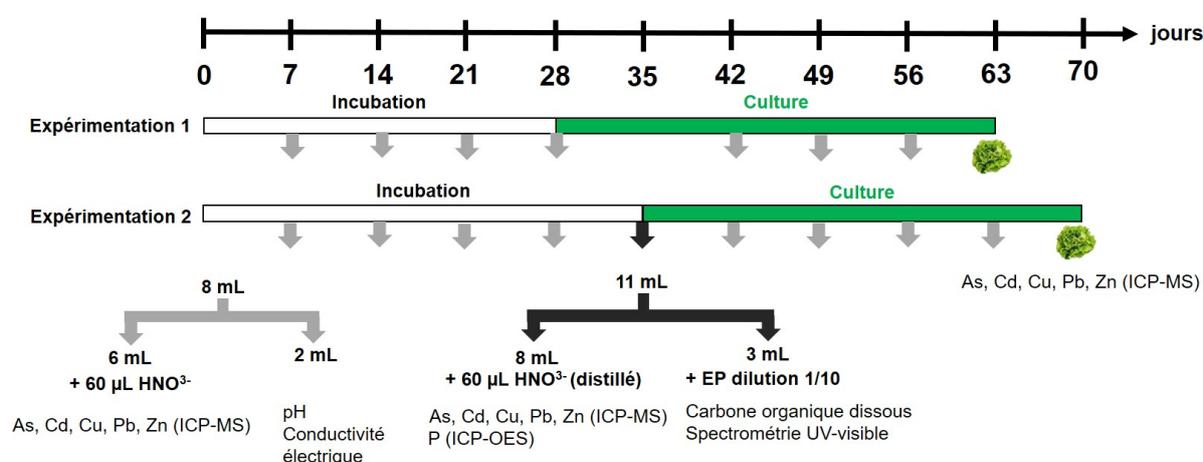


Figure 47. Calendrier des prélèvements répétés de la solution du sol et récolte de la laitue

4.1.3. Prélèvement et analyse de la solution du sol

La concentration des éléments trace dans la solution du sol a été utilisée pour évaluer leur mobilité dans le sol. Pour cela, la solution du sol, correspondant à la fraction $< 0,15 \mu\text{m}$ (diamètre de pore du micropréleveur), a été récoltée en appliquant une dépression de 10 mL via une seringue connectée à un micropréleveur rhizon jusqu'à obtenir le volume nécessaire aux analyses (Figure 47). La seringue a été recouverte de papier aluminium pour limiter les effets du rayonnement solaire et des variations de température sur la solution du sol pendant la durée de collecte (Figure 48c).

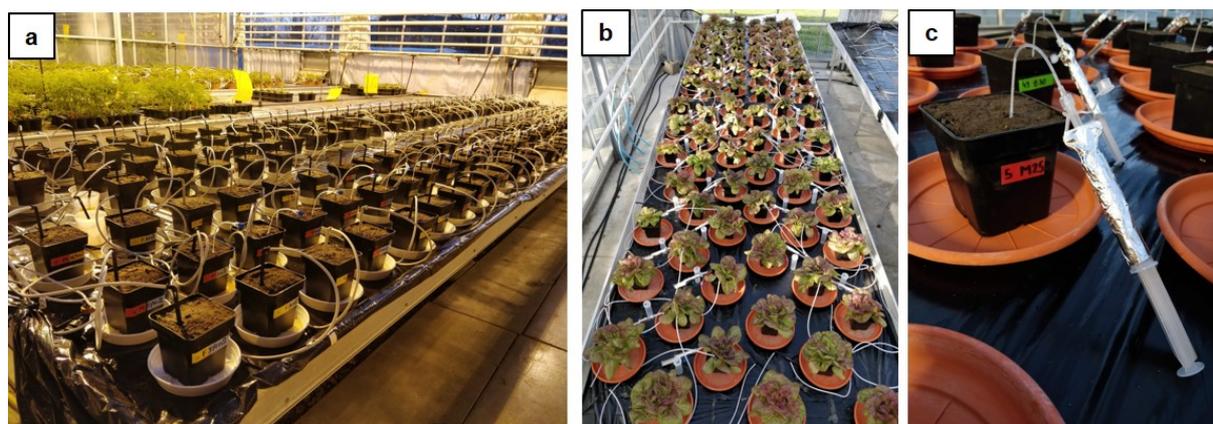


Figure 48. Dispositifs expérimentaux pendant l'incubation (a, expérimentation 1) et la culture de la laitue (b, expérimentation 2) et prélèvement de la solution du sol (c)

Les concentrations en éléments ont été déterminés après acidification à 1 % avec de l'acide nitrique distillé ($> 65 \%$), conservé à $3,5 \pm 1,5 \text{ } ^\circ\text{C}$ et analysé dans un délai inférieur à 17 jours par spectrométrie de masse avec plasma induit par haute fréquence (ICP-MS, NF EN ISO 17294) avec le spectromètre *Agilent 8900 Triple Quadrupole* (As, Cd, Cu, Pb, Zn) et par spectrométrie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES, NF EN ISO 11885) avec le spectromètre *Varian ICP 720 ES* (P). Le pH et la conductivité électrique ont été déterminés immédiatement à l'aide du pH-mètre (Jenway 3510) et du conductimètre (CDM210 radiometer). La concentration en carbone organique dissous et les absorbances à 250, 254, 365, 465 et 665 nm ont été déterminées sur un sous-échantillon préalablement dilué par un facteur 10 (absorbance maximale de 0,1), conservé à $3,5 \pm 1,5 \text{ } ^\circ\text{C}$ et analysé dans un délai inférieur à 3 jours à l'aide de l'analyseur *OI Analytical 1010* (NF EN 1484) et du spectromètre *Varian Cary 300 Scan UV-Visible*, respectivement.

4.1.4. Analyses du végétal

La partie aérienne de la laitue a été récoltée après 35 jours de culture. Les parties aériennes et souterraines ont été séparées en coupant chaque plante à son collet. La partie

aérienne a été débarrassée à la brosse fine d'éventuelles impuretés visibles à l'œil nu. La partie souterraine de la laitue n'a pu être récoltée qu'à la fin de l'expérimentation 2 en raison du démontage précipité de l'expérimentation 1 en raison des restrictions sanitaires liées à la pandémie de Covid-19. Les résultats obtenus pour la partie souterraine de la laitue dans l'expérimentation 2 ne sont pas présentés ici. La partie aérienne a été pesée fraîche et sèche après séchage à 40 °C (expérimentation 1) ou lyophilisation (expérimentation 2) jusqu'à masse constante avant d'être broyées au mortier pilon. Une prise d'essai de $0,50 \pm 0,01$ g a été mise en solution par attaque acide dans 2 mL de peroxyde d'hydrogène (30 %) et 4 mL d'acide nitrique distillé (> 65 %) à 180 °C pendant 40 minutes dans un four à microonde (MARS 5, CEM). La solution a été filtrée à $0,45 \mu\text{m}$ (GD/XP 25 mm, Whatman). Le volume a été ajusté à 25 mL par de l'eau ultrapure. Les teneurs en As, Cd, Cu, Pb et Zn ont été déterminées par ICP-MS (NF EN ISO 17294) avec le spectromètre Agilent 8900 Triple Quadrupole. La méthode a été validée par un échantillon certifié composé d'un mélange d'herbes (INCT-MPH-2 Mixed Polish Herbs).

4.1.5. Traitements numériques et statistiques

L'absorbance spécifique à 254 nm (SUVA) et des ratios d'absorbance ($E2/E3$, $E2/E4$, $E4/E6$) ont été calculés selon les équations suivantes pour étudier le lien possible entre la mobilité des éléments trace et la qualité de la matière organique dissoute (Li et Hur, 2017).

$$SUVA = A_{254}/COD \quad (4)$$

$$E2/E3 = A_{250}/A_{365} \quad (5)$$

$$E2/E4 = A_{250}/A_{465} \quad (6)$$

$$E4/E6 = A_{465}/A_{665} \quad (7)$$

avec COD, la concentration en carbone organique dissous (mg.L^{-1}), A_{250} , A_{254} , A_{365} , A_{465} , A_{665} , les absorbances mesurées à 250, 254, 365, 465 et 665 nm par spectrométrie UV-visible.

La quantité totale d'un élément trace dans la partie aérienne ou dans la partie souterraine (ET) a été calculée pour chaque plante selon l'équation suivante :

$$ET = [ET] \times B \quad (8)$$

avec $[ET]$, la teneur d'un élément trace (mg.kg^{-1} MS) dans la partie aérienne ou dans la partie souterraine d'une plante et B , la biomasse de la partie correspondante d'une plante (kg MS).

Les effets des facteurs (type de sol, type et dose d'intrant organique) sur les paramètres physico-chimiques de la solution du sol ont été testés par des analyses de variance (ANOVA) à trois facteurs sur mesures répétées. L'ANOVA à trois facteurs sans répétition de mesures a été utilisée pour tester l'effet des facteurs sur les teneurs en éléments trace dans la laitue. Des comparaisons multiples par paires ont été réalisées par un test de Tukey entre les

niveaux de facteurs ayant des effets significatifs (Lee et Lee, 2018). Les effets des modalités d'amendements sur les teneurs et les quantités totales des éléments trace dans la laitue ont été testés par comparaison au sol non amendé par le test de Dunnett (Lee et Lee, 2018). Les liens entre les paramètres physico-chimiques de la solution du sol pendant l'incubation ont été étudiés par analyse en composantes principales (ACP). La corrélation linéaire entre deux variables continues spécifiques a été appliquée avec les méthodes de Pearson ou de Spearman en cas de distribution ne suivant pas la loi normale. Pour appliquer l'ANOVA et le test de Dunnett, les données ont pu subir une transformation logarithmique pour suivre une loi de distribution normale. L'ensemble des traitements statistiques ont été réalisés avec les logiciels R (4.1.2) et RStudio (1.3.1093).

4.2. Résultats

Dans cette partie, les résultats concernant la mobilité des éléments trace sont présentés en deux sous-parties, l'une étant dédiée à la période d'incubation (première phase expérimentale en l'absence de plante) et l'autre étant dédiée à la période de culture (deuxième phase expérimentale avec la plante).

4.2.1. Mobilité des éléments trace après l'apport de compost

Période d'incubation

Les analyses de variance (ANOVA) à trois facteurs sur mesures répétées des concentrations en As, Cd, Cu, Pb et Zn dans la solution du sol pendant l'incubation sont présentées Tableau 28. Les résultats montrent que le type de sol, le type de compost et la dose ont des effets sur la concentration de tous les éléments trace et généralement ces effets dépendent les uns des autres comme l'indiquent les interactions entre deux voire trois facteurs.

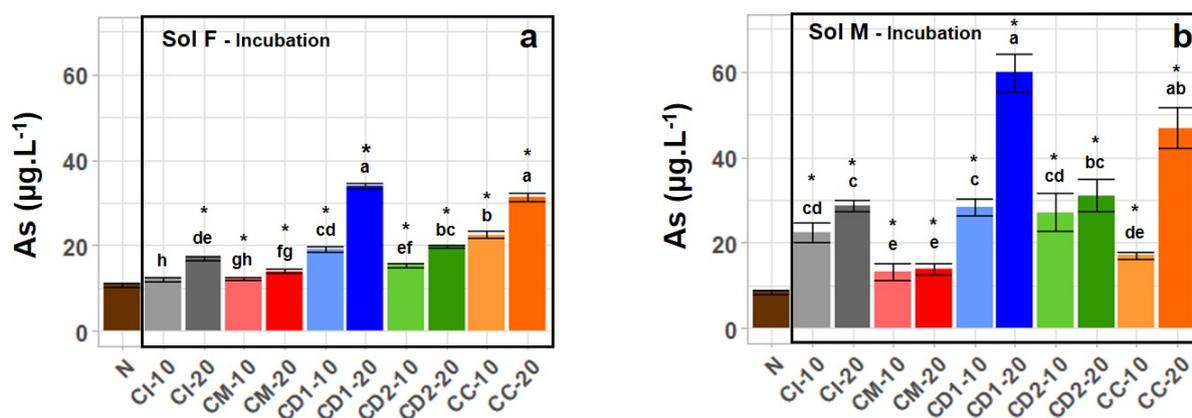
La concentration en As dans la solution du sol pendant l'incubation a été affectée par l'interaction entre le type de compost et la dose (Tableau 28). L'effet du type de compost et l'effet de la dose ont chacun été dépendants du type de sol sans qu'il n'y ait eu d'interaction des trois facteurs à la fois. L'interprétation des effets (Figure 49) n'a été faite qu'au regard des interactions entre deux facteurs indépendamment du temps (Tableau 28). Pour le sol F, la dose de 10 ou 20 kg.m⁻² de tous les composts a significativement augmenté la concentration en As comparé au sol non amendé (N), à l'exception de la dose de 10 kg.m⁻² de compost industriel (CI-10) (Figure 49a). Pour le sol M, la dose de 10 ou 20 kg.m⁻² de tous les composts sans exception ont augmenté de manière significative la concentration en As comparé au sol non amendé (N) ; en particulier la dose de 20 kg.m⁻² du compost domestique 1 (CD1-20) et du compost collectif (CC-20) (Figure 49b). Dans les deux sols, la dose de 20 kg.m⁻² a

généralement conduit à une augmentation de la concentration en As plus élevée que la dose de 10 kg.m⁻², en particulier pour CD1 et CC.

Tableau 28. Effets du type de sol, du type de compost, de la dose et du temps (T) sur les concentrations en As, Cd, Cu, Pb et Zn dans la solution du sol pendant l'incubation

| | d.l. | Valeurs de F | | | | |
|----------------------------------|------|--------------|-------|--------|---------|-------|
| | | As | Cd | Cu | Pb | Zn |
| Facteurs inter | | | | | | |
| Sol | 1 | 45*** | ns | 159*** | 1924*** | 9** |
| Compost | 4 | 40*** | 28*** | 50*** | 417*** | 4** |
| Dose compost | 1 | 65*** | ns | 62*** | 284*** | 13** |
| Sol * compost | 4 | 6** | 44*** | 5** | 438*** | ns |
| Sol * dose compost | 1 | 5* | 40*** | ns | 357*** | ns |
| Compost * dose compost | 4 | 10*** | 35*** | 10*** | 596*** | 3* |
| Sol * compost * dose compost | 4 | ns | 20*** | ns | 569*** | 3* |
| Facteurs intra | | | | | | |
| T | 3 | 5** | 12*** | 272*** | 7*** | 78*** |
| T * sol | 3 | 11*** | 5** | 75*** | 7*** | 7*** |
| T * compost | 12 | 3** | 4*** | 50*** | 4*** | 3** |
| T * dose compost | 3 | ns | ns | 15*** | ns | 7*** |
| T * sol * compost | 12 | ns | 2* | 7*** | 4*** | ns |
| T * sol * dose compost | 3 | ns | 4** | ns | ns | ns |
| T * compost * dose compost | 12 | ns | 2* | 8*** | 4*** | ns |
| T * sol * compost * dose compost | 12 | ns | ns | 7*** | 4*** | ns |

Valeurs de F (test de Fisher) et probabilités associées, ns : non significatif ; *p<0,05 ; **p<0,01 ; ***p<0,001 ; d.l. : degrés de liberté



La concentration en Cd dans la solution du sol pendant l'incubation a été affectée par l'interaction des trois facteurs à la fois (Tableau 28) de telle sorte que la dose d'un compost donné peut avoir eu des effets différents d'un sol à l'autre (Figure 50). De manière générale, aucun des apports de compost n'a permis de réduire la concentration en Cd dans la solution des sols et certains composts ont, au contraire, pu en augmenter la concentration avec des effets variables selon la dose et le sol. Pour les deux sols, le compost industriel (CI-10, CI-20) et la dose de 20 kg.m⁻² du compost collectif (CC-20) ont significativement augmenté la concentration en Cd par rapport au sol non amendé (N). La dose de 20 kg.m⁻² de CI et CC a eu généralement un effet plus important. Dans le sol F seulement, les doses de 20 kg.m⁻² du compost municipal (CM-20) et du compost domestique 1 (CD1-20) ont significativement augmenté la concentration en Cd dans la solution du sol par rapport au sol non amendé (N) (Figure 50a). Dans le sol M, un effet de la dose incohérent a été observé avec le compost domestique 2 (CD2) (Figure 50b). L'apport de la dose de 10 kg.m⁻² a augmenté fortement la concentration en Cd dans la solution du sol pour chacune des trois répétitions suggérant soit une erreur méthodologique lors de la conception des pots soit l'effet d'un facteur non contrôlé.

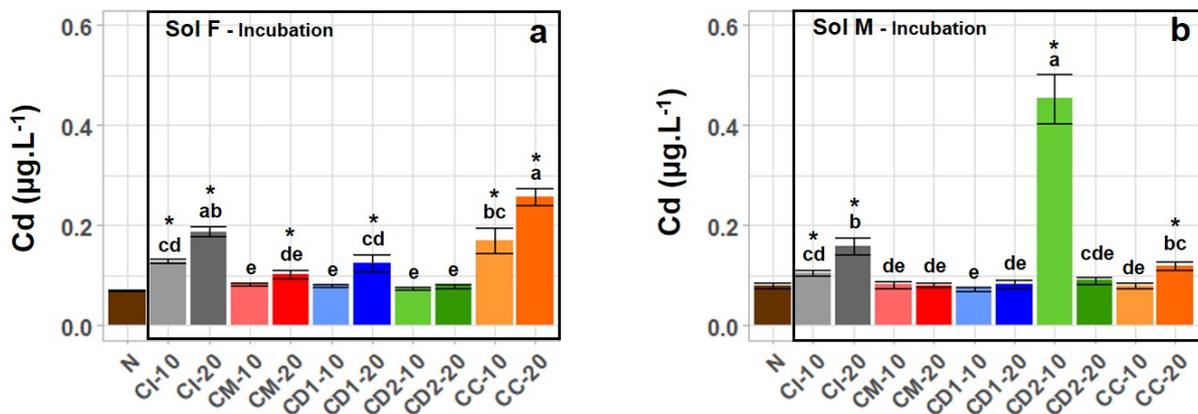


Figure 50. Concentration en Cd dans la solution des sols F (a) et M (b) pendant l'incubation sans apport de compost (N), avec le compost industriel (CI), le compost municipal (CM), le compost domestique 1 (CD1), le compost domestique 2 (CD2) ou le compost collectif (CC) à une dose de 10 kg.m⁻² (-10) ou de 20 kg.m⁻² (-20). Lettres : différence significative entre amendements (test de Tukey, p < 0,05). *Différence significative avec le sol contrôle N (test de Dunnnett, p < 0,05)

La concentration en Pb a été affectée par l'interaction simultanée des trois facteurs étudiés (type de sol, type de compost et dose) et du facteur intra (temps) lié à la répétition des mesures (Tableau 28) suggérant que l'effet d'une dose de compost sur un sol donné peut varier en fonction du temps (Figure 51). Sur la Figure 51, l'échelle de l'axe des ordonnées est différente entre les deux sols du fait d'un facteur d'environ 9 entre les concentrations des sols non amendés F et M. L'apport de compost aux deux sols a permis d'observer des dynamiques

de la concentration en Pb pendant l'incubation et des augmentations par rapport aux sols F et M non amendés. Dans le sol F, la concentration en Pb semble avoir augmenté progressivement au cours de l'incubation avec la dose de 10 kg.m⁻² de compost collectif (CC) tandis que la dose de 20 kg.m⁻² de CI, CD1 et CC ont immédiatement et durablement augmenté la concentration en Pb par rapport au sol non amendé. Dans le sol M amendé par 10 ou 20 kg.m⁻² de compost, la tendance générale semble être à l'augmentation de la concentration en Pb entre 7 et 14 jours, à la stabilisation entre 14 et 28 jours et enfin à la diminution entre 21 et 28 jours sans que la concentration en Pb ait été significativement différente entre le début et la fin de l'incubation. Par rapport au sol M non amendé, les apports de composts ont augmenté la concentration en Pb au moins ponctuellement et parfois durablement avec 20 kg.m⁻² de CI, CD1 et CC. Comme pour Cd, une dose de 10 kg.m⁻² de CD2 a eu un effet incohérent sur la concentration de Pb dans la solution du sol M pour chacune des trois répétitions, suggérant soit une erreur méthodologique lors de la conception des pots soit l'effet d'un facteur non contrôlé comme par exemple le degré d'hétérogénéité du sol à proximité du micropréleveur.

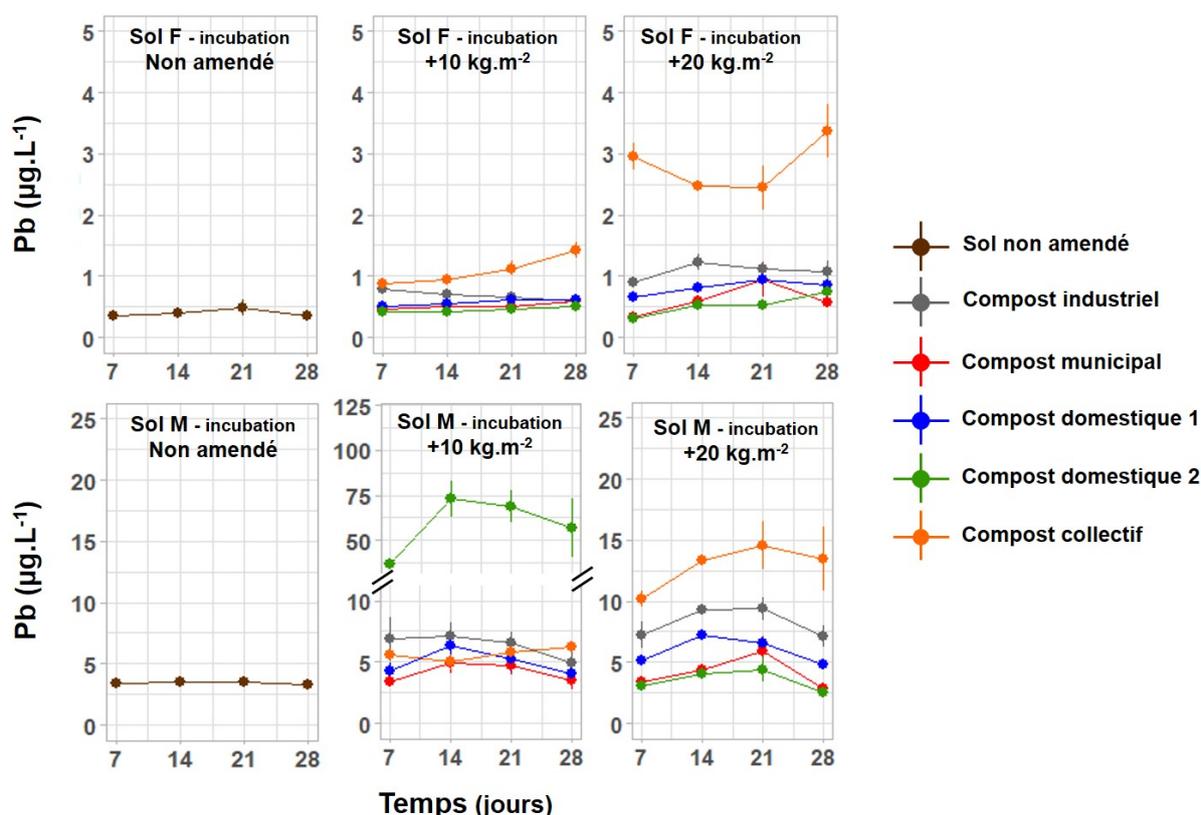


Figure 51. Concentration en Pb dans la solution des sols F et M en fonction du temps pendant l'incubation sans apport de compost (marron), avec le compost industriel (gris), le compost municipal (rouge), le compost domestique 1 (bleu), le compost domestique 2 (vert) ou le compost collectif (orange) à une dose de 10 kg.m⁻² (-10) ou de 20 kg.m⁻² (-20). Échelle tronquée en ordonnée pour le sol M avec 10 kg.m⁻² de compost

Période de culture

Les résultats d'ANOVA à trois facteurs sur mesures répétées des concentrations en As, Cd, Cu, Pb et Zn dans la solution du sol pendant la culture de la laitue sont présentés Tableau 29. Pendant cette période, le temps lié à la répétition des mesures n'intervient pas sur l'interprétation des effets des facteurs étudiés, à l'exception de la concentration en Zn qui a été dépendante du type de sol et du temps à la fois.

La concentration en Cd n'a été dépendante que du type de sol tandis que les concentrations en As et Pb ont été dépendante à la fois du type de sol, du type de compost et la dose comme l'indique l'interaction de ces trois facteurs suggérant que la dose d'un compost donné a pu avoir des effets différents d'un sol à l'autre pendant la culture (Tableau 29). Les concentrations en As (Figure 52) et Pb (Figure 53) dans la solution des sols sont donc présentées selon le type de compost et la dose.

Tableau 29. Effets du type de sol, du type de compost, de la dose et du temps (T) sur les concentrations en As, Cd, Cu, Pb et Zn dans la solution du sol pendant la culture de la laitue

| | d.l. | Valeurs de F | | | | |
|----------------------------------|------|--------------|------|--------|-------|-------|
| | | As | Cd | Cu | Pb | Zn |
| Facteurs intra | | | | | | |
| Sol | 1 | 13*** | 8** | 28*** | 91*** | ns |
| Compost | 4 | 10** | ns | ns | ns | ns |
| Dose compost | 1 | 22*** | ns | ns | ns | ns |
| Sol * compost | 4 | 5*** | ns | ns | ns | ns |
| Sol * dose compost | 1 | 10** | ns | ns | ns | ns |
| Compost * dose compost | 3 | 5** | ns | 3* | ns | ns |
| Sol * compost * dose compost | 3 | 5** | ns | ns | 3* | ns |
| Facteurs inter | | | | | | |
| T | 3 | 23*** | 9*** | 215*** | 13*** | 36*** |
| T * sol | 3 | 7*** | ns | 49*** | 8*** | 4** |
| T * compost | 12 | 2* | ns | 4*** | 5*** | ns |
| T * dose compost | 3 | 4* | ns | ns | ns | ns |
| T * sol * compost | 12 | ns | ns | ns | ns | ns |
| T * sol * dose compost | 3 | 5** | ns | ns | ns | ns |
| T * compost * dose compost | 9 | ns | ns | ns | ns | ns |
| T * sol * compost * dose compost | 9 | ns | ns | ns | ns | ns |

Valeurs de F (test de Fisher) et probabilités associées, ns : non significatif ; *p<0,05 ; **p<0,01 ; ***p<0,001 ; d.l. : degrés de liberté

La concentration en As dans la solution du sol a été significativement augmentée par tous les composts apportés au sol M à l'exception du compost municipal (CM-10, CM-20) tandis que dans le sol F, seuls le compost domestique 1 (CD1-10, CD1-20), la dose de 20

kg.m⁻² du compost domestique 2 (CD2-20) et du compost collectif (CC-10, CC-20) ont eu un tel effet (Figure 52).

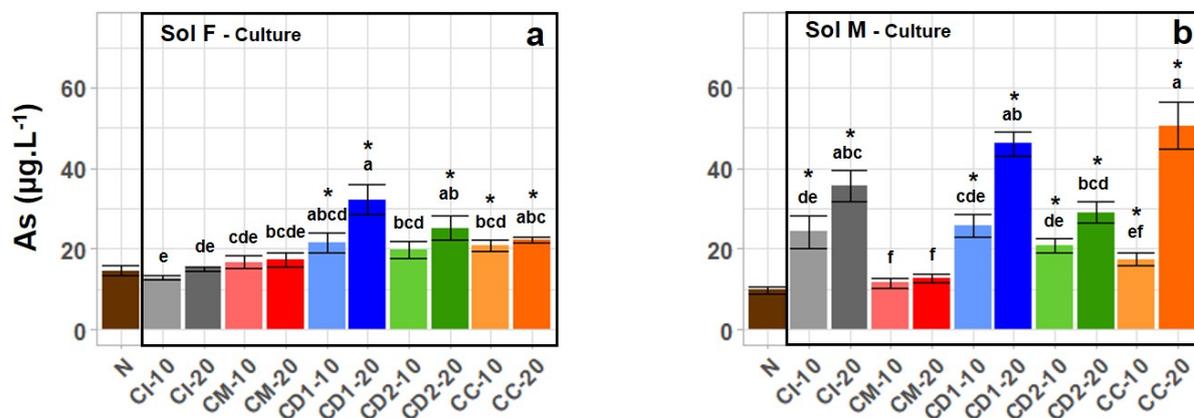


Figure 52. Concentration en As dans la solution des sols F (a) et M (b) pendant la culture de la laitue sans apport de compost (N) et avec le compost industriel (CI), le compost municipal (CM), le compost domestique 1 (CD1), le compost domestique 2 (CD2) ou le compost collectif (CC) à une dose de 10 kg.m⁻² (-10) ou de 20 kg.m⁻² (-20). Lettres : différence significative entre amendements (test de Tukey, p < 0,05). *Différence significative avec le sol contrôle N (test de Dunnnett, p < 0,05)

La concentration de Pb dans la solution du sol F a particulièrement diminué avec le compost domestique 1 par rapport au sol F non amendé, sans significativité (Figure 53a). Dans le sol M, le compost domestique 2 a affecté la concentration en Pb différemment selon la dose. La dose de 20 kg.m⁻² (CD2-20) a diminué la concentration en Pb par rapport au sol non amendé (N), sans significativité (Figure 53b). L'effet de la dose de 10 kg.m⁻² (CD2-10), observé pendant l'incubation (Figure 51), a été conservé pendant la culture de la laitue (Figure 53a) avec toutefois une diminution de la concentration en Pb entre les périodes d'incubation et de culture.

4.2.2. Transfert des éléments trace dans la laitue après l'apport de compost

Les résultats d'ANOVA à trois facteurs sur les teneurs (masse fraîche) et les quantités totales en éléments trace dans la partie aérienne de la laitue sont présentés Tableau 30.

L'effet du type de compost sur la teneur en As dans la laitue a été dépendant la fois de la dose de compost et du type de sol comme l'indique l'interaction entre ces trois facteurs (Tableau 30). Sur la quantité de As dans la partie aérienne de la laitue, en revanche, l'effet du type de compost a été uniquement dépendant du type de sol (Tableau 30). La teneur en As a donc été représentée selon le type et la dose de compost pour les sols F (Figure 54a) et M (Figure 54b) tandis que la quantité totale de As dans la partie aérienne de la laitue a été représentée en fonction du type de compost pour les sols F (Figure 54c) et M (Figure 54d).

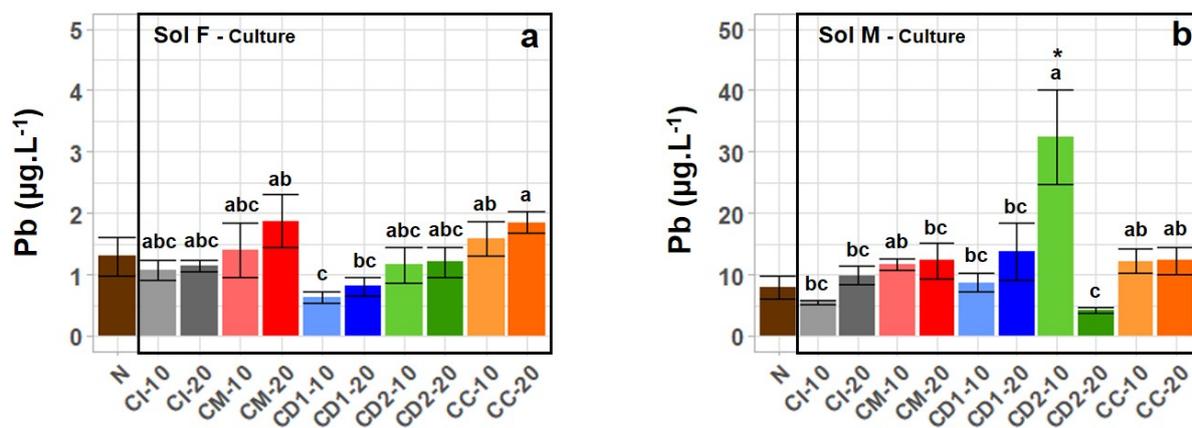


Figure 53. Concentration en Pb dans la solution des sols F (a) et M (b) pendant la culture de la laitue sans apport de compost (N) et avec le compost industriel (CI), le compost municipal (CM), le compost domestique 1 (CD1), le compost domestique 2 (CD2) ou le compost collectif (CC) à une dose de 10 kg.m^{-2} (-10) ou de 20 kg.m^{-2} (-20). Lettres : différence significative entre amendements (test de Tukey, $p < 0,05$). *Différence significative avec le sol contrôle N (test de Dunnnett, $p < 0,05$)

Tableau 30. Effets du type de sol, du type de compost et de la dose sur les teneurs et les quantités totales de As, Cd, Cu, Pb et Zn dans la partie aérienne de la laitue (masse fraîche)

| | d.l. | Valeurs de F | | | | |
|---------------------------------------|------|--------------|-------|-------|--------|-------|
| | | As | Cd | Cu | Pb | Zn |
| Teneur | | | | | | |
| Sol | 1 | 151*** | 5* | 5* | 107*** | ns |
| Compost | 4 | 5** | 9*** | ns | 11*** | 9*** |
| Dose compost | 1 | 35*** | ns | 38*** | ns | 16*** |
| Sol * compost | 4 | ns | 6*** | ns | ns | ns |
| Sol * dose compost | 1 | ns | 6* | ns | ns | ns |
| Compost * dose compost | 4 | ns | 3* | ns | 3* | ns |
| Sol * compost * dose compost | 4 | 3* | ns | ns | ns | ns |
| Quantité totale dans la laitue | | | | | | |
| Sol | 1 | 268*** | 50*** | 53*** | 176*** | 48*** |
| Compost | 4 | 27*** | 10*** | 21*** | 29*** | 45*** |
| Dose compost | 1 | 14*** | ns | 8** | ns | ns |
| Sol * compost | 4 | 4** | ns | 3* | ns | 6*** |
| Sol * dose compost | 1 | ns | 15*** | ns | 11** | 8** |
| Compost * dose compost | 4 | ns | 3* | 5** | 3* | 4** |
| Sol * compost * dose compost | 4 | ns | ns | ns | ns | ns |

Valeurs de F (test de Fisher) et probabilités associées, ns : non significatif ; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; d.l. : degrés de liberté

Tous les composts apportés à la dose de 20 kg.m^{-2} aux sols F et M, à l'exception du compost industriel (CI) pour le sol F, ont augmenté la teneur en As de la partie aérienne de la laitue cultivée sur le sol F par rapport au sol non amendé (N) et de manière significative avec le compost domestique 1 (CD1) seulement (Figure 54a et Figure 54b). À la dose de 10 kg.m^{-2} , le compost municipal (CM) et le compost collectif (CC) ont réduit légèrement et de manière non significative la teneur en As dans la partie aérienne de la laitue sur les sols F (Figure 54a)

et M (Figure 54b) tandis que le compost industriel (CI) n'a eu un tel effet que pour le sol M (Figure 54b). Le compost domestique 1 (CD1) a augmenté significativement la quantité totale de As dans la partie aérienne de la laitue sur les sols F et M (Figure 54c et Figure 54d).

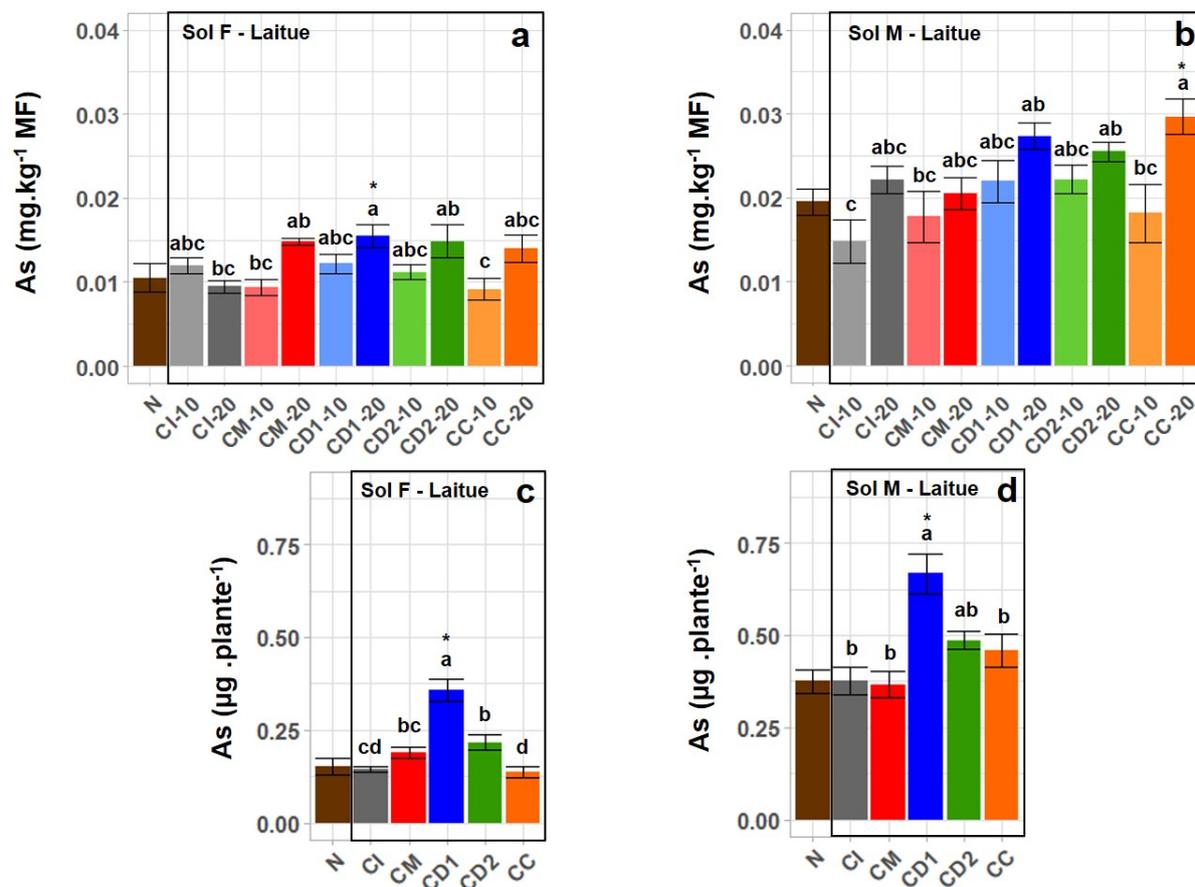


Figure 54. Teneur en As dans la partie aérienne de la laitue cultivée dans les sols F (a) et M (b) sans apport de compost (N) et avec le compost industriel (CI), le compost municipal (CM), le compost domestique 1 (CD1), le compost domestique 2 (CD2) ou le compost collectif (CC) à une dose de 10 kg.m⁻² (-10) ou de 20 kg.m⁻² (-20) et quantité totale de As (moyenne des deux doses) dans la partie aérienne de la laitue cultivée dans les sols F (c) et M (d). Lettres : différence significative entre amendements (test de Tukey, p<0,05). *Différence significative avec le sol contrôle N (test de Dunnnett, p<0,05)

L'effet du type de compost sur la teneur et la quantité totale de Cd dans la laitue a été dépendant de la dose de compost comme l'indiquent les interactions entre ces deux facteurs (Tableau 30). La teneur et la quantité totale de Cd dans la laitue ont donc été représentées en fonction du type de compost et de la dose pour les sols F et M (Figure 55).

Apporté au sol F, la dose de 10 kg.m⁻² du compost domestique 1 (CD1-10) a significativement diminué la teneur en Cd par rapport au sol non amendé (N) (Figure 55a) tandis qu'à 20 kg.m⁻² (CD1-20), il a significativement augmenté la quantité totale de Cd par rapport au sol non amendé (N) (Figure 55c). La dose de 10 kg.m⁻² du compost collectif (CC-10) a diminué significativement la teneur en Cd (Figure 55a) ainsi que la quantité totale en Cd (Figure 55c) de manière significative par rapport au sol non amendé (N). Pour le sol F, les

teneurs en Cd dans la laitue sont les plus élevées avec le compost industriel (CI-10, CI-20) (Figure 55a). Pour le compost domestique 1 et le compost collectif qui ont été apportés au sol F, la dose de 20 kg.m⁻² a augmenté significativement la teneur en Cd dans la laitue par rapport aux doses de 10 kg.m⁻² (Figure 55a).

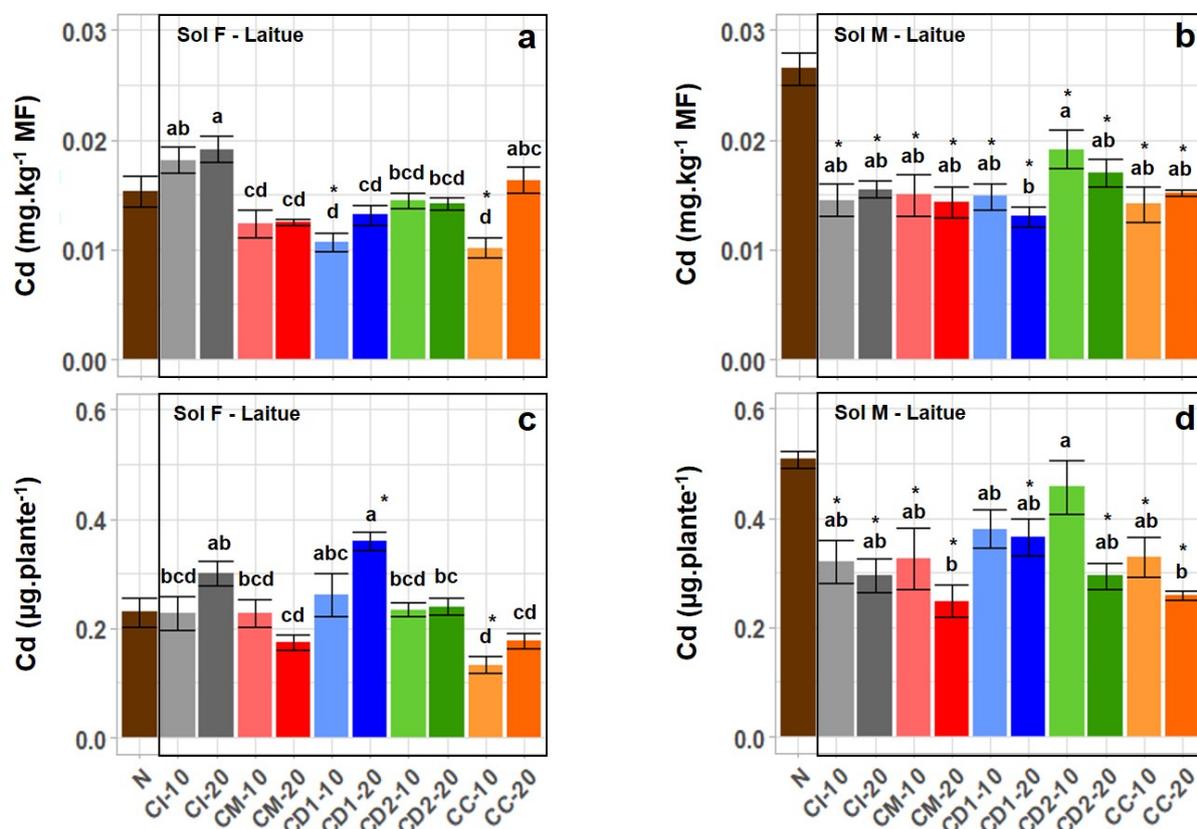


Figure 55. Teneur en Cd dans la partie aérienne de la laitue cultivée dans les sols F (a) et M (b) et quantité totale de Cd dans la partie aérienne de la laitue cultivée dans les sols F (c) et M (d) sans apport de compost (N) et avec le compost industriel (CI), le compost municipal (CM), le compost domestique 1 (CD1), le compost domestique 2 (CD2) ou le compost collectif (CC) à une dose de 10 kg.m⁻² (-10) ou de 20 kg.m⁻² (-20). Lettres : différence significative entre amendements (test de Tukey, p < 0,05). *Différence significative avec le sol contrôle N (test de Dunnnett, p < 0,05)

Apportés au sol M, tous les composts ont significativement diminué la teneur en Cd par rapport au sol non amendé (N) à l'exception de la dose de 10 kg.m⁻² des composts domestiques (CD1-10 et CD2-10) n'ayant pas eu d'effet significatif sur la quantité totale de Cd par rapport au sol non amendé (N). Par ailleurs, la teneur en Cd dans la laitue varie peu entre les différents apports de composts au sol M (Figure 55b). De la même manière que pour Cd, l'effet du type de compost sur la teneur et la quantité totale de Pb dans la laitue a été dépendant de la dose de compost comme l'indiquent les interactions entre ces deux facteurs (Tableau 30). La teneur et la quantité totale de Pb dans la laitue ont donc été représentées en fonction du type de compost et de la dose pour les sols F et M (Figure 56).

Apporté au sol F, aucun des apports de composts n'a significativement affecté la teneur en Pb par rapport au sol non amendé (N) (Figure 57a). Cependant, l'apport au sol F de 20 kg.m⁻² du compost domestique 1 (CD1-20) a significativement augmenté la quantité totale de Pb dans la partie aérienne de la laitue (Figure 57c). Contrairement au sol F, certains apports de composts au sol M ont significativement réduit la teneur en Pb dans la laitue par rapport au sol non amendé (N) (Figure 57b) : le compost industriel (CI-10, CI-20), la dose de 20 kg.m⁻² du compost municipal (CM-20) et le compost collectif (CI-10, CI-20). Les apports de composts domestiques (CD1-10, CD1-20, CD2-10, CD2-20) n'ont pas eu d'effet significatif ni sur la teneur en Pb (Figure 57a), ni sur la quantité totale de Pb dans la laitue (Figure 57c).

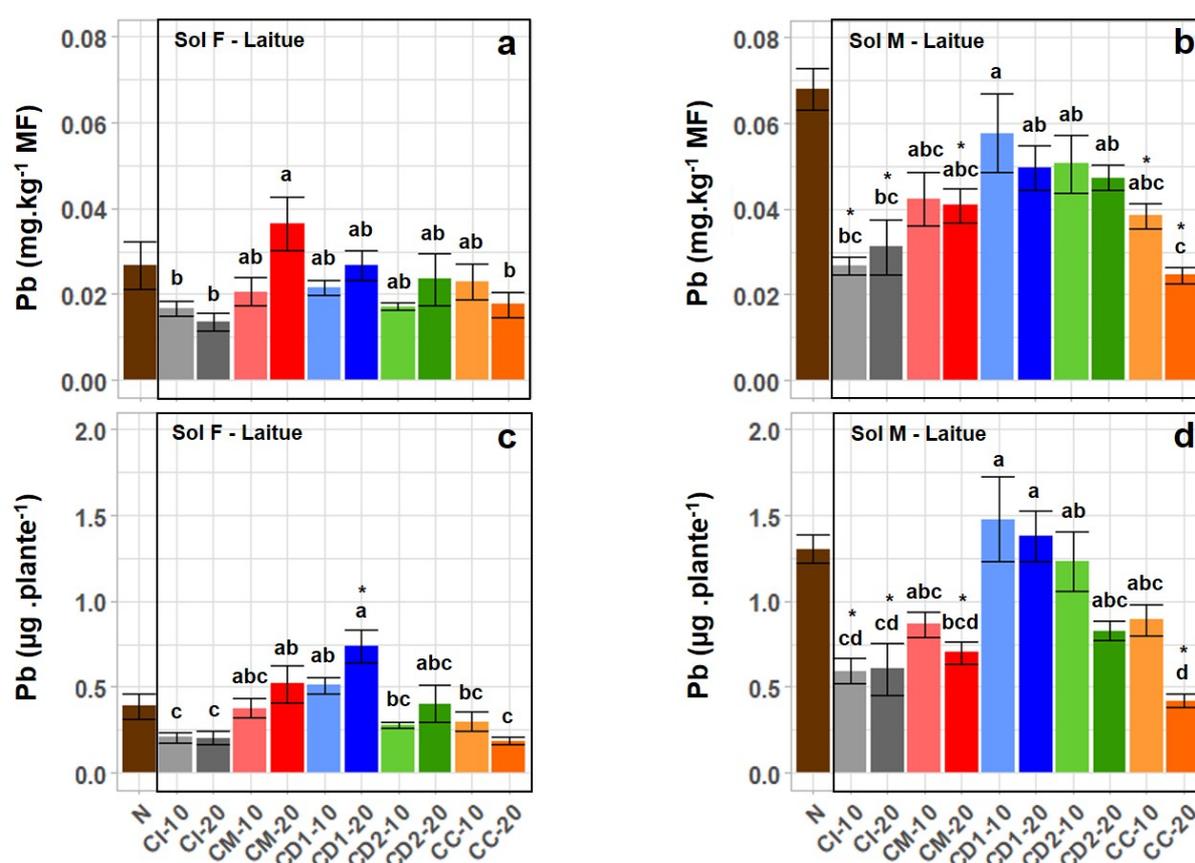


Figure 56. Teneur en Pb dans la partie aérienne de la laitue cultivée dans les sols F (a) et M (b) et quantité totale de Pb dans la partie aérienne de la laitue cultivée dans les sols F (c) et M (d) sans apport de compost (N) et avec le compost industriel (CI), le compost municipal (CM), le compost domestique 1 (CD1), le compost domestique 2 (CD2) ou le compost collectif (CC) à une dose de 10 kg.m⁻² (-10) ou de 20 kg.m⁻² (-20). Lettres : différence significative entre amendements (test de Tukey, p<0,05). *Différence significative avec le sol contrôle N (test de Dunnett, p<0,05)

4.2.3. Mobilité des éléments trace après l'apport de biochar

Les résultats d'ANOVA sur mesures répétées des concentrations en As, Cd, Cu, Pb et Zn dans la solution du sol F selon la dose de biochar sont présentés Tableau 31.

Pendant l'incubation et la culture, les concentrations en Cu, Pb et Zn n'ont pas été significativement affectées par l'apport de biochar quelle que soit la dose utilisée (0, 1, 3 et 10 kg.m⁻²) (Tableau 31).

Tableau 31. Effets de la dose du biochar et du temps (T) sur les concentrations en As, Cd, Cu, Pb et Zn dans la solution du sol F pendant l'incubation et la culture de la laitue

| | | | Valeurs de F | | | | | |
|-------------------|----------|----|--------------|--------|------|-------|----|-------|
| | | | d.l. | As | Cd | Cu | Pb | Zn |
| Incubation | | | | | | | | |
| Facteur inter | Dose | 3 | | 17*** | 10** | ns | ns | ns |
| Facteurs intra | T | 4 | | 5** | 7*** | 15*** | ns | 13*** |
| | T * dose | 12 | | ns | ns | ns | ns | ns |
| Culture | | | | | | | | |
| Facteur inter | Dose | 3 | | 7** | ns | ns | ns | ns |
| Facteurs intra | T | 4 | | 235*** | 3* | 54*** | ns | 11*** |
| | T * dose | 12 | | 5*** | ns | ns | ns | ns |

Valeurs de F (test de Fisher) et probabilités associées, ns : non significatif ; p>0,05 ; *p<0,05 ; **p<0,01 ; ***p<0,001 ; d.l. : degrés de liberté

Pendant l'incubation, les concentrations en As et Cd ont été significativement affectées par la dose de biochar, indépendamment du temps lié à la répétition des mesures (Tableau 31). La dose de biochar sur la concentration en As a donné un effet de seuil avec une augmentation significative pour un apport de 10 kg.m⁻² par rapport aux doses plus faibles et au sol non amendé (Figure 57). Une diminution significative de la concentration en Cd a été observée pour un apport de 3 kg.m⁻² par rapport au sol non amendé (Figure 57).

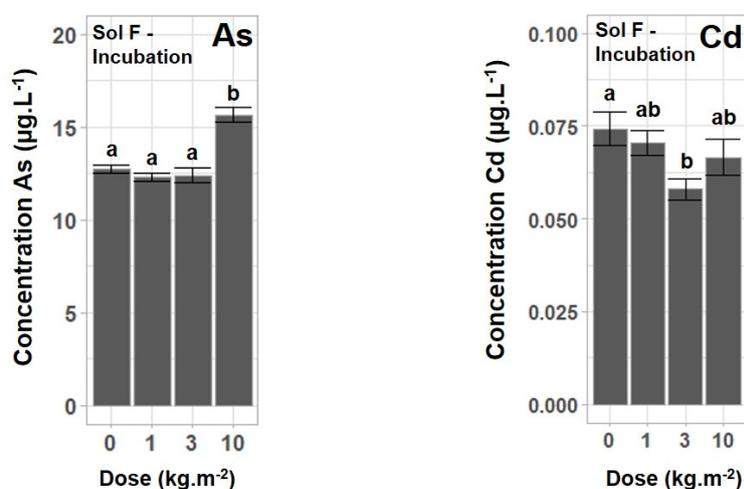


Figure 57. Concentration en As et Cd dans la solution du sol pendant l'incubation du sol F en fonction de la dose du biochar. Lettres : différence significative (Tukey, p<0,05)

Pendant la culture, seule la concentration en As est affectée significativement par la dose de biochar avec un effet variable en fonction du temps (Tableau 31). L'effet seuil de la dose de biochar sur la concentration en As observé pendant l'incubation (Figure 57) a été conservé pendant la culture de la laitue aux jours 42, 49, 56 et 63 et la différence de concentration avec la dose de 10 kg.m⁻² a diminué au cours de la culture (Figure 58).

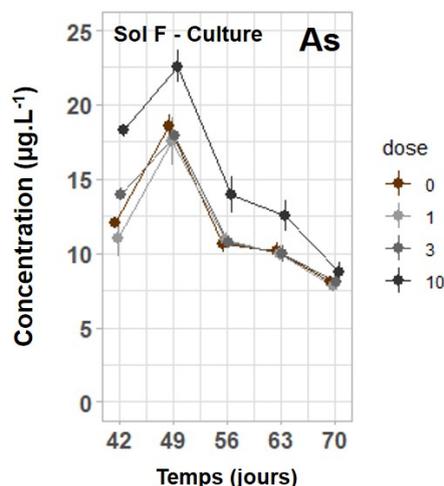


Figure 58. Concentration en As dans la solution du sol pendant la culture de laitue dans le sol F en fonction du temps et de la dose du biochar

4.2.4. Transfert des éléments trace dans la laitue après l'apport de biochar

Les résultats d'ANOVA sur les teneurs et quantités totales de As, Cd, Cu, Pb et Zn dans les parties aériennes et souterraines de la laitue sont présentés Tableau 32.

Tableau 32. Effets de la dose du biochar sur les teneurs et les quantités totales de As, Cd, Cu, Pb et Zn dans la partie aérienne ou souterraine de la laitue cultivée sur le sol F

| | | d.l. | Valeurs de F | | | | |
|------------------------|--------------------|------|--------------|-------|------|----|------|
| | | | As | Cd | Cu | Pb | Zn |
| Teneur | Partie aérienne | 3 | ns | 3,6* | 3,9* | ns | ns |
| | Partie souterraine | 3 | ns | ns | ns | ns | ns |
| Quantité totale | Partie aérienne | 3 | 3,0* | 5,5** | 4,7* | ns | 3,1* |
| | Partie souterraine | 3 | ns | ns | ns | ns | ns |

Valeurs de F (test de Fisher) et probabilités associées, ns : non significatif ; *p<0,05 ; **p<0,01 ; ***p<0,001 ; d.l. : degrés de liberté

La dose de biochar a eu des effets significatifs sur la teneur et/ou la quantité totale de As, Cd, Cu et Zn dans la partie aérienne de la laitue ; seules la teneur et la quantité totale de Pb n'ont pas été affectées significativement par la dose de biochar (Tableau 32). Dans la partie aérienne, la teneur en Cd est significativement plus élevée avec une dose de 1 kg.m⁻² comparé à une dose de 10 kg.m⁻² de biochar sans qu'une différence ait pu être observée par comparaison au sol non amendé (Figure 59). La teneur en Cu dans la partie aérienne a été

significativement augmentée avec une dose de 1 kg.m⁻² comparé au sol non amendé sans différence significative avec les doses plus élevées (Figure 59). La dose de biochar n'a pas eu d'effet significatif sur les teneurs et les quantités totales de As, Cd, Cu, Pb et Zn dans la partie souterraine de la laitue (Tableau 32). Néanmoins, les résultats ont montré que les teneurs en As, Cu, Pb et Zn sont relativement élevées dans la partie souterraine par rapport à la partie aérienne (Figure 59).

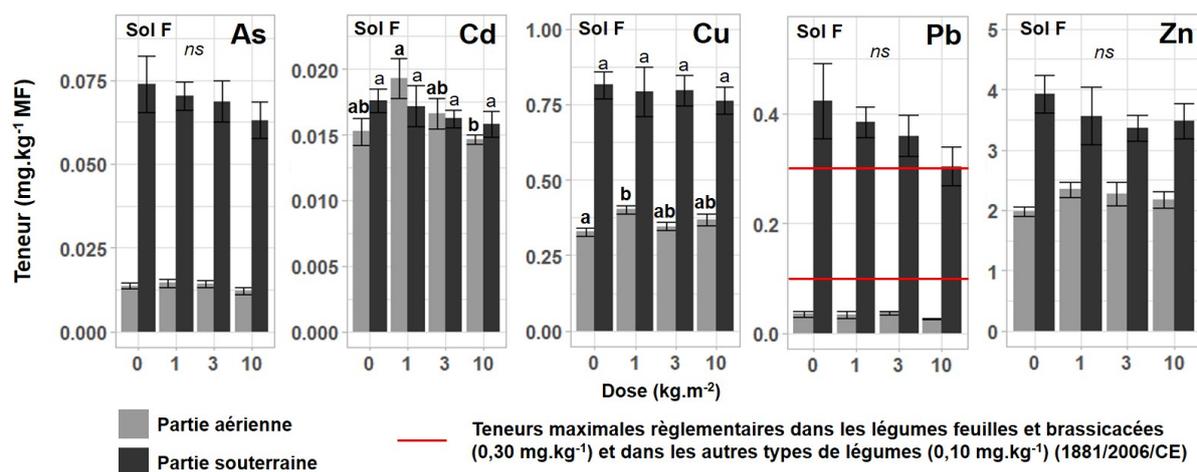


Figure 59. Teneurs en As, Cd, Cu, Pb et Zn dans la partie aérienne ou souterraine de la laitue cultivée sur le sol F en fonction de la dose du biochar. Lettres : différence significative (Tukey, $p < 0,05$)

4.2.5. Propriétés physico-chimiques et liens avec la mobilité des éléments trace

4.2.5.1. Dans les sols amendés par des composts (expérimentation 1)

Le pH et la conductivité de la solution du sol ont été suivis pendant l'incubation des sols amendés par des composts. L'ANOVA sur mesures répétées du pH (Annexe 9) indique un effet significatif de l'interaction entre le type de sol, le type de compost, la dose et le temps lié à la répétition des mesures ($F=2$, $p < 0,05$). L'ANOVA sur mesures répétées de la conductivité électrique (Annexe 9) indique un effet significatif de l'interaction entre le type de sol, le type de compost et la dose ($F=15$, $p < 0,001$). Le pH et la conductivité électrique de la solution des sols pendant l'incubation sont présentés Annexe 10 et Annexe 11.

Les analyses en composantes principales (ACP) des concentrations en éléments trace du pH et de la conductivité électrique de la solution des sols pendant l'incubation sont présentées Figure 60. Dans le sol F, la première composante principale (CP1) explique 50,1 % de la variance totale et la seconde (CP2) en explique 21,5 % supplémentaires. Dans le sol M, la première composante principale (CP1) explique 43,7 % de la variance totale et la seconde (CP2) en explique 20,7 % supplémentaires.

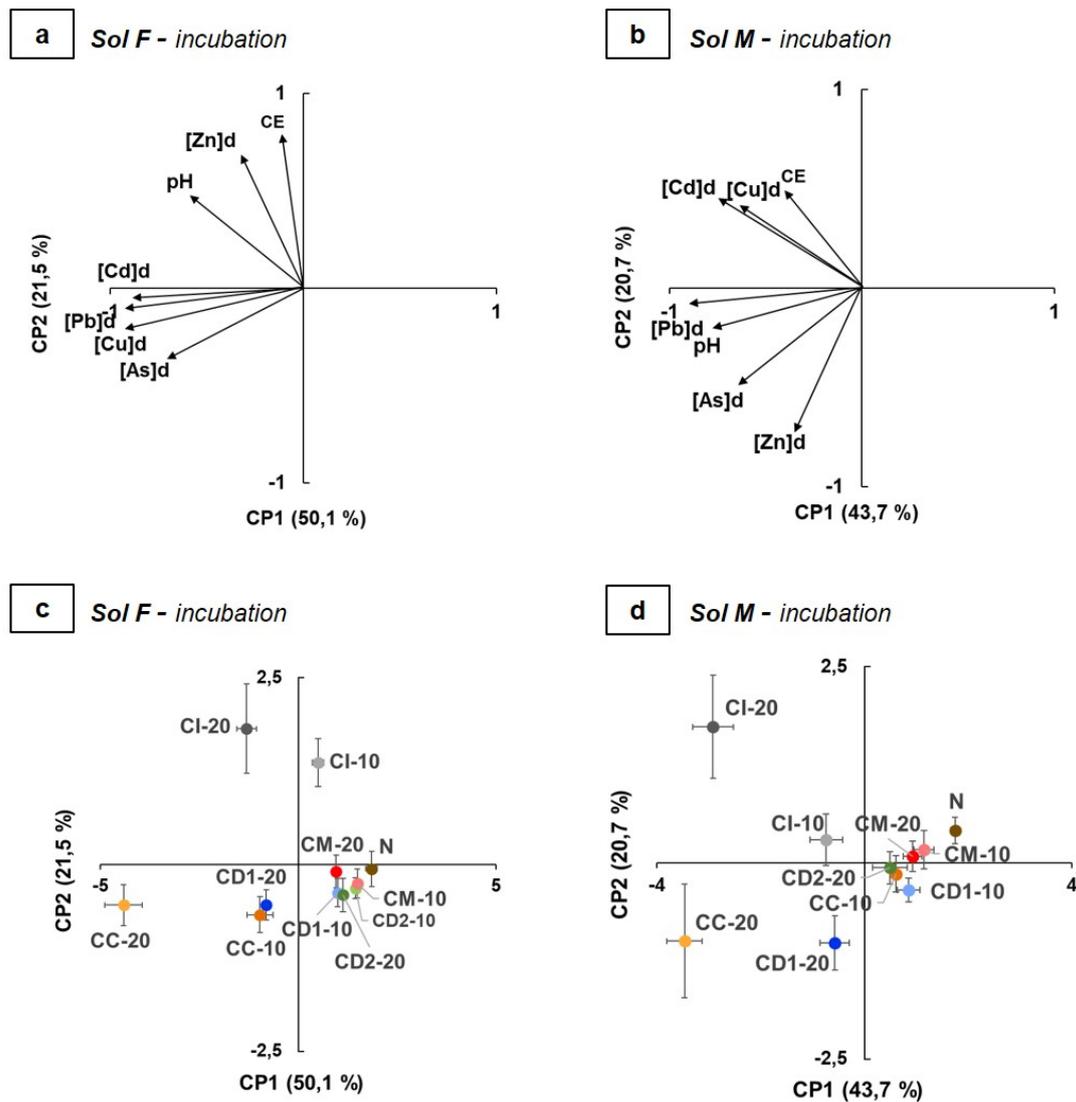


Figure 60. Cercle des corrélations et carte factorielle des modalités, obtenus par analyse en composantes principales (ACP) sur les paramètres physico-chimiques de la solution des sols F et M pendant l'incubation sans apport de compost (N) et avec le compost industriel (CI), le compost municipal (CM), le compost domestique 1 (CD1), le compost domestique 2 (CD2) ou le compost collectif (CC) à une dose de 10 kg.m^{-2} (-10) ou de 20 kg.m^{-2} (-20). Les barres correspondent aux erreurs types. CE : conductivité électrique, [As/Cd/Cu/Pb/Zn]_d : concentration en éléments trace.

La dose de 10 kg.m^{-2} du compost domestique 2 (CD2-10) apportée au sol M a été exclue de l'ACP en raison d'un effet aberrant sur les concentrations en Cd et Pb comme indiqué précédemment (§4.2.1). D'après les cercles des corrélations (Figure 60a et Figure 60b), tous les éléments trace considérés sont orientés du même côté de la CP1 pour les deux sols et la concentration en Pb contribue fortement à cette composante. Le pH est significativement et positivement corrélé à la concentration en Pb dans le sol F ($r=0,43, p<0,001$) et plus fortement dans le sol M ($r=0,60, p<0,001$). La conductivité électrique n'a été corrélée qu'à la concentration en Cu dans le sol M ($r=0,39, p<0,001$). D'après les cartes des individus (Figure 60c et Figure 60d), les sols non amendés se trouvent à

l'extrémité de la CP1. Les composts qui s'opposent le plus aux sols non amendés selon la CP1 sont le compost collectif (CC), le compost industriel (CI) et le compost domestique 1 (CD1). Pour ces composts, les deux doses utilisées sont davantage éloignées que pour le compost municipal (CM) et le compost domestique 2 (CD2-20). Le compost industriel (CI) est aussi plus éloigné du sol non amendé dans le sol F.

4.2.5.2. Dans les sols amendés par du biochar (expérimentation 2)

Dans l'expérimentation 2, les mesures du pH et de la conductivité électrique (CE) ont été répétées dans la solution du sol F amendé par le biochar. L'ANOVA sur mesures répétées indique un effet significatif de la dose du biochar sur le pH indépendamment du temps tandis que la CE n'a été affectée significativement que par le temps (Annexe 12). Les mesures du phosphore dissous (P), du carbone organique dissous (COD), de l'absorbance spécifique à 254 nm (SUVA) et des ratios d'absorbances E2/E3, E2/E4 et E4/E6 ont été réalisées ponctuellement dans la solution des sols après 35 jours d'incubation dans l'expérimentation 2 uniquement. L'ANOVA à un facteur indique un effet significatif de la dose de biochar sur P, COD, E2/E3 et E4/E6 (Annexe 13).

Une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée sur les concentrations en éléments trace et les paramètres physico-chimiques de la solution du sol qui ont été affectés par la dose de biochar d'après les résultats d'ANOVA (pH, CE, COD, P, E2/E3 et E2/E4) à la fin de l'incubation (35 jours). Les résultats sont représentés Figure 61.

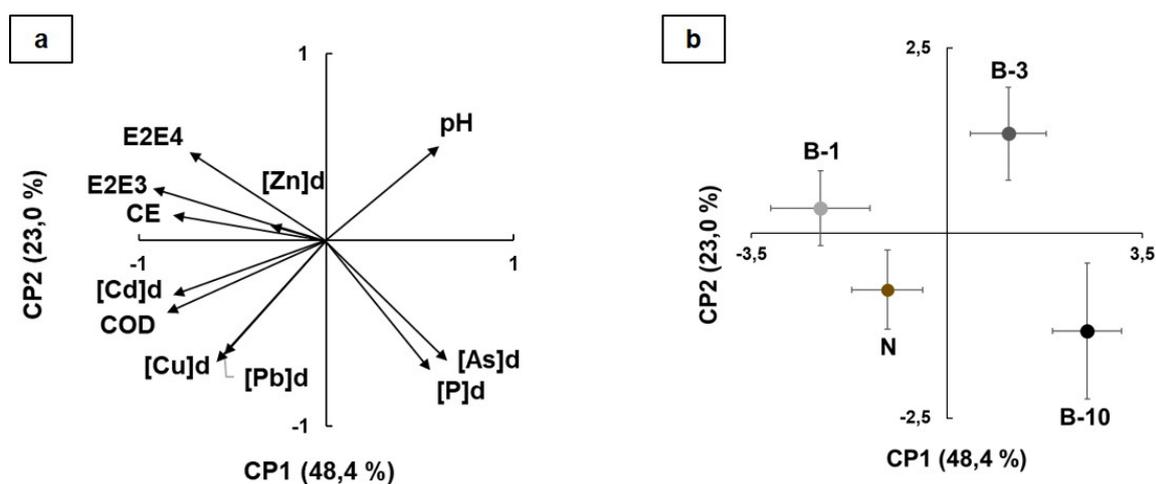


Figure 61. Cercle des corrélations et carte factorielle des modalités, obtenus par analyse en composantes principales (ACP) sur les paramètres physico-chimiques de la solution du sol F à la fin de l'incubation sans apport de biochar (N) et avec le biochar à une dose de 1 kg.m⁻² (B-1), 3 kg.m⁻² (B-3) ou de 10 kg.m⁻² (B-10). Les barres correspondent aux erreurs types. CE : conductivité électrique, [As/Cd/Cu/Pb/Zn]_d : concentration en éléments trace, COD : concentration en carbone organique dissous, SUVA : absorbance spécifique à 254 nm, E2/E3 et E2/E4 : ratios d'absorbances de 250nm/365nm et de 250nm/465nm, respectivement.

La première composante principale (CP1) explique 48,4 % de la variance totale et la seconde (CP2) en explique 23,0 % supplémentaires. D'après le cercle des corrélations, tous les éléments trace considérés excepté As sont orientés du même côté de la CP1 et la concentration en Cd contribue fortement à cette composante. Le pH est significativement et négativement corrélé aux concentrations en Cd ($\rho=-0,65$, $p<0,01$), Cu ($\rho=-0,61$, $p<0,01$) et Pb ($\rho=-0,81$, $p<0,001$). La concentration en As est fortement corrélée à la concentration en P ($\rho=0,80$, $p<0,001$), à la conductivité électrique ($\rho=-0,77$, $p<0,001$) et aux ratios d'absorbance E2/E3 ($\rho=-0,76$, $p<0,001$) et E2/E4 ($\rho=-0,66$, $p<0,01$). Le COD est fortement et positivement corrélé aux concentrations en Cu ($\rho=0,86$, $p<0,001$), Cd ($\rho=0,74$, $p<0,001$) et Pb ($\rho=0,69$, $p<0,01$). D'après la carte des individus, le sol non amendé et le sol amendé avec 1 kg.m⁻² de biochar s'opposent, selon la CP1, aux sols amendés avec 3 et 10 kg.m⁻² de biochar. Selon la CP2, l'opposition se trouve entre les sols amendés avec les deux doses les plus faibles de biochar (1 et 3 kg.m⁻²) et le sol amendé avec la dose la plus élevée (10 kg.m⁻²) accompagné du sol non amendé.

4.3. Discussion

4.3.1. Mobilité des éléments trace et transfert dans la laitue

4.3.1.1. Influence des propriétés physico-chimiques des sols avant l'amendement

Pour rappel, le sol F, support de la pratique du jardinage avec des intrants organiques potentiellement répétés, possède une teneur en matière organique et un pH plus élevés, des teneurs en As et Pb plus faibles et une teneur en Cd plus élevée que le sol M qui a été, quant à lui, occupé par des espaces verts entretenus dans un ancien site militaire (Chapitre 2 §2.2.3).

En l'absence de compost, la mobilité de Cd et Pb dans le sol M est plus élevée que dans le sol F, ce qui peut s'expliquer par certaines des propriétés physico-chimiques des sols étudiés. La fraction de Pb en solution est dix fois plus élevée dans le sol M (Figure 51) alors que la teneur totale de Pb n'est qu'approximativement doublée dans le sol M (208 mg.kg⁻¹) par rapport au sol F (124 mg.kg⁻¹). La fraction de Cd en solution est équivalente entre les deux sols (Figure 50) alors que la teneur totale de Cd dans le sol M (0,17 mg.kg⁻¹) est inférieure à celle du sol F (0,29 mg.kg⁻¹). Le pH légèrement alcalin du sol F (7,8) est, en effet, favorable à la rétention d'éléments trace de type métallique tels que Cd et Pb, plus mobiles à des pH inférieurs comme c'est le cas dans le sol M (6,9). La teneur en matière organique très élevée du sol F (69,5 g.kg⁻¹) contribue largement à la capacité d'échange cationique en raison du peu d'argiles présentes (< 2 %), ce qui favorise aussi la rétention de ces cations métalliques sur les phases solides de ce sol. En revanche, la mobilité d'un élément trace de type métalloïde comme As augmente généralement avec le pH et la concentration en ions

phosphates (PO_4^{3-}) pouvant être abondants dans les sols de jardin régulièrement amendés (Schwartz, 2013a) et agir comme ligand vis-à-vis de As (Cao et al., 2003; Peryea et Kammereck, 1997). La mobilité de As dans le sol F semble, en effet, plus élevée que dans le sol M car la fraction en solution est équivalente entre les deux sols (Figure 49) alors que la teneur totale dans le sol F (12 mg.kg^{-1}) est inférieure à celle du sol M (28 mg.kg^{-1}). Les transferts de Cd et Pb du sol M à la laitue sont plus élevés que pour le sol F (Figure 55 et Figure 56), ce qui est cohérent avec les mobilités supérieures dans le sol M. Ces fractions de Cd et de Pb biodisponibles pour la laitue, plus élevées dans le sol M, sont potentiellement immobilisables par des modifications de propriétés physico-chimiques du sol induites par exemple par un apport de compost : teneur en éléments trace, pH, capacité d'échange cationique, libération de cations pouvant entrer en compétition, libération de ligands organiques et inorganiques (Pourrut et al., 2011). En revanche, le transfert de As du sol M vers la laitue a aussi été plus élevé que pour le sol F (Figure 54), bien que la mobilité soit plus élevée dans le sol F. D'autres processus ont pu agir dans la rhizosphère des sols étudiés pour expliquer ce phénomène. Par exemple, l'abondance potentielle dans le sol F des ions PO_4^{3-} pourrait être entrée en compétition avec la forme chimique prédominante AsO_4^{3-} pour l'absorption racinaire par la plante (Feix et Tremel-Schaub, 2005; J. Wang et al., 2018).

4.3.1.2. Variabilité des effets des composts et du biochar en fonction de la dose d'application et du sol

L'apport des composts autoproduits ou du biochar sur la mobilité des éléments trace dans le sol et leur transfert dans la laitue ont eu des effets variables selon la dose d'application et selon le sol étudié.

Mobilité

Le Tableau 33 résume les effets des apports de composts et de biochar sur les concentrations moyennes des éléments trace dans la solution du sol pendant l'incubation en fonction de la dose (1 à 20 kg.m^{-2}) et du sol étudié (F ou M). Tous les composts ont conduit à faire passer dans la solution du sol F une fraction de chaque élément trace à l'exception de Zn (Tableau 33). Dans la solution du sol M, les composts ont eu des effets plus variables sur les concentrations en Cd et Cu mais les concentrations en As, Pb et Zn ont été systématiquement augmentées (Tableau 33). Les composts ont généralement Les fractions de As et de Pb mobilisées par les composts ont été plus importantes pour le sol M et pour la dose la plus élevée de compost (20 kg.m^{-2}) (Figure 49 et Figure 51). Certains composts, notamment le compost industriel (CI) et le compost collectif (CC), ont également conduit au passage en

solution d'une fraction de Cd, plus importante pour le sol F et pour la dose la plus élevée de compost (20 kg.m⁻²) (Figure 50). Uniquement apporté au sol F, le biochar n'a conduit qu'à mobiliser As de manière significative avec la dose la plus élevée de biochar (10 kg.m⁻²).

Tableau 33. Synthèse des effets des apports des composts et du biochar sur les concentrations moyennes en As, Cd, Cu, Zn dans la solution des sols F et M pendant l'incubation des expérimentations 1 et 2

| | Dose kg.m ⁻² | Sol F | | | | | Sol M | | | | |
|-----|----------------------------|-------|----|----|----|----|-------|----|----|----|----|
| | | As | Cd | Cu | Pb | Zn | As | Cd | Cu | Pb | Zn |
| CI | 10 | ↑* | ↑* | ↑* | ↑* | ↓ | ↑* | ↑* | ↑* | ↑* | ↑ |
| | 20 | ↑* | ↑* | ↑* | ↑* | ↑ | ↑* | ↑* | ↑* | ↑* | ↑ |
| CM | 10 | ↑* | ↑ | ↑ | ↑ | ↓ | ↑* | ↑ | ↓ | ↑ | ↑ |
| | 20 | ↑* | ↑* | ↑* | ↑* | ↓ | ↑* | ↑ | ↑ | ↑ | ↑ |
| CD1 | 10 | ↑* | ↑ | ↑ | ↑* | ↓ | ↑* | ↓ | ↓ | ↑* | ↑ |
| | 20 | ↑* | ↑* | ↑* | ↑* | ↓ | ↑* | ↑ | ↑ | ↑* | ↑ |
| CD2 | 10 | ↑* | ↑ | ↑ | ↑ | ↓ | ↑* | ↑* | ↑ | ↑* | ↑ |
| | 20 | ↑* | ↑ | ↑ | ↑ | ↓ | ↑* | ↑ | ↑ | ↑ | ↑ |
| CC | 10 | ↑* | ↑* | ↑* | ↑* | ↓ | ↑* | ↓ | ↑ | ↑* | ↑ |
| | 20 | ↑* | ↑* | ↑* | ↑* | ↓ | ↑* | ↑* | ↑* | ↑* | ↑ |
| B | 1 | ↓ | ↓ | ↓ | ↓ | ↑ | | | | | |
| | 3 | ↓ | ↓ | ↓ | ↓ | ↑ | | | | | |
| | 10 | ↑* | ↓ | ↓ | ↓ | ↑ | | | | | |

CI : compost industriel ; CM : compost municipal ; CD1 : compost domestique 1 ; CD2 : compost domestique 2 ; CC : compost collectif ; fond gris : effet non testé ; ↑* ou ↓* : augmentation (rouge) ou diminution (vert vif) significative par rapport au sol contrôle non amendé (Dunnett, p<0,05)

La mobilisation de As, initialement retenu par les phases solides des sols, peut être expliquée par l'augmentation du pH des sols suite aux apports des composts et du biochar (Annexe 10). Contrairement à des éléments trace de type métallique tels que Cd, Cu, Pb et Zn, la mobilité de As augmente généralement avec le pH du sol (Rollin et Quiot, 2006). L'augmentation du pH suite à un apport de compost dans un sol urbain relativement acide (pH initial de 5,5) peut être associée à une augmentation drastique de la concentration en As dans la solution du sol (Beesley et al., 2010). Les composts ont davantage augmenté le pH du sol M en raison d'un pH initialement plus faible (6,9) par rapport au sol F (7,8). Cela pourrait donc expliquer que le passage de As en solution soit plus important dans le sol M. Par ailleurs, une fraction du phosphore (P) contenu en abondance dans les composts (Tableau 26) pourrait avoir été libéré dans les sols sous la forme d'ions phosphates (PO₄³⁻). En effet, des matières fertilisantes riches en P comme des composts peuvent apporter P sous la forme d'ions PO₄³⁻ susceptibles de remplacer As des sites de sorption du sol par compétition entre As et P dont les propriétés chimiques sont proches (Cao et al., 2003; Peryea et Kammereck, 1997; Strawn, 2018). Le biochar est relativement pauvre en P par rapport aux composts mais la dose de 10 kg.m⁻² apportée au sol F a significativement augmenté la concentration en P dans la solution du sol (Annexe 13) se corrélant positivement avec la concentration en As

dans la solution du sol (Figure 61). Cela suggère soit, une importante solubilité de P contenu dans le biochar soit, une augmentation de la solubilité de P contenu initialement dans le sol avant l'apport de biochar.

Bien que puisse exister une corrélation positive entre les concentrations en Cd et en Pb et le pH de la solution des sols étudiés (Figure 60), l'augmentation du pH ne peut expliquer une mobilisation de ces éléments trace de type métallique (Rollin et Quiot, 2006). Cela suggère l'existence d'autres mécanismes pouvant impliquer par exemple des affinités entre Pb et des ligands tels que des ions PO_4^{3-} ou bien des molécules organiques dissoutes dont l'influence est discutée plus loin (§4.3.1.3).

Transfert

Le Tableau 34 résume les effets des apports de composts et de biochar sur les transferts d'éléments trace dans la partie aérienne de la laitue en fonction de la dose (1 à 20 kg.m^{-2}) et du sol étudié (F ou M). La teneur en As dans la laitue a été augmentée de manière générale par la dose la plus élevée de tous les composts (20 kg.m^{-2}) et parfois par la dose plus faible des composts domestiques (CD1 et CD2), quel que soit le sol étudié. Au contraire, les teneurs en Cd et en Pb ont été réduites de manière importante par tous les composts, quel que soit leur dose et uniquement dans le sol M (Figure 55 et Figure 56). Dans le sol F, les effets des composts sont beaucoup plus variables et rarement significatifs (Tableau 34). Les résultats obtenus avec le sol F sont cohérents avec l'étude de Sterrett et al. (1996) qui suggère que l'apport de compost aurait peu d'effet sur la biodisponibilité de Cd et Pb pour les plantes dans des sols urbains présentant des teneurs relativement faibles en Cd ($< 3 \text{ mg.kg}^{-1}$) et Pb ($< 400 \text{ mg.kg}^{-1}$). Cependant, les résultats de ce travail obtenus avec le sol M montrent que les composts peuvent être efficaces pour réduire les transferts de Cd et de Pb dans un sol urbain modérément contaminé qui remplit les critères énoncés dans l'étude de Sterrett et al. (1996). Cela souligne l'importance de paramètres autres que le niveau de contamination sur lesquels repose l'efficacité des composts pour réduire les transferts de ces éléments trace. De plus les effets d'un compost sont très variables d'un élément trace à l'autre (Tableau 34), ce qui peut compliquer le choix d'un compost idéal pour remédier à la contamination principale en Pb des sols étudiés. En effet, seuls les apports à une dose de 10 kg.m^{-2} du compost municipal (CM), du compost collectif (CC) et du biochar ont permis de réduire à la fois les transferts de Cd et Pb sans augmenter celui de As dans la laitue (Tableau 34).

Le passage dans la solution du sol de As, Cd et Pb suite à certains apports de composts n'a généralement pas été associée à un transfert accru dans la partie aérienne de la laitue (Tableau 33 et Tableau 34). En effet, aucune corrélation n'a été mise en évidence entre la

mobilité, c'est-à-dire la concentration dans la solution du sol, pendant l'incubation et la teneur des éléments trace dans la partie aérienne de la laitue. Cela pourrait suggérer que la mobilité de As, Cd et Pb ait diminué pendant la culture de la laitue. Une décroissance des concentrations en As et Pb dans la solution du sol s'est parfois initiée dès la phase d'incubation (Figure 51) ou ensuite, pendant la phase de culture (Figure 58). Par ailleurs, il est possible qu'une part de la fraction mobile ne soit pas biodisponible pour de multiples raisons impliquant des ligands organiques ou inorganiques, des compétitions pour le transfert avec les nutriments apportés par les composts ainsi que des mécanismes physiologiques de la laitue pour l'absorption des ions (Feix et Tremel-Schaub, 2005; Pourrut et al., 2011). En effet, l'absorption d'un cation métallique concerne principalement sa forme libre comme Pb^{2+} et Cd^{2+} (Pourrut et al., 2011). En effet, l'introduction d'ions PO_4^{3-} qui peuvent entrer en compétition avec AsO_4^{3-} pour les mêmes sites de sorption dans les sols (Cao et al., 2003; Peryea et Kammereck, 1997).

Tableau 34. Synthèse des effets des composts et du biochar sur les teneurs en As, Cd, Cu, Zn dans la partie aérienne de la laitue cultivée sur les sols F et M dans les expérimentations 1 et 2

| | Dose kg.m ⁻² | Sol F | | | | | Sol M | | | | |
|-----|----------------------------|-------|-----|----|----|----|-------|-----|----|-----|-----|
| | | As | Cd | Cu | Pb | Zn | As | Cd | Cu | Pb | Zn |
| CI | 10 | ↑ | ↑ | ↑ | ↓ | ↑ | ↓ | ↓ * | ↓ | ↓ * | ↓ |
| | 20 | ↓ | ↑ | ↑ | ↓ | ↑ | ↑ | ↓ * | ↑ | ↓ * | ↑ |
| CM | 10 | ↓ | ↓ | ↓ | ↓ | ↓ | ↓ | ↓ * | ↓ | ↓ * | ↓ * |
| | 20 | ↑ | ↓ | ↑ | ↑ | ↑ | ↑ | ↓ * | ↓ | ↓ * | ↓ |
| CD1 | 10 | ↑ | ↓ * | ↓ | ↓ | ↑ | ↑ | ↓ * | ↓ | ↓ | ↓ |
| | 20 | ↑ * | ↓ | ↑ | ↑ | ↑ | ↑ | ↓ * | ↓ | ↓ | ↓ |
| CD2 | 10 | ↑ | ↓ | ↓ | ↓ | ↓ | ↑ | ↓ * | ↓ | ↓ * | |
| | 20 | ↑ | ↓ | ↑ | ↓ | ↓ | ↑ | ↓ * | ↓ | ↓ | |
| CC | 10 | ↓ | ↓ * | ↓ | ↓ | ↑ | ↓ | ↓ * | ↓ | ↓ * | |
| | 20 | ↑ | ↑ | ↑ | ↓ | ↑ | ↑ * | ↓ * | ↑ | ↓ * | |
| B | 1 | ↑ | ↑ | ↑ | ↓ | ↑ | | | | | |
| | 3 | ↑ | ↑ | ↑ | ↑ | ↑ | | | | | |
| | 10 | ↓ | ↓ | ↑ | ↓ | ↑ | | | | | |

CI : compost industriel ; CM : compost municipal ; CD1 : compost domestique 1 ; CD2 : compost domestique 2 ; CC : compost collectif ; fond gris : effet non testé ; ↑* ou ↓* : augmentation (rouge) ou diminution (vert vif) significative par rapport au sol contrôle non amendé (Dunnnett, p<0,05)

Le pH et la conductivité électrique (CE) de la solution des sols étudiés pendant l'incubation ont parfois été corrélés au transfert des éléments trace dans la laitue. Le pH dans la solution du sol M a été négativement corrélé aux teneurs en Pb ($r=-0,57$; $p<0,001$) et Zn ($r=-0,43$; $p<0,01$) dans la partie aérienne de la laitue. L'augmentation du pH par un apport de compost pourrait avoir permis de réduire le transfert de Pb dans le sol M dont le pH initial est neutre (6,9) plutôt que dans le sol F dont le pH est légèrement basique (7,8). Un grand nombre d'études montrent un lien entre une augmentation de pH et une réduction de la

biodisponibilité d'éléments trace de type métallique tel que Pb (ADEME et al., 2017; Song et al., 2017; Sterrett et al., 1996). D'autres études ont toutefois observé que de faibles variations de pH dans des sols possédant un pH élevé (7,7 à 8,2) ne suffisent pas à expliquer les changements de biodisponibilité d'éléments trace métalliques tel que Pb (Murray et al., 2011; Walter et al., 2006). Par ailleurs, la CE dans la solution du sol F a été corrélée négativement à la teneur en Pb dans la partie aérienne de la laitue ($r=-0,49$; $p<0,01$) et positivement à la teneur en Cd ($r=0,75$; $p<0,001$) et en Cu ($r=0,64$; $p<0,001$) dans la partie aérienne de la laitue. Toutefois, la conductivité électrique (CE) des sols a été principalement augmentée par le compost industriel (Annexe 11). Les teneurs en matière organique relativement élevées dans les sols étudiés (M : 42,3 et F : 69,5 g.kg⁻¹) pourrait avoir conféré une capacité d'échange cationique suffisante pour limiter les variations de CE suite à l'apport des composts, à l'exception du compost industriel dont la CE est particulièrement élevée (Tableau 26). Au contraire, les composts domestiques étudiés possèdent une CE relativement faible (Tableau 26), ce qui est probablement lié à la maturité importante des composts domestiques dont les durées de compostage sont comprises généralement entre 6 et 12 mois (Chapitre 3 §3.1). La relation entre le transfert de Pb dans la laitue et la CE du sol F est cohérente avec la compétition pour le transfert dans la plante généralement observée entre Pb²⁺ et certains nutriments tels que Ca²⁺, PO₄³⁻ et SO₄²⁻ (Feix et Tremel-Schaub, 2005) contribuant à la CE de sols ou de composts (Gondek et al., 2020). De plus, les relations entre les transferts de Cd et Cu dans la laitue et la CE du sol F sont cohérentes avec les synergies généralement observées entre les transferts de Cd²⁺ et NO₃⁻ ou NH₄⁺ (Feix et Tremel-Schaub, 2005) ainsi qu'entre les transferts de Cu²⁺ et Al³⁺, PO₄³⁻, NO₃⁻, NH₄⁺ ou Ca²⁺ ; ces ions contribuant à la CE (Gondek et al., 2020; Sánchez-Monedero et al., 2001). Dans le sol F, la modification de la CE par certains composts pourrait donc avoir eu plus d'effet sur les transferts de Cd, Cu et Pb que les changements de pH. L'utilisation d'un compost de CE relativement élevée, comme le compost industriel étudié, pourrait présenter un intérêt pour la remédiation des sols de jardins contaminés en Pb. Cependant, un compost avec une CE forte présenterait un risque pour la croissance des cultures potagères sensibles à la salinité du sol ainsi qu'un risque d'accroître le transfert de Cd et Cu dans les légumes.

4.3.1.3. Influence de la matière organique exogène apportée aux sols

Les résultats ont montré que les éléments trace des deux sols étudiés ont eu tendance à être mobilisés par l'apport de compost et en particulier les composts les plus riches en matière organique c'est-à-dire le compost collectif (CC, 693 g.kg⁻¹), le compost industriel (CI, 618 g.kg⁻¹) et le compost domestique 1 (CD1, 567 g.kg⁻¹) (Figure 60). Pour ces composts,

précisément, la dose la plus élevée (20 kg.m⁻²) a pu conduire au passage en solution d'une fraction significativement plus importante de As (Figure 49), Cd (Figure 50), Pb (Figure 51), Cu et Zn (données non présentées). Suite à un apport conséquent de compost industriel (50 % en volume) dans un sol urbain multi-contaminé, Beesley et al. (2010) ont montré une augmentation du carbone organique dissous dans le sol, d'une part et une augmentation des fractions mobiles de As et de Cu d'un facteur égal à 30, d'autre part. Dans une autre étude, une libération d'acides fulviques dans la solution du sol suite à des apports conséquents de compost (10 et 25 % en volume) pourrait expliquer, d'après les auteurs, l'augmentation de la biodisponibilité de Cd, Cu et Pb pour la laitue dans des sols multi-contaminés (Murray et al., 2011). Toutefois, la biodisponibilité d'un élément trace pour une plante pourrait varier en fonction de changements de spéciation dans la rhizosphère et selon l'affinité des sites de transport au niveau des racines pour les complexes formés entre des acides organiques et les éléments trace. Pour des pH supérieurs à 7, les apports de compost peuvent aussi augmenter la mobilité de Pb en favorisant la formation et la solubilité de complexes organiques dissous (Sauvé et al., 1998). Les acides fulviques seraient plus abondants dans les composts dont la matière organique est peu transformée (Murray et al., 2011). D'après l'étude des fonctions chimiques des composts étudiés dans ce travail (Chapitre 3 §3.1), les composts CC, CI et CD1 sont composés d'une matière organique relativement peu transformée. Les groupements fonctionnels aliphatiques et carboxyliques plus abondants par rapport au compost municipal (CM) et au compost domestique 2 (CD2) pourraient avoir conduit à libérer une fraction de matière organique dissoute de types acides fulviques.

À la différence de certains composts, les apports de biochar au sol F n'ont pas conduit à la mobilisation de Cd, Cu et Pb ; seul As a été mobilisé par l'apport de biochar le plus élevé de 10 kg.m⁻² (Figure 57). Les résultats montrent par ailleurs que les apports de biochar de 3 et 10 kg.m⁻² ont limité la concentration en carbone organique dissous et ont affecté la qualité de la matière organique dissoute comme l'indique le ratio d'absorbance E2/E3 (Figure 61) lié négativement au poids moléculaire (P. Li et Hur, 2017). Dans la solution du sol amendé par du biochar, le carbone organique dissous est fortement corrélé à la concentration en Cd ($r=0,74$; $p<0,001$), Cu ($r=0,86$; $p<0,001$) et Pb ($r=0,69$; $p<0,01$). En raison de la stabilisation de la matière organique par pyrolyse, la fraction dissoute de matière organique libérée par le biochar est caractérisée par une proportion relativement faible d'acides aliphatiques et fulviques et une proportion relativement élevée d'acides humiques (P. Zhang et al., 2020). De plus, le biochar pourrait participer à la rétention de la matière organique dissoute du sol (Godlewska et al., 2017).

4.3.2. Implications sanitaires de la consommation de légumes autoproduits

Les résultats ont montré qu'en plus de conduire à une mobilisation de Pb (principal contaminant des sols étudiés), des apports de composts et de biochar ont pu conduire à la mobilisation d'autres éléments trace tels que As et Cd qui ne sont pas considérés comme des contaminants du sol d'après les valeurs du fond géochimique local d'après Le Guern et al. (2017) (Tableau 15). Des études ont montré qu'il était complexe de remédier à une multi-contamination dans un sol par l'apport de composts (Beesley et al., 2010; Bolan et al., 2014). Même dans le cas d'un contaminant principal, comme Pb dans le cas de ce travail, il semble difficile d'arriver à sa stabilisation dans un sol par des intrants organiques sans effets indésirables sur d'autres éléments trace. Les résultats de ce travail montrent la nécessité d'étudier les effets d'un amendement sur la mobilité d'autres éléments trace que le principal contaminant du sol à remédier.

Il existe des seuils réglementaires sur les teneurs en As, Cd et Pb dans des denrées alimentaires (CE, 2006b, 2021; NFHPC, 2013). Une liste non-exhaustive de teneurs maximales en Cd et Pb, fixées par la Commission Européenne, sont disponibles dans le Tableau 4. Pour les légumes-feuilles de type salade, les seuils sont fixés sur la base d'une masse fraîche à 0,5 mg.kg⁻¹ pour As par la Chine (NFHPC, 2013), à 0,20 mg.kg⁻¹ pour Cd et à 0,30 mg.kg⁻¹ pour Pb par la Commission Européenne (CE, 2006b), n'ont pas été dépassés pour aucun des sols, amendés ou non (Figure 56 et Figure 55). En effet, le transfert de Pb dans la laitue est généralement faible dans des sols urbains dont la teneur totale en Pb est inférieure à 500 mg.kg⁻¹ (Sterrett et al., 1996). Les teneurs en As, Cd et Pb dans la laitue qui ont été observées dans le cadre de cette thèse se trouvent généralement dans la gamme des observations faites lors de l'Étude de l'alimentation totale (EAT2) (ANSES, 2011). Dans le cas du sol de l'ancien site militaire (M) seulement, la teneur en Pb mesurée dans la laitue a pu dépasser la gamme de teneurs obtenues dans les laitues du commerce en France (ANSES, 2011). Dans les sols étudiés et modérément contaminés en Pb (< 200 mg.kg⁻¹), l'apport de composts est susceptible de réduire significativement les teneurs Pb de la laitue même si les seuils réglementaires ci-dessus ne sont pas dépassés. Certains amendements, comme le compost collectif (CC) et le compost industriel (CI), ont permis de réduire suffisamment le transfert de Pb dans la laitue pour que les teneurs soient comparables à celles des laitues dans le commerce en France (ANSES, 2011). Cependant, l'apport de ces composts dans le sol du jardin familial (F) n'a pas été aussi efficace que dans le sol de l'ancien site militaire (M), au contraire le transfert d'éléments trace a même pu être accru par rapport au sol F non amendé. Les propriétés physico-chimiques des sols comme la teneur en matière organique, le pH et le niveau de contamination ont pu être à l'origine d'une telle différence entre les sols étudiés. À

des doses pratiquées dans les jardins, l'utilisation de composts autoproduits, en particulier du compost collectif, pourrait présenter un intérêt pour réduire la teneur en Pb dans la laitue dans le cas de sols avec un certain niveau de contamination et n'ayant pas subi des apports répétés d'intrant organiques.

Compte tenu de l'effet du compost domestique (CD1) sur la production de biomasse de la laitue (Annexe 15), la quantité totale de As, Cd et Pb dans la partie aérienne de la laitue a généralement été accrue pour les deux types de sol (Figure 54, Figure 55, Figure 56). Les légumes autoproduits au jardin pourraient constituer une part plus importante dans l'alimentation, rarement composée en totalité par les légumes récoltés dans les jardins familiaux (Pourias et al., 2012). Le risque sanitaire serait alors susceptible d'augmenter avec la quantité ingérée de ces éléments. Il pourra alors être nécessaire de confronter ces ingestions aux valeurs toxicologiques de référence fixées à $0,3 \mu\text{g.kg}^{-1}$ poids corporel.jour⁻¹ de As (soit $4,5 \mu\text{g.jour}^{-1}$ pour un enfant pesant 15 kg ou $19,5 \mu\text{g.jour}^{-1}$ pour un adulte pesant 65 kg) et à $2,2$ ou $8,8 \mu\text{g.jour}^{-1}$ de Pb pour un enfant ou une femme enceinte respectivement (U.S. EPA, 1991; U.S. FDA, 2022).

La teneur en As dans la partie aérienne de la laitue a été augmentée par certains composts autoproduits apportés à une dose élevée (20 kg.m^{-2}) aux deux sols (Tableau 34). L'apport d'un compost industriel n'a pas eu un tel effet, ni dans cette étude ni dans une autre utilisant une dose de compost comparable dans un sol de jardin (Paltseva et al., 2018). Même si la teneur en As dans les légumes n'est pas réglementée en Europe, cet élément trace est considéré selon sa spéciation comme cancérigène par l'Agence internationale pour la recherche sur le cancer. Les résultats pourraient donc interroger sur le risque sanitaire associé à la consommation de légumes cultivés sur des sols de jardins familiaux amendés par de grandes quantités de composts autoproduits.

Les résultats ont par ailleurs montré que As, Pb, Cu et Zn étaient davantage concentrés dans la partie souterraine de la laitue jusqu'à dépasser, pour Pb, les seuils fixés par la Commission Européenne à $0,10 \text{ mg.kg}^{-1}$ dans les légumes racines et même à $0,30 \text{ mg.kg}^{-1}$ dans les légumes feuille (CE, 2006b). La translocation Pb de la partie racinaire à la partie aérienne des plantes potagères est en effet particulièrement limitée (ADEME et al., 2017; Pourrut et al., 2011). Bien que les effets du type de compost et de la dose n'aient pas pu être testés sur la teneur en éléments trace dans la partie souterraine de la laitue, leur mobilisation pendant l'incubation pourrait en avoir augmenté le transfert dans la partie souterraine de la laitue. La consommation de légumes racines au caractère plus accumulateur que la laitue vis-à-vis de Pb (Paltseva et al., 2018) pourrait présenter plus de risques sanitaires que la laitue

dans les mêmes conditions de culture. Les effets du type de sol, du type de compost et de la dose pourraient être plus importants.

4.4. Synthèse du chapitre

La Figure 62 présente les principaux résultats décrits dans ce chapitre. Les composts ont eu des effets très variables sur la mobilité des éléments trace et leur transfert en fonction (i) du type de compost, (ii) de la dose, (iii) du type de sol et (iv) de l'élément trace considéré. Immédiatement après l'apport de composts, les éléments trace ont pu être mobilisés dans les sols, en particulier As, Cu et Pb et dans une moindre mesure Cd, avec un effet plus fort pour la dose la plus élevée (20 kg.m⁻²). Malgré tout, les composts ont permis de réduire systématiquement les teneurs en Cd et Pb de la laitue avec le sol de l'ancienne caserne présentant les teneurs biodisponibles les plus élevées et de manière plus variable avec le sol du jardin familial. En revanche, avec les deux sols, le transfert de As dans la laitue a augmenté notamment avec une dose de 20 kg.m⁻² des composts domestiques et du compost collectif. Contrairement aux composts, le biochar a eu peu d'effet sur la mobilité des éléments trace à l'exception de As, mobilisé à une dose de 10 kg.m⁻². Le transfert de As et Pb dans la partie souterraine de la laitue a toutefois eu tendance à diminuer avec une dose croissante de biochar et la translocation dans la partie aérienne a été très faible que le sol ait été amendé ou non.

La mobilisation de As, Cu, Cd et Pb a été associée aux composts les plus riches en matière organique précisément le compost industriel (CI), le compost domestique 1 (CD1) et le compost collectif (CC) avec respectivement 618, 567 et 693 g.kg⁻¹. Les variations de pH et de la conductivité électrique engendrées par ces composts ont participé à réduire la teneur en Cd et Pb dans la laitue. De plus, l'augmentation du pH suite à l'apport de compost a été plus importante dans le sol de l'ancienne caserne conduisant à une réduction plus importante et généralisée du transfert de Cd et Pb. La teneur en Pb a aussi été réduite efficacement par le compost industriel qui a été le seul compost à augmenter significativement la conductivité électrique du sol. La contamination en Pb du compost domestique 2 (CD2 ; 117 mg.kg⁻¹) n'a pas conduit à un transfert accru de Pb dans la laitue.

Les résultats ont montré que la dose la plus élevée (20 kg.m⁻²) de certains composts avait pu augmenter préférentiellement les transferts de As mais aussi de Pb selon le type de compost. La dose la plus faible (10 kg.m⁻²) a semblé plus efficace pour limiter le transfert de Pb sans augmenter celui de As. À cette dose, le compost municipal et le compost collectif ont diminué le transfert de tous les éléments trace étudiés excepté Zn. Le compost collectif a toutefois fortement mobilisé les éléments trace. Pour cette raison et parce que la translocation

vers la partie aérienne de la laitue est faible, il semble nécessaire d'étudier l'effet d'un tel compost autoproduit sur le transfert d'éléments trace vers d'autres légumes et notamment de type racine (*e.g.* radis, carotte). De plus, étant potentiellement associée à une libération de ligands organiques dans la solution du sol, la mobilisation des éléments trace pourrait être atténuée par l'association d'un compost et d'un biochar. Le biochar (B), en ayant diminué le carbone organique dissous du sol, n'a pas conduit à une telle mobilisation d'éléments trace à l'exception d'une mobilisation de As en lien avec l'augmentation du pH et de la concentration en phosphore dans la solution du sol.

Les résultats obtenus soulignent aussi l'importance d'étudier l'effet d'intrants organiques sur la biodisponibilité de l'ensemble des éléments trace potentiellement toxiques présents dans le sol et pas seulement ceux dont les teneurs totales sont relativement élevées par rapport au fond géochimique local. En effet, les composts autoproduits n'ont pas eu le même effet sur la biodisponibilité de As et de Pb pour la laitue.

Finalement, les teneurs de As, Cd et Pb obtenues dans la partie aérienne de la laitue sont toutes conformes aux seuils réglementaires fixés par l'Europe sur Cd et Pb (CE, 2006b) ou par la Chine sur As (NFHPC, 2013) tandis que les seuils sur Pb ont été dépassés dans la partie racinaire analysée dans l'expérimentation 2. En augmentant considérablement la production de biomasse de la laitue, le compost domestique pourrait augmenter la quantité de légumes autoproduits consommés et ainsi augmenter la dose d'exposition.

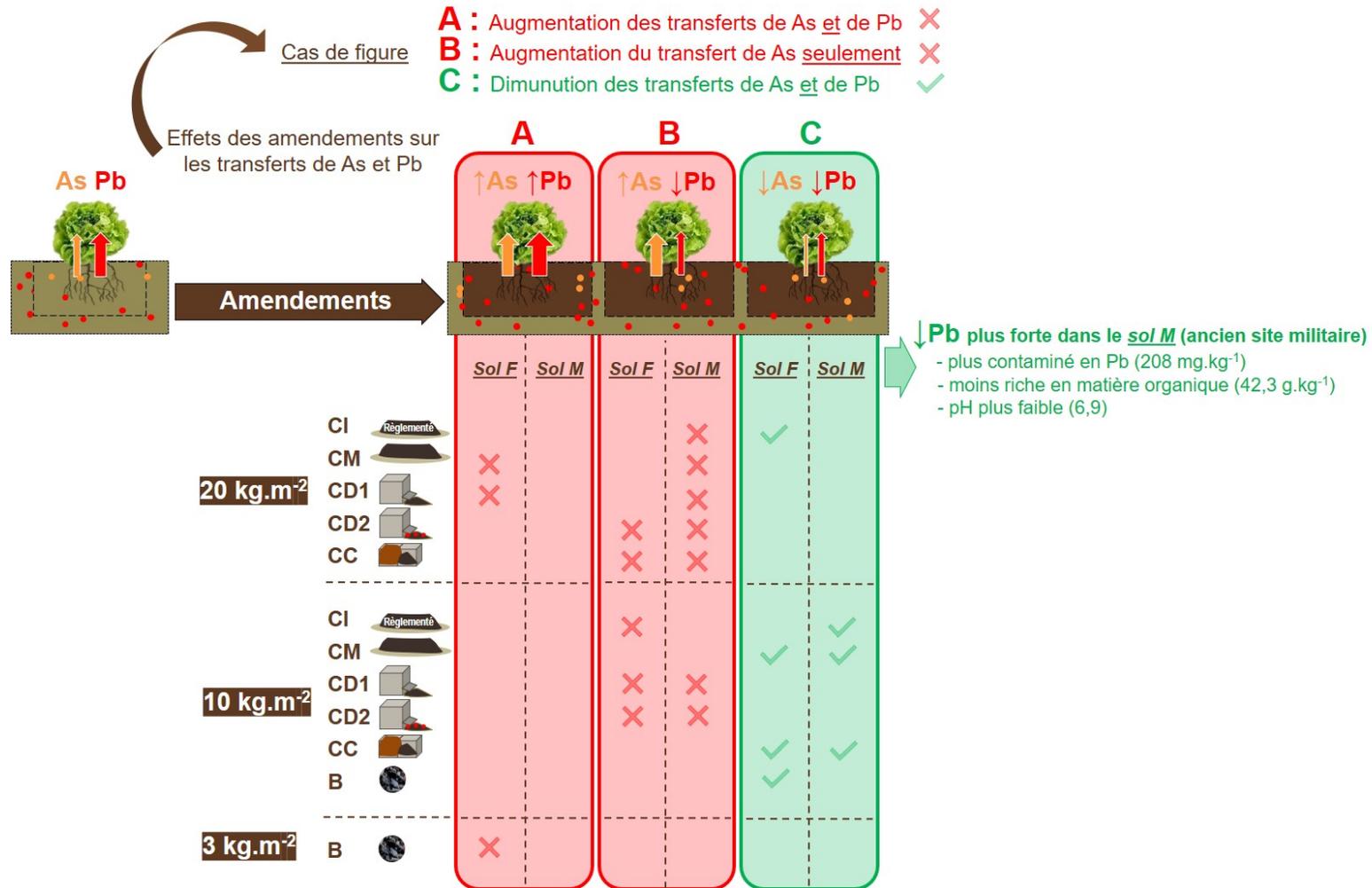


Figure 62. Schéma de synthèse à l'issue des expérimentations en conditions semi-contrôlées présentées dans le chapitre 4 (CI : compost industriel ; CM : compost municipal ; CD1 : compost domestique 1 ; CD2 : compost domestique 2 ; CC : compost collectif)

Chapitre 5.

Transfert de As et Pb dans des légumes après l'apport d'un compost et d'un biochar en conditions réelles de jardinage

En conditions semi-contrôlées, les composts autoproduits et le biochar apportés dans le sol du jardin familial ont eu peu d'effet sur le transfert de Pb dans la plante et ont conduit à augmenter le transfert de As avec la dose la plus élevée (20 kg.m⁻²). Toutefois, les teneurs en As et en Pb mesurées dans la partie aérienne de la plante sont faibles et inférieures aux seuils réglementaires mais les teneurs en Pb mesurées dans la partie racinaire de la plante dépassent ces seuils et mènent à s'interroger sur le transfert de Pb dans des légumes racines tels que le radis ou la carotte par exemple. Le transfert d'éléments trace dans les légumes produits en conditions réelles de jardinage est aussi susceptible d'être affecté par de nombreux facteurs non contrôlés tels que l'hétérogénéité spatiale du sol de la parcelle ainsi que les conditions climatiques pouvant impacter les processus physiologiques des plantes et favoriser leur exposition aux particules du sol (envol de poussières et effet « splash »). Des facteurs contrôlés peuvent aussi intervenir de manière à représenter les pratiques de jardinage tels que l'association de cultures et le travail du sol conduisant à déstructurer l'horizon cultivé et pouvant réactiver des processus microbiologiques.

Ce chapitre vise à répondre aux questions suivantes :

- (1) Les teneurs en As et Pb dans différents types de légumes produits dans un sol modérément contaminé en Pb présentent-elles un risque sanitaire pour le jardinier et les autres consommateurs ?
- (2) L'utilisation d'un compost autoproduit peut-elle réduire les teneurs de As et de Pb ainsi qu'un éventuel risque sanitaire lié à la consommation de ces légumes produits en conditions réelles ?
- (3) L'utilisation de biochar pourrait-elle former une solution alternative ou complémentaire à l'utilisation des composts autoproduits pour réduire à la fois les transferts de As et de Pb ?

- (4) Un an après l'apport du compost et du biochar, le travail du sol peut-il remobiliser et augmenter les transferts de As et de Pb dans un légume ?

Pour répondre à ces questions, une expérimentation *in situ* a donc été menée dans la parcelle du site des jardins familiaux de la Fournillière avec pour objectif de tester les effets d'un compost autoproduit (compost collectif), d'un biochar et de leur association sur le transfert de As et Pb dans différents types de légumes couramment cultivés par les jardiniers amateurs (première phase de culture : été, automne et hiver 2020). L'effet du travail du sol sur le transfert de As et Pb dans un légume a été testé douze mois après l'apport des intrants organiques (deuxième phase de culture : été 2021).

5.1. Matériels et méthodes

5.1.1. Design expérimental

Les effets d'un compost collectif (CC), d'un biochar (B) et d'un mélange de compost collectif et de biochar (CC+B) ont été testés. Un compost municipal (CM) a été inclus en raison des effets différents obtenus avec CC dans une des expérimentations en conditions semi-contrôlées présentées dans le chapitre précédent. La dose de 10 kg.m^{-2} (masse sèche) a été choisie sur la base des résultats présentés dans le chapitre précédent et appliquée indifféremment pour un intrant organique seul (CM, CC ou B) ou en mélange (CC+B), ce qui correspond aux quatre traitements testés auxquels s'ajoute un contrôle non amendé (N). Dans le cas du mélange CC+B, une proportion de biochar de 1/3 (en masse) a été appliquée. Cette proportion est inférieure à celle proposée dans différentes études de remédiation de sols contaminés par des éléments trace (Beesley et al., 2010; Karami et al., 2011; Medyńska-Juraszek et al., 2020; Zeng et al., 2015) : soit 1/2 biochar avec 1/2 compost. L'accessibilité limitée du biochar par les jardiniers a conduit, pour une raison opérationnelle, à réduire la proportion de biochar dans le mélange avec le compost.

Les composts CM et CC proviennent respectivement du pôle espaces verts et naturels d'une commune de Nantes Métropole (Bouguenais, France) et du jardin partagé de la Crapaudine dont le site de compostage est géré par l'association Compostri (Nantes, France). Le biochar provient d'un site de production pilote de la société Florentaise (Saint-Mars-du-Désert, France). Les principales propriétés physico-chimiques des composts et du biochar sont présentées Annexe 16. Avec un sol témoin non amendé (N) et trois réplicats de chaque traitement, un total de 15 placettes de $1,44 \text{ m}^2$ ont été délimitées sur le site des jardins familiaux de la Fournillière décrit dans le chapitre 2 (§2.1). Les placettes ont été délimitées dans la partie ouest du site de manière à coïncider avec d'anciennes planches de cultures identifiées par leur surélévation par rapport à la topographie moyenne du site et en évitant les ombres portées par l'environnement du site. Les différents intrants organiques ont été appliqués selon un plan randomisé en veillant cependant à ce que différentes modalités soient attribuées aux placettes dont les teneurs initiales du sol en Pb pouvaient localement dépasser 120 mg.kg^{-1} . Le plan du dispositif expérimental est présenté Figure 63.

Cinq plantes potagères couramment cultivées dans les jardins et appartenant à différents types de légumes connus pour leur transfert contrasté des éléments trace du sol vers leur partie consommable ont été choisies (ADEME et al., 2017; Schwartz, 2013a) : la laitue (*Lactuca sativa* var. *capitata* « Merveille des 4 saisons ») également choisie dans les expérimentations présentées dans le chapitre 4, le chou (*Brassica oleracea* var. *capitata* « Dutchman » F1) et le poireau (*Allium porrum* « Armor » F1) en tant que légumes feuilles ou

tiges, le radis (*Raphanus sativus* « National 2 ») en tant que légume racine ainsi que le haricot (*Phaseolus vulgaris* « Mangetout Nain Contender ») en tant que légume fruit. D'autres variétés de radis (*Raphanus sativus* « de 18 jours »), de haricot (*Phaseolus vulgaris* « Mangetout Nain de Rocquencourt ») et de poireau (*Allium porrum* « Bleu de Solaise » F1) ont été cultivées pour garantir un bon développement d'au moins une variété par type de légume.

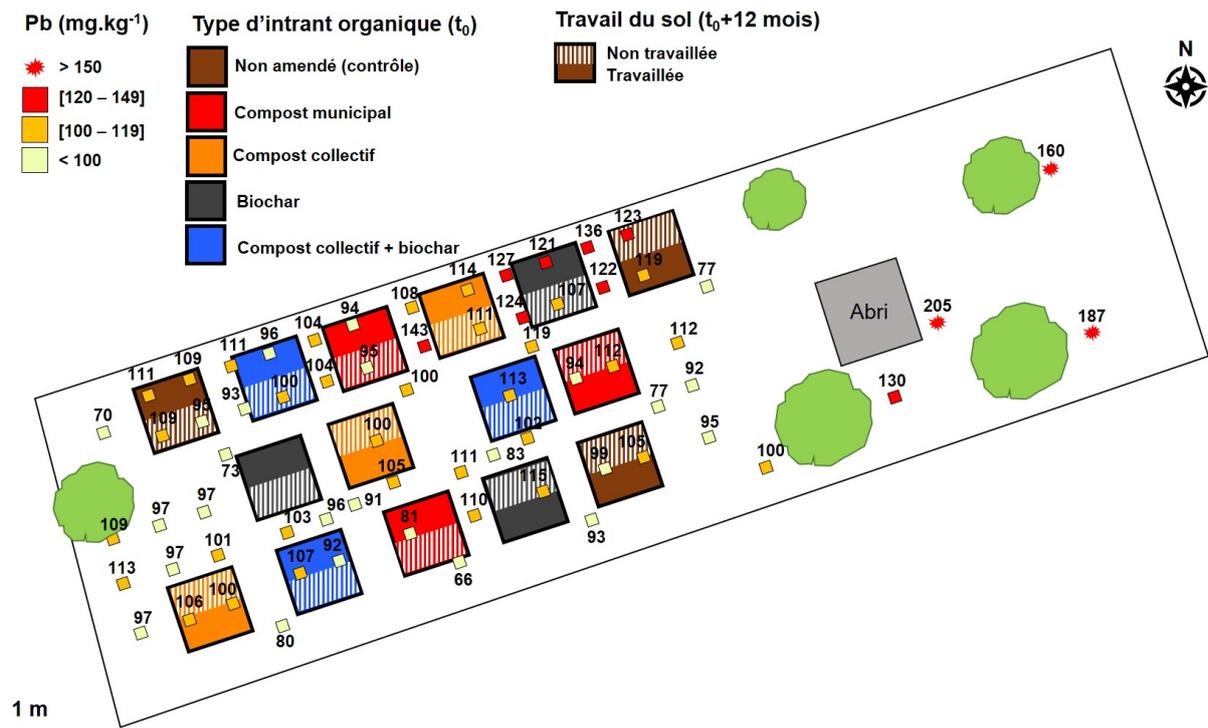


Figure 63. Plan du dispositif expérimental et teneurs initiales en Pb dans l'horizon de surface du sol de la parcelle expérimentale du site des jardins familiaux de la Fourmillière (Chapitre 2 §2.2.1)

Les périodes de cultures ainsi que les dates des prélèvements de sols et des récoltes sont présentées Figure 64. La mise en œuvre des phases 1 et 2 de l'expérimentation est présentée Figure 65. Pour la phase 1, le sol de chaque parcelle a été préalablement désherbé à la main et travaillé à la grelinette sur une profondeur de 20 cm. La masse adéquate des différents intrants organiques fraîchement collectés a été appliquée dans chaque parcelle. Les intrants organiques ont été incorporés au sol sur une profondeur de 20 cm à l'aide d'une fourche bêche. Une succession d'épisodes pluvieux a eu lieu durant les jours suivant l'amendement avec un total de 103 mm relevé par une station météorologique du laboratoire Eau et Environnement située à moins d'1 km du site (Annexe 17). Le sol de chaque parcelle a ensuite été paillé pour éviter le développement d'adventices avant le début des cultures. Le paillage a ensuite été écarté sur les bords de chaque parcelle pendant leur mise en culture afin d'éviter la colonisation par les adventices et pour limiter les dégâts causés par les limaces.

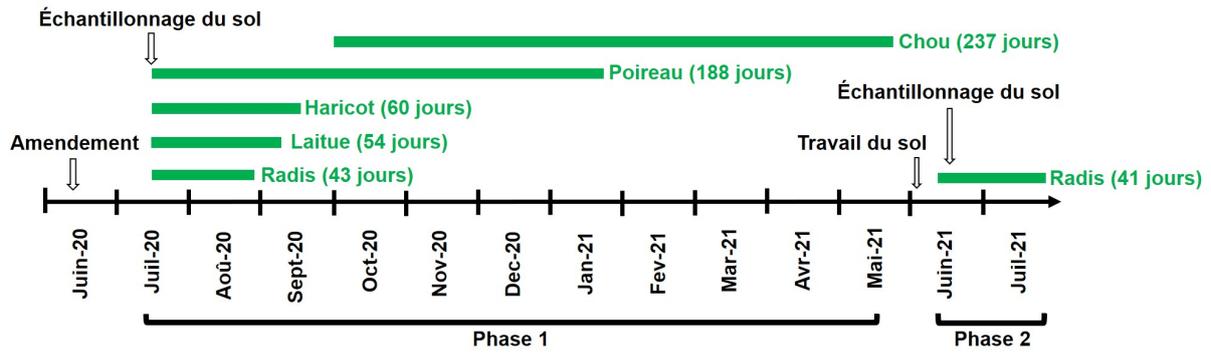


Figure 64. Calendrier des prélèvements de sols, des périodes de cultures et des récoltes de légumes

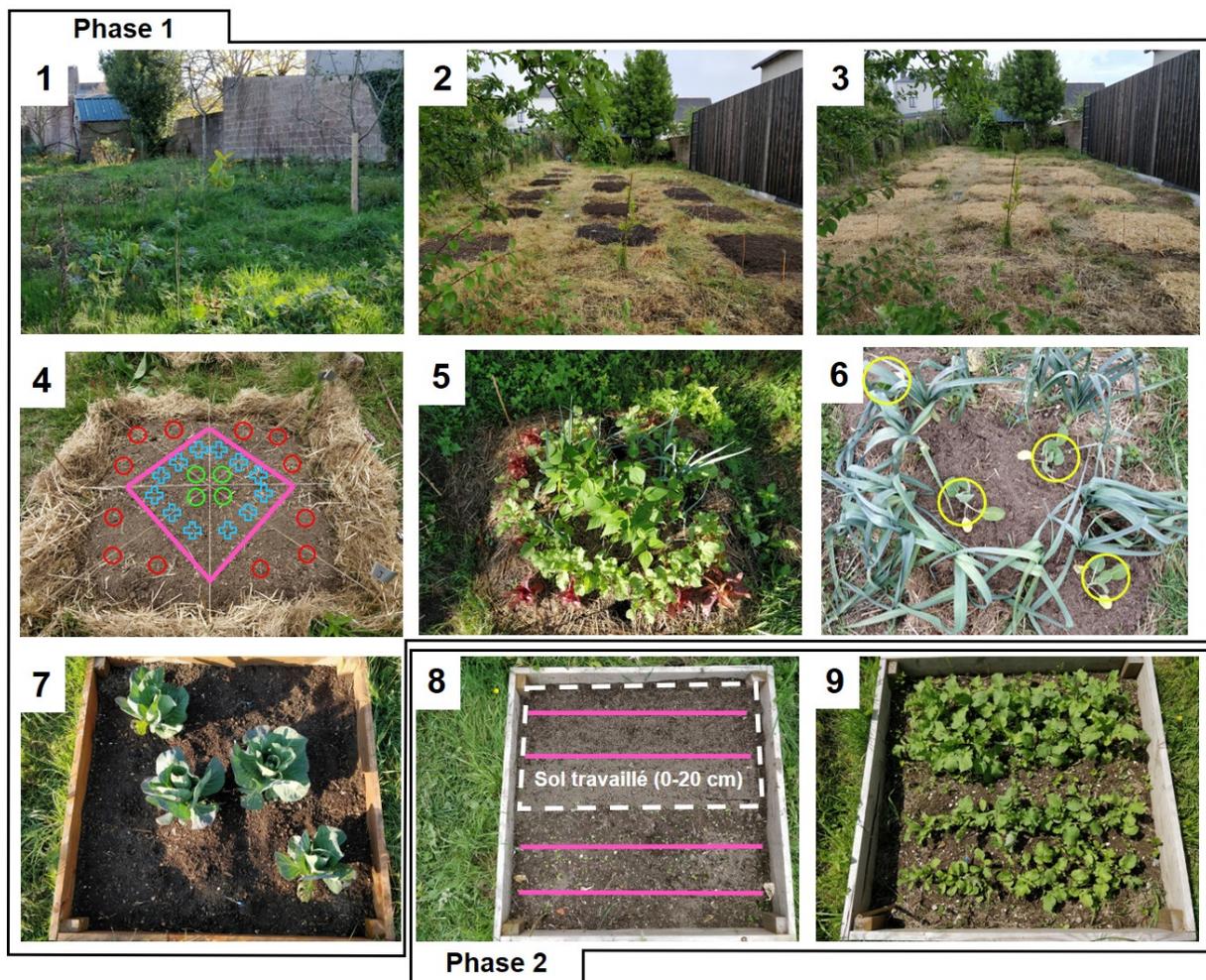


Figure 65. Déroulé de l'expérimentation : état initial du site (1), placettes amendées (2) et paillées (3), semis du radis (rose) et du haricot (vert), plantation de la laitue (rouge), repiquage du poireau (bleu) (4), croissance des cultures (5), poireau à maturité et plantation du chou (jaune) (6), chou à maturité (7), travail du sol des sous-placettes et semis du radis (8), radis à maturité (9)

Quarante jours après l'amendement des placettes, le radis et le haricot ont été semés en même temps que la laitue a été plantée et que le poireau a été repiqué. Les cultures initialement prévues dès le printemps 2020 ont toutes été reportées en juillet 2020 en raison de la crise sanitaire. La plantation du chou a été réalisée plus tard dans la saison, en novembre 2020 après les premières récoltes. Dans chaque parcelle, douze laitues, six poireaux, deux pieds de haricots et quatre choux ont été cultivés. Le radis a été semé en lignes éclaircies avec un espacement de 4 cm. Pour la phase 2, chaque parcelle a été subdivisée en deux sous-placettes de surfaces égales (0,72 m²) dont l'une a été travaillée sur une profondeur de 20 cm et l'autre non remaniée. La culture de radis (*Raphanus sativus* « National 2») a été répétée dans chaque sous-parcelle. La densité du semis a été augmenté pour la culture de radis en phase 2 par rapport à la phase 1 pour garantir une production de biomasse suffisante sur une surface réduite. La longueur totale du semis de radis a été de 3,4 m dans les placettes de 1,44 m² (2,3 m.m⁻²) en phase 1 puis 2,4 m dans les sous-placettes de 0,72 m² (3,3 m.m⁻²) en phase 2.

5.1.2. Échantillonnage des sols et des légumes

La récolte, l'échantillonnage et la préparation des légumes ont été réalisés sur la base d'un guide réalisé par l'ADEME et l'INERIS (Denys et al., 2014) et de la norme NF EN 13804. Les légumes ont été récoltés à maturité après 43 jours pour les radis de 2020, 41 jours pour les radis 2021, 54 jours pour la laitue, 60 jours pour le haricot, 188 jours pour le poireau et 237 jours pour le chou (Figure 64). Sur chaque (sous-)parcelle, la totalité des parties consommables appartenant au même type de légume ont été récoltées pour des raisons de représentativité et de variabilité génétique entre individus. Le rendement d'une (sous-)parcelle a été déterminé immédiatement après la récolte de chaque légume. En raison de rendements conséquents, un échantillon a été constitué à partir de la récolte des poireaux et des choux pour l'analyse des teneurs en éléments. Précisément, les légumes ont été découpés avec un couteau en céramique dans le sens de la longueur pour prélever un quart de chaque chou et un demi de chaque poireau. Pour éviter la contamination par des particules de sol adhérentes, tous les légumes ont été débarrassés des parties abîmées et ont été soigneusement lavés au laboratoire, successivement à l'eau du robinet, à l'eau osmosée et à l'eau ultrapure pour ensuite être égouttés dans une essoreuse à salade et séchés sur du papier absorbant. Un échantillon représentatif de 200 g a été prélevé après découpage des légumes en morceaux (<1 cm) à l'aide d'un couteau en céramique. L'échantillon a été conditionné en sac plastique et conservé au congélateur avant d'être séché par lyophilisation jusqu'à masse constante.

Le sol de chaque (sous-)parcelle a été prélevé au début des phases 1 et 2. En phase 1, soit quarante jours après l'amendement des placettes, un échantillon composite d'environ 1 kg a été prélevé de manière systématique dans la couche de sol 0-20 cm en cinq points de chaque parcelle. À partir de cet échantillon composite, deux sous-échantillons ont été destinés d'une part à des analyses physico-chimiques réalisées par un laboratoire extérieur (SADEF, France) et d'autre part à la détermination des teneurs totales en éléments (Université Gustave Eiffel, LEE). En phase 2, soit douze mois après l'amendement et dix jours après le travail du sol, un échantillon composite de 500 g a été réalisé en cinq points de chaque sous-parcelle dans la couche 0-5 cm. Dans la sous-parcelle travaillée, la couche prélevée (0-5 cm) est théoriquement représentative de la couche travaillée (0-20 cm) tandis que dans la sous-parcelle non travaillée, la variation verticale des propriétés physico-chimiques de la couche amendée (0-20 cm) a potentiellement été affectée par les différentes cultures, l'activité des microorganismes et les phénomènes météorologiques.

5.1.3. Analyse des sols

Les analyses physico-chimiques suivantes ont été réalisées dans un laboratoire extérieur accrédité COFRAC (SADEF, France). Les teneurs en argile, limon fin, limon grossier, sable fin et sable grossier ont été déterminées sans décarbonatation (NF X31-107). Le pH du sol a été déterminé selon la norme NF ISO 10390. La capacité d'échange cationique a été déterminée selon la méthode Metson (NFX 31-130). Les fractions échangeables des éléments majeurs (K, Mg, Ca, Na) ont été déterminées par extraction à l'acétate d'ammonium (NF X31-108). La fraction échangeable du phosphore (P) a été déterminée par la méthode Joret-Hébert (NF X31-161). Les teneurs en nitrate et en ammonium ont été déterminées par extraction au chlorure de potassium (NF ISO 14256-2). La fraction phytodisponible de Fe, Mn, Cu, Zn a été déterminée par extraction au DTPA (NF X31-121). Les teneurs en carbone organique et en carbone microbien ont été déterminées respectivement par oxydation sulfochromique (NF ISO 14235) et par fumigation-extraction (NF EN ISO 14240-2). Les teneurs totales en éléments majeurs et trace ont été déterminées au laboratoire (LEE) après mise en solution par attaque acide et analyse par spectrométrie (ICP-OES et ICP-MS) selon la méthode décrite dans le chapitre 2 (§2.2.2.5).

5.1.4. Analyse des légumes

Les teneurs en éléments majeurs et trace ont été déterminées sur les échantillons lyophilisés préalablement broyés et mis en solution selon la méthode décrite dans le chapitre 4 (§4.1.4). Le broyage au mortier-pilon a été suffisant pour réduire la granulométrie des échantillons de radis et de laitue tandis qu'un broyage à billes a été nécessaire pour les

échantillons de haricot, de poireau et de chou. La teneur en Al a été déterminée par ICP-OES (NF EN ISO 11885) avec le spectromètre Varian ICP 720 ES. Les teneurs en As et Pb ont été déterminées par ICP-MS (NF EN ISO 17294) avec le spectromètre Agilent 8900 Triple Quadropole. La répétabilité de la méthode a été vérifiée sur des triplicats à partir d'échantillons broyés, l'un au mortier pilon et l'autre au broyeur à billes.

5.1.5. Traitements numériques et statistiques

Le transfert de As et Pb dans les légumes a été évalué à l'aide (i) de la teneur en masse fraîche et (ii) du facteur de bioconcentration (FBC).

Les teneurs en As et Pb ont été exprimées en masse fraîche (MF) sur la base de l'humidité relative de chaque échantillon afin de permettre la comparaison avec les seuils réglementaires fixés pour Pb par la Commission Européenne (CE, 2006b) et pour As par The National Health and Family Planning of Peoples's Republic of China (NFHPC, 2013), l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture et l'Organisation mondiale de la Santé (FAO/OMS, 2019).

Le facteur de bioconcentration (FBC) a permis d'évaluer la biodisponibilité d'un élément en tenant compte de la variabilité de la teneur totale de l'élément dans le sol. Il a été calculé selon l'équation suivante d'après Murray et al. (2011) :

$$FBC = [E]_l / [E]_s \quad (9)$$

avec $[E]_l$, la teneur de l'élément dans le légume (mg.kg^{-1} masse sèche) et $[E]_s$, la teneur totale de l'élément dans le sol (mg.kg^{-1} masse sèche).

Le risque lié à l'exposition à un élément trace par la consommation des légumes a été évalué à l'aide du calcul d'une dose d'exposition journalière (E_{exp}) selon Attanayake et al. (2021) comparée à une dose de référence (E_{ref}) selon les équations suivantes :

$$E_{exp} = TP \times PP_{\text{âge}} \times [E]_{\text{légumes}} \quad (10)$$

$$Risque = E_{exp} / E_{ref} \quad (11)$$

avec TP , la taille de la portion de légumes dans l'alimentation quotidienne, soit 85 g.jour^{-1} d'après The United States Food and Drug Administration (U.S. FDA, 2016), $PP_{\text{âge}}$, la part de légumes feuilles dans la portion selon l'âge du consommateur (0,3 pour un enfant et 0,9 pour un adulte) d'après Attanayake et al. (2021), $[E]_{\text{légumes}}$, la teneur moyenne d'un élément trace dans la laitue, le poireau, le chou, le radis et le haricot (mg.kg^{-1} masse fraîche) et E_{ref} , la dose de référence maximale recommandée dans l'alimentation quotidienne soit 2,2 ou $8,8 \text{ } \mu\text{g.jour}^{-1}$ de Pb pour un enfant ou une femme enceinte, respectivement (U.S. FDA, 2022) et 4,5 ou $19,5 \text{ } \mu\text{g.jour}^{-1}$ de As pour un enfant pesant 15 kg ou un adulte pesant 65 kg, respectivement d'après The United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA, 1991).

Les effets de quatre variables catégorielles, comprenant deux à cinq niveaux, ont été testés : (i) le type d'intrant organique (effet *intrant* : non amendé, compost municipal, compost collectif, biochar, compost collectif + biochar), (ii) le type de légume (effet *légume* : radis, laitue, haricot, poireau, chou), (iii) le temps passé entre l'amendement du sol et la mise en culture (effet *temps* : un mois, douze mois), (iv) le travail du sol (effet *travail* : non travaillé, travaillé). La dispersion des résultats a été représentée par l'erreur type (e) calculée selon l'équation suivante :

$$e = \bar{x} / \sqrt{n} \quad (12)$$

avec \bar{x} , moyenne et n , effectif.

L'analyse de variance (ANOVA) à deux facteurs a été utilisée pour tester d'une part les effets *intrant* et *légume* ainsi que leur interaction et d'autre part les effets *intrant* et *travail* ainsi que leur interaction. Des comparaisons multiples par paires ont été réalisées par un test de Tukey pour identifier les différences entre les trois niveaux (ou plus) d'un facteur ou d'une interaction ayant un effet significatif (Lee et Lee, 2018). Les liens entre les paramètres physico-chimiques du sol et le transfert de As et Pb dans les légumes ont été étudiés par l'analyse en composantes principales (ACP). La corrélation linéaire entre deux variables continues spécifiques a été appliquée avec les méthodes de Pearson ou de Spearman en cas de distribution ne suivant pas la loi normale. Pour appliquer l'ANOVA et le test de Tukey, les données ont pu subir une transformation logarithmique pour suivre une loi de distribution normale. L'ensemble des traitements statistiques ont été réalisés avec les logiciels R (4.1.2) et RStudio (1.3.1093).

5.2. Résultats

5.2.1. Effets des intrants organiques et du travail du sol sur la teneur totale du sol en As et Pb

Les teneurs en As et Pb dans le sol un mois après l'amendement (t1) et douze mois plus tard suite au travail du sol (t12) sont présentées Figure 66. Après l'amendement des placettes, des différences significatives de teneurs du sol en As et Pb ont été observées entre les placettes amendées par deux types d'intrants organiques et les placettes n'ayant pas reçu d'amendements. En effet, la teneur moyenne en As dans les placettes amendées par le biochar (B) a été 9,3 % plus faible par rapport aux placettes non amendées (Figure 66a). La teneur moyenne en Pb dans les placettes amendées par le mélange de compost collectif et de biochar (CC+B) a été 14,0 % plus faible que dans les placettes non amendées (Figure 66c). Douze mois plus tard, aucune différence significative n'a été observée entre les modalités d'amendements (données non présentées). Cependant, le travail du sol a significativement

augmenté la teneur en As dans les sols travaillés (T) par rapport aux sols non remaniés (NT) (Figure 66b).

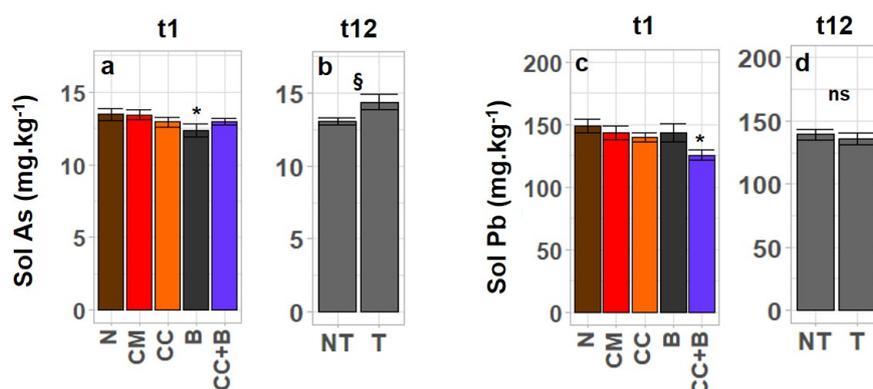


Figure 66. Teneurs du sol en As et Pb avant la première phase de culture (t1) dans le sol sans intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B) ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B) puis lors de la deuxième phase de culture (t12) dans le sol non travaillé (NT) ou travaillé (T) indépendamment du type d'intrants organiques (moyenne). *Différence significative entre traitement et contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$). ns : non significatif. §Différence significative entre traitements (test t de Student, $p < 0,05$)

5.2.2. Effets des intrants organiques et du type de légumes sur le transfert de As et Pb

Les analyses de variance (ANOVA) à deux facteurs (type d'intrants organiques et type de légumes) sur les teneurs et les facteurs de bioconcentration (FBC) de As et Pb dans les légumes sont présentées Tableau 35. Pour le poireau, le radis et le haricot, seuls les résultats concernant les variétés respectives « National 2 », « Mangetout Nain Contender » et « Armor » ont été utilisés. Pour le radis « de 18 jours », les intrants organiques n'ont pas eu d'effet et la production de haricots « Mangetout Nain de Rocquencourt » a été insuffisante pour les analyses.

Tableau 35. Effets du type d'intrants organiques et du type de légumes sur les teneurs et les facteurs de bioconcentration (FBC) de As et Pb dans les légumes produits lors de la première phase de culture

| | d.l. | Valeurs de F | | | | | | | |
|----------------|------|--------------|-----|-----------|-----|--------|-----|--------|-----|
| | | Teneur As | | Teneur Pb | | FBC As | | FBC Pb | |
| Intrant | 4 | 1 | ns | 4 | * | 2 | ns | 2 | ns |
| Légume | 4 | 35 | *** | 28 | *** | 86 | *** | 59 | *** |
| Intrant*légume | 16 | 3 | ** | 0,6 | ns | 4 | *** | 0,5 | ns |

Valeurs de F (test de Fisher) et probabilités associées, ns : non significatif ; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; d.l. : degrés de liberté

Les résultats montrent que le type de légume a eu les effets les plus importants sur les teneurs et les FBC de As et de Pb ce qui suggère que la biodisponibilité de ces éléments trace dépend principalement du type de légume (Tableau 35). Toutefois, la teneur et le FBC de As dans les légumes ont été significativement affectés par les intrants organiques, de manière

différente selon le type de légume comme l'indiquent les interactions entre les deux facteurs (Tableau 35). Les effets du type d'intrants organiques sur la teneur et le FBC de As sont donc représentés en fonction du type de légume (Figure 67). De manière générale, les intrants organiques ont eu peu d'effets sur le transfert de As dans les légumes. Néanmoins, les apports de biochar seul (B) ou mélangé avec du compost collectif (CC+B) ont réduit significativement la teneur en As dans le poireau sans avoir d'effet significatif sur le FBC correspondant. Par ailleurs, l'apport de biochar a augmenté significativement la teneur de As dans laitue ainsi que le FBC correspondant suggérant une augmentation de la biodisponibilité de As dans le sol.

La biodisponibilité moyenne de As pour chaque type de légumes peut être classée par ordre décroissant à l'aide du FBC : radis > laitue > chou, poireau > haricot (Figure 67). Les légumes feuilles (laitue, chou et poireau) ont eu une capacité de bioconcentration de As intermédiaire entre le légume racine (radis) et le légume fruit (haricot) qui bioconcentre le moins.

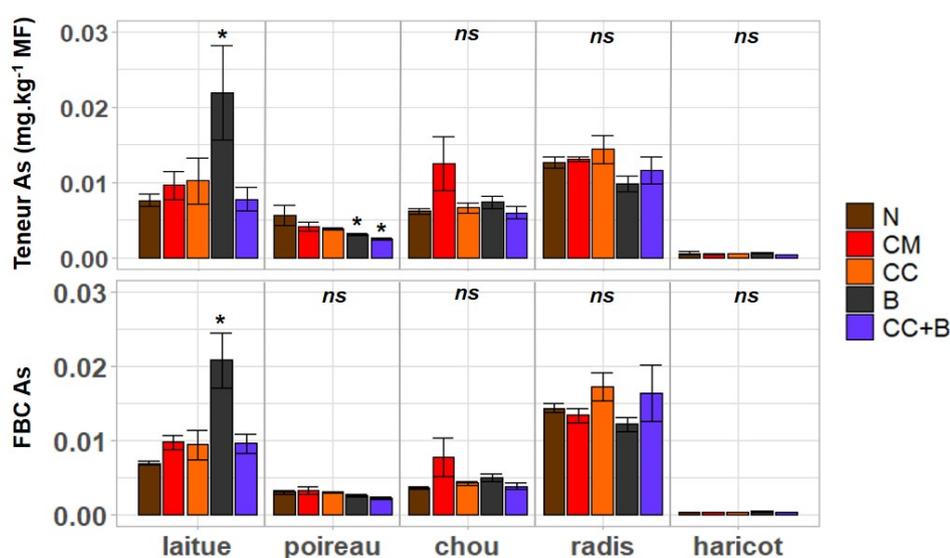


Figure 67. Teneur et facteur de bioconcentration (FBC) de As dans les légumes (laitue, poireau, chou, radis, haricot) produits lors de la première phase de culture dans le sol sans intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B), ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B). *Différence significative entre traitement et contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$). ns : non significatif. §Différence significative entre traitements (test t de Student, $p < 0,05$)

La teneur de Pb dans les légumes a été affectée par les intrants organiques indépendamment du type de légume tandis que le FBC de Pb a été uniquement affecté par le type de légume (Tableau 35). Les effets du type d'intrants organiques du type de légume sur la teneur et le FBC de Pb sont donc représentés de manière indépendante (Figure 68). Seul le

mélange de compost collectif et de biochar (CC+B) a permis de diminuer significativement la teneur en Pb dans les légumes par rapport au sol non amendé (N) (Figure 68a) mais le FBC de Pb n'a pas été affecté de manière significative par l'apport de CC+B (Figure 68c), ce qui peut s'expliquer par une teneur en Pb significativement plus faible dans le sol des placettes ayant reçu cet intrant organique (Figure 66c) avec une différence de l'ordre de 15 %. Néanmoins, une diminution générale du FBC par rapport au sol non amendé (N) a été observée avec tous les intrants organiques (CM, CC, B et CC+B) suggérant leur potentiel de réduction de la biodisponibilité de Pb pour les légumes (Figure 68c).

La biodisponibilité moyenne de Pb pour chaque type de légumes, évaluée à l'aide du FBC, a pu être classée par ordre décroissant : laitue > poireau > radis > chou > haricot (Figure 68d). L'un des légumes feuille (chou) et le légume fruit (haricot) ont présenté les facteurs de bioconcentration de Pb les plus faibles. Un autre légume feuille (laitue) a présenté le FBC le plus élevé.

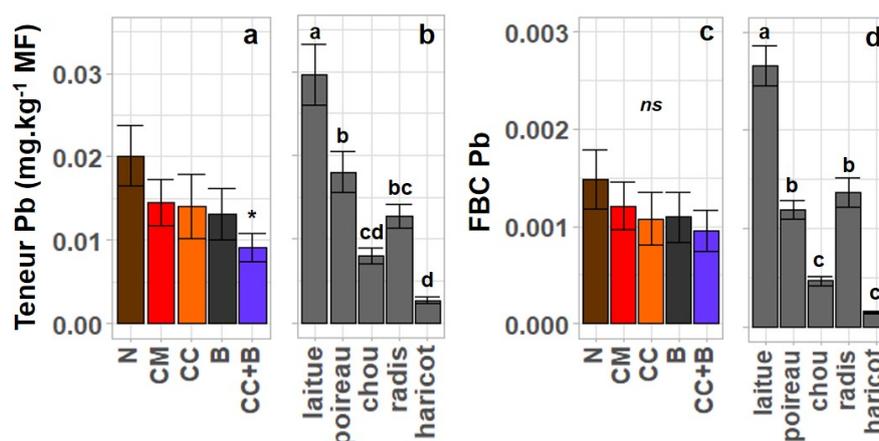


Figure 68. Teneur en Pb dans les légumes (moyenne) produits lors de la première phase de culture dans le sol sans intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B), ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B) et facteur de bioconcentration de Pb (FBC) dans les légumes (laitue, poireau, chou, radis, haricot) indépendamment du type d'intrants organiques (moyenne). *Différence significative entre traitement et contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$). ns : non significatif. §Différence significative entre traitements (test t de Student, $p < 0,05$)

Quelle que soit la modalité d'amendements, aucun des légumes n'a présenté une teneur en As ou en Pb dépassant les seuils réglementaires pouvant s'y appliquer respectivement en Chine ou en Europe. En effet, le seuil sur la teneur en As de $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ (masse fraîche) appliqué aux légumes vendus en Chine (NFHPC, 2013) n'a pas été franchi, ni même le seuil plus strict de $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ (masse fraîche) appliqué au riz par l'Organisation mondiale de la Santé (FAO/OMS, 2019). Les teneurs des légumes en Pb n'ont jamais dépassé ni le seuil de $0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ (masse fraîche) appliqué aux légumes feuilles, ni le seuil de $0,1$

mg.kg⁻¹ (masse fraîche) appliqué aux autres types de légumes vendus en Europe (1881/2006, Commission Européenne).

Les effets des intrants organiques sur le transfert d'autres éléments trace (Cd, Cu et Zn) dans les légumes sont relativement faibles et non significatifs comme le suggère notamment les facteurs de bioconcentration associés (Annexe 18 et Annexe 19).

5.2.3. Effets des intrants organiques et du travail du sol sur le transfert de As et Pb dans le radis cultivé un an après le début de l'expérimentation

Les analyses de variance (ANOVA) à deux facteurs (type d'intrants organiques et travail du sol) sur les indicateurs du transfert de As et Pb dans les légumes sont présentées Tableau 36. Les résultats montrent que le travail du sol douze mois après l'apport d'intrants organiques a eu peu d'effet sur le transfert de As et Pb dans le radis. En revanche, les intrants organiques apportés douze mois plus tôt ont présenté à nouveau des effets sur le transfert de As et Pb dans le radis.

Tableau 36. Effets du type d'intrants organiques et du travail du sol sur les teneurs et les facteurs de bioconcentration (FBC) de As et Pb dans le radis produit lors de la deuxième phase de culture

| | d.l. | Valeurs de F | | | | | |
|-----------------|------|--------------|----|-----------|----|--------|--------|
| | | Teneur As | | Teneur Pb | | FBC As | FBC Pb |
| Intrant | 4 | 5 | ** | 7 | ** | 2 ns | 4 * |
| Travail | 1 | 7 | * | 2 | ns | 2 ns | 3 ns |
| Intrant*travail | 4 | 0,4 | ns | 0,5 | ns | 0,3 ns | 0,4 ns |

Valeurs de F (test de Fisher) et probabilités associées, ns : non significatif ; *p<0,05 ; **p<0,01 ; ***p<0,001 ; d.l. : degrés de liberté

Les effets du travail du sol et des intrants organiques apportés douze mois plus tôt sur le transfert de As et Pb dans le radis sont présentés Figure 69. Le travail du sol n'a eu d'effet que sur la teneur en As dans le radis sans avoir eu d'effet significatif sur le facteur de bioconcentration associé. Néanmoins, le travail du sol semble augmenter de manière générale les teneurs et les facteurs de bioconcentration de As et Pb dans le radis. Que le sol ait été travaillé ou non, tous les intrants organiques apportés douze mois plus tôt ont permis de réduire à la fois les teneurs en As et en Pb dans le radis, à l'exception du compost municipal (CM) qui n'a pas réduit la teneur en As de manière significative. Cependant, la réduction générale du facteur de bioconcentration de As n'est pas significative pour aucun des intrants organiques. Seuls le compost municipal (CM), le compost collectif seul (CC) ou en mélange avec le biochar (CC+B) ont significativement réduit le facteur de bioconcentration de Pb dans le radis. Par ailleurs, il convient de remarquer que les teneurs et les facteurs de bioconcentration pour le radis cultivé lors de la phase 2 (juin et juillet 2021) ont été plus

élevés que lors de la phase 1 (juin et juillet 2020), en particulier pour Pb (Figure 67 et Figure 68). De plus, la teneur maximale réglementaire de Pb dans le radis (0,1 mg.kg⁻¹ MF) fixée par la Commission Européenne (CE, 2006b) est dépassée lorsque le sol n'a pas reçu d'intrant organique (Figure 69). Les intrants organiques ont tous permis d'abaisser la teneur en Pb du radis au niveau voire en-dessous de cette teneur maximale réglementaire.

Les intrants organiques ont eu peu d'effet sur le transfert d'autres éléments trace (Cd, Cu et Zn) dans le radis. En effet, les facteurs de bioconcentration associés ont été légèrement plus faibles en présence des intrants organiques sans que cet effet soit significatif (Annexe 20).

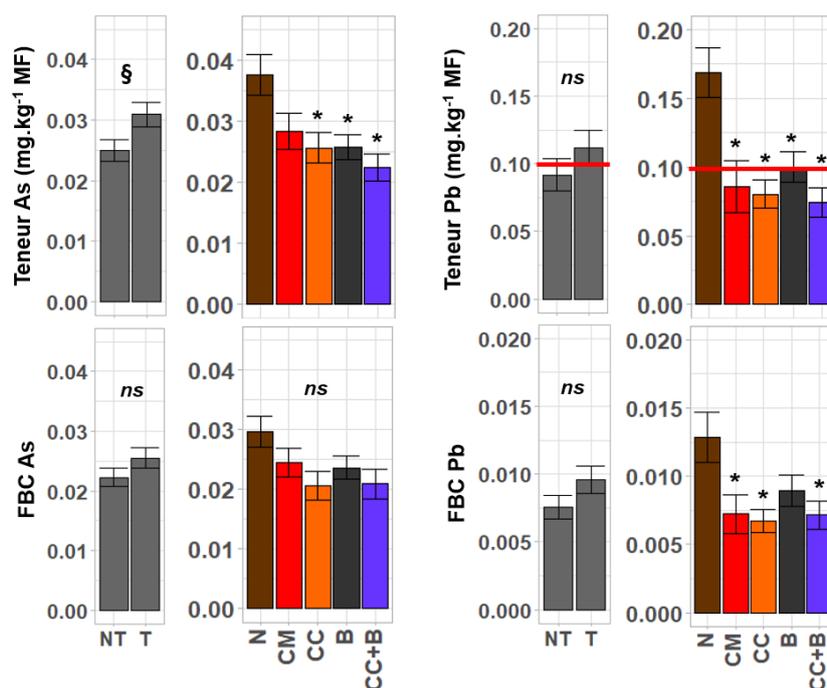


Figure 69. Teneurs et facteurs de bioconcentration (FBC) de As et Pb dans le radis produit lors de la deuxième phase de culture dans le sol non travaillé (NT) ou travaillé (T) indépendamment du type d'intrants organiques (moyenne) et dans le sol sans intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B), ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B) indépendamment du travail ou non du sol (moyenne). *Différence significative entre traitement et contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$). ns : non significatif. §Différence significative entre traitements (test t de Student, $p < 0,05$). Barre rouge : teneur maximale réglementaire (CE, 2006b)

5.2.4. Effets des intrants organiques et du travail du sol sur la biomasse de légumes produits

Les analyses de variance (ANOVA) à deux facteurs sur la biomasse de la récolte de légumes produits (i) sur une placette lors de la première phase de culture et (ii) sur une sous-placette lors de la deuxième phase de culture sont présentées respectivement Annexe 20 et Annexe 22.

Les résultats montrent que lors de la première phase de culture, l'effet du type d'intrants organiques sur la production de biomasse a été significatif et dépendant du type de légume (Annexe 20). Les effets du type d'intrants organiques sur la biomasse de légumes ont donc été représentés en fonction du type de légumes et montrent que le compost collectif (CC) a augmenté la biomasse du poireau, du chou (Tukey ; $p < 0,05$), du radis et du haricot tandis que le compost municipal (CM) n'a pu augmenter que celle du radis et du haricot (Figure 70a). La production de biomasse de la laitue, du poireau et du chou avec CC a été favorisée par son association avec le biochar (CC+B) tandis que le biochar apporté seul (B) a eu tendance à diminuer la productivité des plantes potagères (Figure 70a). La biomasse du chou produite sur le sol non amendé (N) a été plus élevée que les autres légumes et la biomasse du chou a été augmentée fortement et de manière significative par CC et CC+B (Figure 70a). La culture du chou a été retardée dans la saison et a été la plus longue des autres cultures de légumes (Figure 64).

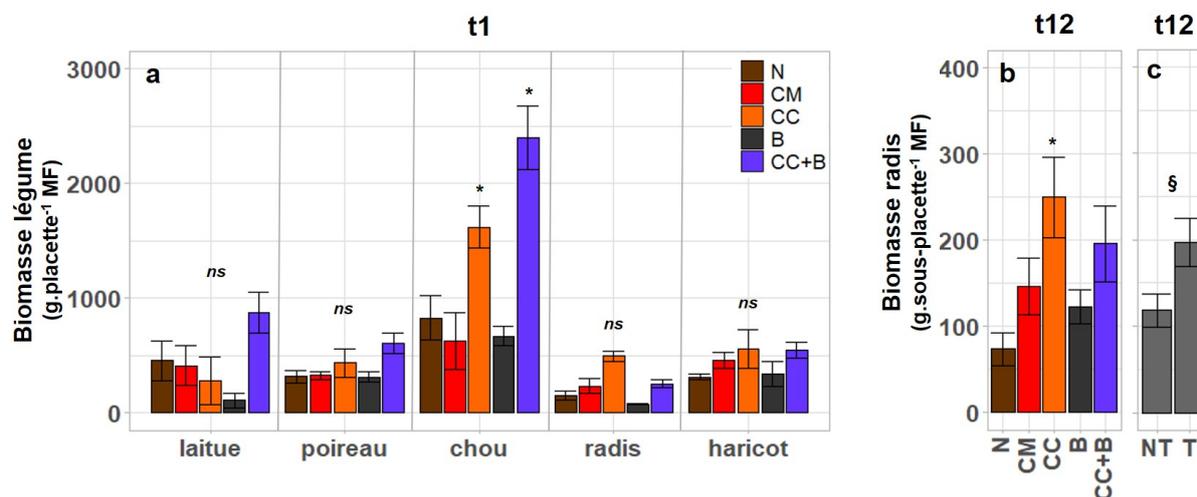


Figure 70. Biomasse des légumes (laitue, poireau, chou, radis, haricot) produits sur une placette (1,44 m²) lors de la première phase de culture (a) et biomasse du radis produit sur une sous-placette (0,72 m²) lors de la deuxième phase de culture (b) dans le sol sans intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B), ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B) indépendamment du travail ou non du sol (moyenne) et dans le sol non travaillé (NT) ou travaillé (T) indépendamment du type d'intrants organiques (moyenne). *Différence significative entre traitement et contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$). ns : non significatif. §Différence significative entre traitements (test t de Student, $p < 0,05$)

Lors de la deuxième phase de culture du radis, les résultats montrent que la biomasse de la production de radis a été affectée par le type d'intrants organiques et par le travail du sol sans que ces deux facteurs interagissent (Annexe 22). Ainsi, deux représentations distinctes sont présentées : d'une part, en fonction du type d'intrants organiques (Figure 70b) et d'autre part, en fonction d'un travail du sol ou non (Figure 70c). Tous les intrants organiques ont augmenté la biomasse des radis produite sur une sous-placette et cela de manière significative

avec le compost collectif (CC) (Figure 70b). D'autre part, le travail du sol a significativement augmenté la biomasse des radis produits sur une sous-placette (Figure 70c).

5.2.5. Liens entre la biodisponibilité de As et Pb et principales propriétés physico-chimiques du sol

Le lien entre la biodisponibilité de As et Pb et les propriétés physico-chimiques des sols qui régissent généralement la mobilité des éléments trace ont été lors de la première phase expérimentale par analyse en composantes principales (ACP). Le cercle des corrélations et la carte des individus selon le type d'intrants organiques sont présentés pour la laitue (Figure 71a et Figure 71b) et le radis (Figure 71c et Figure 71d). Les résultats obtenus pour les autres légumes sont similaires à la laitue ou au radis et sont présentés Annexe 24.

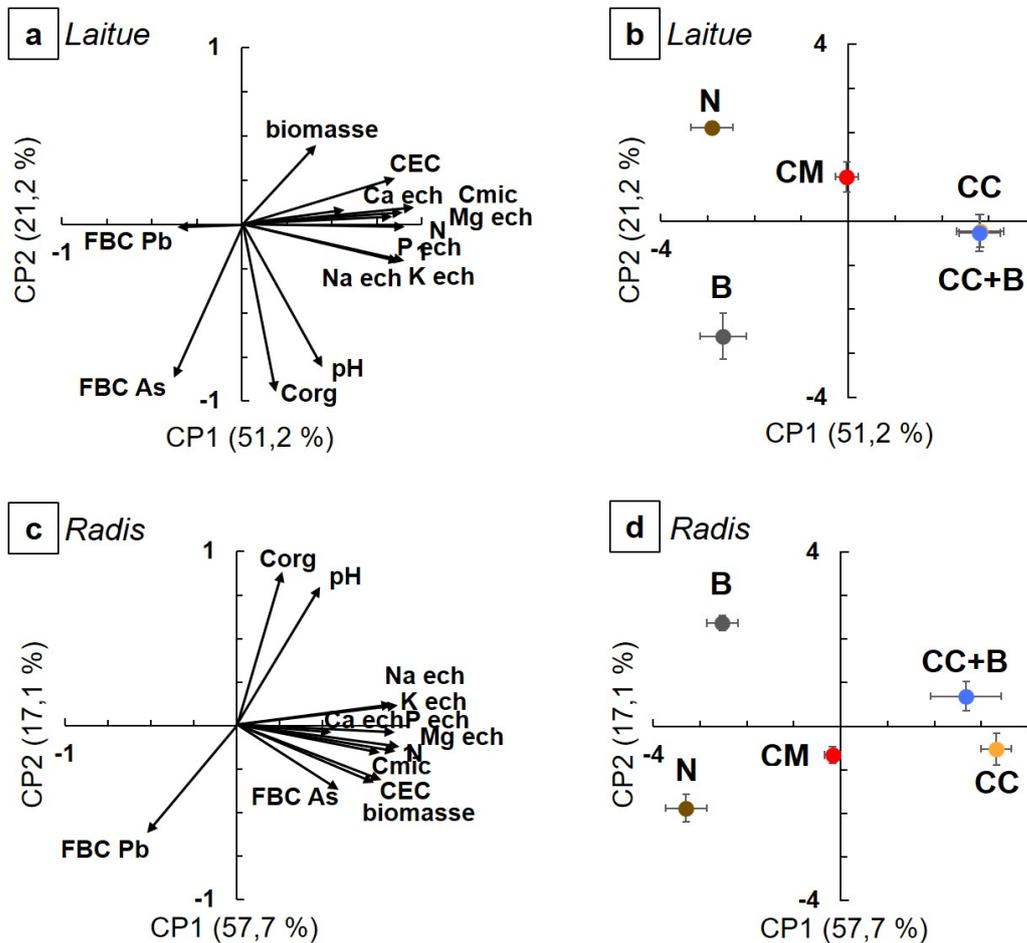


Figure 71. Cercle des corrélations et carte factorielle des modalités, obtenus par l'analyse en composantes principales (ACP) sur les propriétés physico-chimiques du sol, la biomasse des légumes (laitue, radis) produits sur une placette et les facteurs de bioconcentration de As (FBC As) et Pb (FBC Pb) en l'absence d'intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B) ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B) lors de la première phase de culture. CEC : capacité d'échange cationique, Corg : teneur en carbone organique, Cmic : teneur en carbone microbien, N : teneur en azote total, Ca ech, K ech, Mg ech, Na ech et P ech : fraction échangeable du calcium, potassium, magnésium, sodium et phosphore. Barres : erreurs types

Pour la laitue, la biodisponibilité de As et Pb s'oppose de manière générale à la biomasse des légumes produits ainsi qu'aux propriétés du sol associées à la fertilité (Figure 71a). Selon la première composante principale (CP1 ; 51,2 %), les facteurs de bioconcentration (FBC) de As et Pb s'opposent en effet aux teneurs en éléments majeurs échangeables (P, K, Ca, Na et Mg), en N total ainsi qu'à la capacité d'échange cationique (CEC) et à la teneur en carbone microbien (C_{mic}). Selon la deuxième composante principale (CP2 ; 21,2 %), le FBC de As est positivement corrélé à la teneur en carbone organique (C_{org}) et au pH du sol.

Pour le radis, les FBC de As et Pb s'opposent selon la première composante principale (CP1 ; 57,7 %). Le FBC de As pour le radis est positivement corrélé à la biomasse de légumes produits et aux éléments majeurs échangeables. Le FBC de Pb dans le radis s'oppose également au C_{org} et au pH du sol selon la CP1 (57,7 %) et la CP2 (17,1 %).

Les ACP révèlent par ailleurs que les intrants organiques apportés un mois avant la culture de la laitue et du radis peuvent se distinguer selon les deux premières composantes principales. Les apports de composts, qu'il s'agisse de compost municipal (CM), de compost collectif seul (CC) ou en mélange avec le biochar (CC+B), s'éloignent du sol non amendé (N) selon la CP1 dans le sens d'une réduction du FBC de Pb dans la laitue et le radis. L'apport de biochar seul (B) ne s'éloigne du sol non amendé (N) que selon la CP2 dans le sens d'une réduction des FBC de As et Pb dans le radis et d'une augmentation du FBC de As dans la laitue.

5.2.6. Liens entre les teneurs en Al et As ou Pb dans les légumes

L'aluminium est un élément majeur non essentiel pour les plantes et très peu biodisponible dans les sols étant insoluble à un pH modérément acide ou neutre (Kochian, 1995). Par conséquent, Al a été utilisé comme indicateur de la contamination des légumes par des éléments trace contenus dans des particules de sols pouvant adhérer à leur surface (McBride et al., 2014; Paltseva et al., 2018). Des régressions linéaires ont été recherchées entre les teneurs en Al et As ou Pb pour chaque type de légume (Figure 72).

Les corrélations entre les teneurs en Al et Pb sont significatives pour tous les légumes cultivés tandis que les teneurs en Al et As ne sont pas significativement corrélées dans le radis et dans le haricot. Comme l'indiquent les coefficients de détermination (R^2), les corrélations les plus fortes s'observent entre les teneurs en Al et Pb dans le poireau, le radis et la laitue. Dans le haricot et le chou, les teneurs en Al, As et Pb sont généralement faibles et les éventuelles corrélations significatives sont faibles. Dans le chou, la corrélation entre les teneurs de Al et As est fortement affectée par une observation ($Al = 14,4 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ MS}$; $As =$

0,17 mg.kg⁻¹ MS) et la corrélation entre les teneurs en Al et Pb possède un R² relativement faible.

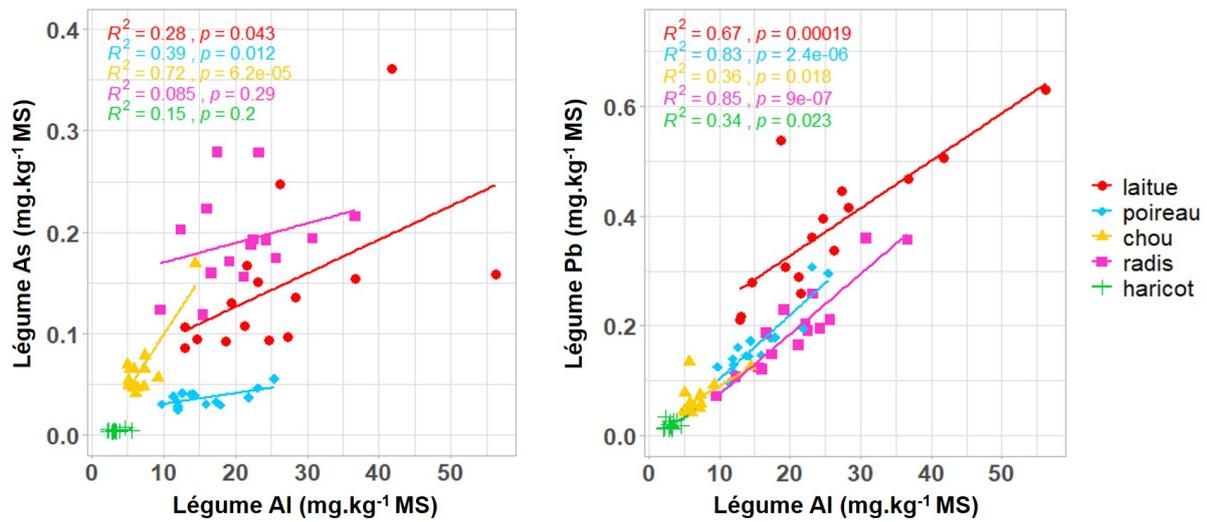


Figure 72. Teneurs en As et Pb en fonction de la teneur en Al dans les légumes (laitue, poireau, chou, radis, haricot)

5.2.7. Comparaison des teneurs en As et Pb aux valeurs règlementaires

Les teneurs en Pb sont règlementées pour les légumes vendus en Europe avec un seuil de 0,3 mg.kg⁻¹ (masse fraiche) qui s'applique spécifiquement aux légumes feuilles et brassicacées et un seuil de 0,1 mg.kg⁻¹ s'appliquant aux autres types de légumes (CE, 2006b). Cependant, la teneur en As n'est règlementée pour aucun produit alimentaire vendu en Europe. La Chine impose une teneur maximale en As de 0,5 mg.kg⁻¹ (masse fraiche) dans le riz et les légumes (NFHPC, 2013) et la FAO et l'OMS imposent une teneur maximale de 0,2 mg.kg⁻¹ (masse fraiche) dans le riz seulement (FAO/OMS, 2019). Aucun de ces seuils règlementaires sur les teneurs en As et Pb n'a été dépassé par les légumes cultivés ici et cela, que le sol du jardin familial ait été amendé ou non avec des intrants organiques (Figure 67, Figure 68 et Figure 69).

Les doses journalières d'exposition à As et Pb par la consommation des légumes (laitue, poireau, chou, radis et haricot) ont été comparées à des doses de référence à ne pas dépasser dans l'alimentation pour éviter de potentiels risques pour la santé. L'U.S. EPA recommande de ne pas dépasser une dose journalière de As (As_{RfD}) égale à 0,3 µg.kg⁻¹ poids corporel.jour⁻¹ soit environ 4,5 µg.jour⁻¹ pour un enfant de 15 kg ou 19,5 µg.jour⁻¹ pour un adulte de 65 kg (U.S. EPA, 1991). La FDA recommande une dose journalière maximale de Pb (Pb_{IRL}) égale à 8,8 µg.jour⁻¹ pour l'alimentation d'une femme enceinte ou égale à 2,2 µg.jour⁻¹ pour l'alimentation d'un enfant (U.S. FDA, 2022). Les rapports entre les doses calculées sur la base des teneurs mesurées dans les légumes (As_{exp}, Pb_{exp}) et les doses de référence (As_{RfD}, Pb_{IRL}) sont

présentés Tableau 37. Que le sol ait été amendé ou non, les doses journalières d'exposition calculées pour As et Pb sont toutes inférieures aux doses de référence. Toutefois, les apports de compost municipal (CM), de compost collectif seul (CC) et de biochar seul (B) ont eu tendance à augmenter la dose calculée par rapport au sol non amendé (N). Lorsque le compost collectif est mélangé au biochar (CC+B), les doses journalières d'exposition à As et Pb sont les plus basses par rapport aux autres modalités d'amendement. de As calculée n'est pas augmentée par rapport au sol non amendé (N).

Tableau 37. Comparaison des doses toxicologiques de référence (RfD, IRL) avec les doses journalières d'exposition à As et Pb pour les consommateurs des légumes (laitue, poireau, chou, radis, haricot) produits en l'absence d'intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B) ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B)

| | AS _{exp} / AS _{RfD} | | Pb _{exp} / Pb _{IRL} | |
|------|---------------------------------------|--------|---------------------------------------|----------------|
| | Enfant | Adulte | Enfant | Femme enceinte |
| N | 0,0370 | 0,0256 | 0,233 | 0,175 |
| CM | 0,0450 | 0,0312 | 0,169 | 0,127 |
| CC | 0,0402 | 0,0279 | 0,163 | 0,122 |
| B | 0,0484 | 0,0335 | 0,152 | 0,114 |
| CC+B | 0,0367 | 0,0254 | 0,106 | 0,080 |

RfD : As Reference Dose for Oral Exposure (0,3 µg.kg⁻¹ poids corporel.jour⁻¹, United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA, 1991)) ; IRL : Pb Interim Reference Level (2,2 µg.jour⁻¹ pour un enfant et 8,8 µg.jour⁻¹ pour une femme enceinte, United States Food and Drug Administration (U.S. FDA, 2022)). Code couleur : AS_{exp} / AS_{RfD} < 0,1 ou Pb_{exp} / Pb_{IRL} < 0,1 (vert) ; AS_{exp} / AS_{RfD} ∈ [0,1-1[ou Pb_{exp} / Pb_{IRL} ∈ [0,1-1[(orange)

5.3. Discussion

5.3.1. Facteurs affectant les teneurs en As et Pb des légumes

Les résultats montrent que la teneur totale en As et Pb du sol n'a pas été un facteur déterminant de la teneur en As et Pb dans les légumes cultivés comme l'indique l'absence de corrélations significatives entre les teneurs mesurées dans les sols et dans les légumes. Ce type de corrélation est souvent observée pour des légumes racines comme le radis et plus rarement pour d'autres types de légumes (ADEME et al., 2017). Cependant, sur des sols présentant des teneurs très variables en As (10 - 300 mg.kg⁻¹) et Pb (30 - 1000 mg.kg⁻¹), les teneurs du sol en As et Pb dans la laitue et le haricot ont pu être corrélées aux teneurs du sol (McBride et al., 2015). Néanmoins, peu de corrélations ont été mises en évidence dans des jardins familiaux faiblement et modérément contaminés avec moins de 300 mg.kg⁻¹ de Pb (Attanayake et al., 2014; Dala-Paula et al., 2018; Jean-Soro et al., 2015; Paltseva et al., 2018). D'après Jean-Soro et al. (2015), le chou, le poireau, la laitue et la betterave ne présentent pas une teneur en Pb proportionnelle à celle du sol ; seule la carotte a pu être considérée comme un légume bioindicateur. Comme l'ont indiqué ces auteurs, le nombre d'observations a pu

être insuffisant pour mettre en évidence ce type de relation pour les autres légumes et différentes variétés ont pu apporter une variabilité quant à la capacité de bioconcentration d'un légume. D'après Paltseva et al. (2018), les teneurs en As et Pb dans la carotte ont été fortement liées aux teneurs totales du sol tandis que de plus faibles relations ont été mises en évidence pour le radis et la laitue. Ces auteurs ont supposé que la gamme des teneurs totales du sol en As ($19 - 73 \text{ mg.kg}^{-1}$) et Pb ($137 - 307 \text{ mg.kg}^{-1}$) a pu être insuffisante pour mettre en évidence ce type de relation. Par rapport à d'autres études (Attanayake et al., 2014; Jean-Soro et al., 2015; Paltseva et al., 2018), le sol de cette étude présente des teneurs en As et Pb plus faibles en moyenne et moins variables avec $10,9$ à $14,9 \text{ mg.kg}^{-1}$ de As et 117 à 179 mg.kg^{-1} de Pb. D'après Dala-Paula et al. (2018), la teneur totale du sol en Pb aurait peu d'influence sur leur transfert dans les légumes en raison d'une faible biodisponibilité. En effet, Pb est peu biodisponible pour les plantes et particulièrement pour les légumes cultivés dans des jardins urbains comme l'indiquent les facteurs de bioconcentration ($\text{FBC} \ll 1$) obtenus ici et dans d'autres études (Dala-Paula et al., 2018; Paltseva et al., 2018; Pelfrène et al., 2019; Pourrut et al., 2011). Dans cette étude, le FBC de Pb le plus élevé a été obtenu pour la laitue ($0,0027$) et il est relativement faible comparé aux résultats de McBride et al. (2015), Dala-Paula et al. (2018) et Pelfrène et al. (2019), ayant respectivement obtenus des FBC de $0,03$, $0,02$ et $0,007$ dans la laitue ou des légumes feuilles en général.

La faible biodisponibilité de Pb dans les sols de jardins urbains peut s'expliquer notamment par un pH généralement neutre voire alcalin et des teneurs en matière organique particulière et dissoute relativement élevées comparé à d'autres types de sols (McBride et al., 2014; Sauvé et al., 1998). C'est le cas dans cette étude dont le sol possède initialement un pH de $7,33 \pm 0,06$ et une teneur en carbone organique de $27,3 \pm 2,1 \text{ g.kg}^{-1}$ qui ont été encore plus élevés en avec les apports des intrants organiques (Annexe 23). Avec l'apport de biochar, un pH maximum de $8,03 \pm 0,06$ et une teneur en carbone organique maximale de $61,0 \pm 5,5 \text{ g.kg}^{-1}$ ont pu être atteints (Annexe 23). Toutefois, les relations du FBC de Pb dans les légumes avec le pH ou la teneur en carbone organique du sol sont de sens opposés et non prédominantes (Figure 71) comme l'indique également l'absence de corrélations significatives entre ces variables. Dans d'autres études portant sur des sols majoritairement acides à neutres ($3,4$ à $6,9$), une baisse du FBC de Pb a pu être associée à une augmentation du pH du sol (ADEME et al., 2017). Cette différence suggère que le pH et la teneur en matière organique initialement élevés dans le sol de cette étude, ne jouent pas un rôle majeur quant à la biodisponibilité de Pb pour les légumes. D'après Hough et al. (2004), le pH et le carbone organique du sol ne permettent pas à eux seuls de prédire convenablement le transfert de Pb dans les légumes cultivés dans des jardins familiaux, contrairement à d'autres éléments

trace plus mobiles comme Cd, Cu et Zn. La biodisponibilité de Pb a été davantage reliée aux propriétés physico-chimiques du sol impliquées dans la rétention et la disponibilité des éléments nutritifs : éléments majeurs échangeables, azote total, capacité d'échange cationique (Figure 71). D'après Attanayake et al. (2014), la biodisponibilité de Pb peut aussi être corrélée négativement à la solubilité du phosphore dans des sols de jardins urbains au pH relativement élevé. Dans ces conditions, la co-précipitation de Pb avec les ions phosphates est en effet possible (Park et al., 2011). De plus, l'augmentation de la disponibilité d'autres ions tels que Ca^{2+} peut entrer en compétition avec Pb pour l'absorption racinaire et ainsi limiter sa biodisponibilité pour les plantes (Feix et Tremel-Schaub, 2005).

Contrairement à Pb, la mobilité et la biodisponibilité de As augmentent généralement avec le pH et la disponibilité des ions phosphates (Cao et al., 2003; Peryea et Kammereck, 1997) ce qui peut expliquer les différences de FBC entre As et Pb dans les légumes et les liens avec la disponibilité du phosphore ou le pH du sol (Figure 71). La différence de biodisponibilité la plus élevée entre As et Pb a été obtenue pour le radis avec des FBC respectifs de 0,015 et 0,0014.

Le lien limité entre la biodisponibilité de As et Pb pour les légumes et les principaux paramètres physico-chimiques du sol pourrait reposer sur la variabilité microstructurale de la contamination des sols qui peut affecter la biodisponibilité à proximité immédiate des racines. Dans des sols contaminés, la distribution de Pb est en effet dépendante de la localisation, à une échelle millimétrique à micrométrique, de la matière organique particulaire, de certains minéraux (vivianite, sulfures) ou encore d'artefacts (scories) agissant comme des sources de contaminants (Jean-Soro et al., 2015; Van Oort et al., 2022).

L'adhérence de particules de sol sur les légumes peut fortement affecter les teneurs en As et Pb malgré un lavage des légumes rigoureusement réalisé au laboratoire (McBride et al., 2014; Paltseva et al., 2018). De plus, Pb peut être absorbé passivement à travers la cuticule recouvrant les parties aériennes des plantes suite au dépôt de particules contaminées (Schreck et al., 2012). Ces voies de transfert alternatives à l'absorption racinaire pourraient expliquer le lien faible qui relie les teneurs en As et Pb dans les légumes et les paramètres physico-chimiques du sol qui conditionnent la biodisponibilité de ces éléments. La teneur en Al dans les légumes a été utilisée comme un indicateur de la présence de particules de sol adhérant à la surface des légumes par contact direct avec le sol pour les légumes racines ou suite à l'éclaboussure des parties aériennes des légumes feuilles et fruits (effet splash) et cela malgré un lavage de laboratoire (McBride et al., 2013, 2014; Paltseva et al., 2018). Le facteur de bioconcentration (FBC) de Al obtenu est en moyenne égal à 0,0003 ce qui confirme sa très faible biodisponibilité pour les légumes dans les conditions de l'étude. Des corrélations

significatives ont été mises en évidence entre les teneurs en Al et Pb dans tous les légumes cultivés et ont été classées selon leur coefficient de détermination (R^2) : radis ($R^2 = 0,85$) > poireau ($R^2 = 0,83$) >> laitue ($R^2 = 0,67$) >> chou ($R^2 = 0,36$) > haricot ($R^2 = 0,34$). Cela suggère que la présence de particules de sol a été le facteur principal affectant la teneur en Pb des légumes au jardin comme cela a été le cas pour les légumes feuilles d'autres études (McBride et al., 2014; Paltseva et al., 2018). Les corrélations entre les teneurs en Al et As sont plus faibles voire non significatives pour le haricot, le poireau et le radis. Dans le cas d'un sol avec une teneur en As de 73 mg.kg^{-1} (Paltseva et al., 2018), les corrélations entre les teneurs en Al et As ont été plus fortes que celles obtenues dans la présente étude avec un sol présentant une teneur en As beaucoup plus faible ($11,9 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Le type de légume a eu un effet important sur les teneurs en As et Pb des légumes (Figure 67 et Figure 68) ce qui concorde avec les tendances reportées par de nombreuses études (ADEME et al., 2017; Jean-Soro et al., 2015; McBride et al., 2015; Paltseva et al., 2018). Les teneurs en Pb ont été les plus élevées dans la laitue tandis que les teneurs en As ont été les plus élevées dans le radis alors que d'après Paltseva et al. (2018), le radis a été plus riche en Pb que la laitue dans les mêmes conditions de culture avec respectivement $0,3$ et $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ (masse fraîche). Le haricot a présenté des teneurs très faibles en As et Pb en accord avec une translocation généralement limitée de ces éléments trace dans les légumes fruits par rapport aux légumes feuilles ou racines (ADEME et al., 2017; Jean-Soro et al., 2015; McBride et al., 2015; Pelfrène et al., 2019). Le poireau a également présenté des teneurs faibles en Pb ($0,018 \pm 0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$). Le comportement du poireau peut cependant être très aléatoire pour des contaminations en Pb de niveaux comparables. Dans la parcelle expérimentale du site des jardins familiaux des Églantiers (Nantes, France), la teneur en Pb dans le poireau n'a pas dépassé $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ (masse fraîche) pour une teneur dans le sol comprise entre 125 et 250 mg.kg^{-1} (Bouquet, 2018) tandis que dans une autre étude portant sur plusieurs parcelles du même site, la teneur en Pb dans le poireau a pu dépasser 2 mg.kg^{-1} (masse fraîche) pour un niveau de contamination équivalent (Jean-Soro et al., 2015). D'après la revue de littérature du projet PhytExPPo, les poireaux produits sur des sols contaminés présentent des teneurs en Pb en moyenne huit fois plus élevées par rapport à un sol non contaminé (ADEME et al., 2017). Dans les études de ADEME et al., (2017) et de Jean-Soro et al. (2015), une variabilité variétale ou une variabilité individuelle, avec différents stades de développement et différentes durées de culture, pourraient avoir joué un rôle dans l'absorption de Pb par voie racinaire chez le poireau. L'adhérence de particules de sol sur les légumes, mécanisme étant qualifié de très aléatoire (McBride et al., 2014), aurait également pu contribuer à la variabilité de la teneur en Pb des poireaux, en particulier pour une revue de

littérature dont les protocoles de lavage peuvent différer d'une étude à l'autre. La contamination des légumes par des particules de sol pourrait dépendre de conditions de culture propices à l'effet splash (absence de paillage, durée de la culture, fréquence des événements pluvieux) et du protocole de lavage en particulier pour les légumes feuilles comme le poireau aux feuilles resserrées. Le chou a présenté des teneurs relativement faibles en As et Pb en accord avec d'autres études sur des sols contaminés en Pb parfois au-delà de 300 mg.kg⁻¹ (ADEME et al., 2017; Jean-Soro et al., 2015; Pelfrêne et al., 2019). Les feuilles de chou sont recouvertes d'une épaisse cuticule hydrophobe composée de cires pour sa partie la plus externe et de longues chaînes d'acides gras hydroxylés formant la cutine pour sa partie interne (Bowes et Mauseth, 2008; Corbaz, 1990). Cette particularité pourrait limiter l'adhérence de particules de sol à la surface des feuilles. La contamination du chou par voie aérienne a pu être limitée par rapport à la laitue dont la cuticule est plus fine (Xiong et al., 2014, 2016).

5.3.2. Effets des intrants organiques sur les teneurs en As et Pb des légumes

Une synthèse des effets des intrants organiques sur le facteur de bioconcentration de As et Pb dans les différents légumes est présentée Tableau 38.

Tableau 38. Synthèse des effets des intrants organiques sur le facteur de bioconcentration de As et Pb dans les légumes (laitue, poireau, chou, radis, haricot)

| | Laitue | | Poireau | | Chou | | Radis | | Haricot | |
|------------|--------|----|---------|----|------|----|-------|----|---------|----|
| | As | Pb | As | Pb | As | Pb | As | Pb | As | Pb |
| CM (n=3) | ↑ | ↓ | ↑ | ↓ | ↑ | ↓ | ↓ | ↓ | ↓ | ↓ |
| CC (n=3) | ↑ | ↓ | ↓ | ↓ | ↑ | ↓ | ↑ | ↓ | ↓ | ↓ |
| B (n=3) | ↑* | ↓ | ↓ | ↓ | ↑ | ↓ | ↓ | ↓* | ↑ | ↓ |
| CC+B (n=3) | ↑ | ↓ | ↓ | ↓ | ↑ | ↓ | ↑ | ↓* | ↑ | ↓ |

CM : compost municipal, CC : compost collectif, B : biochar, CC+B : compost collectif et biochar ; n : nombre de parcelle pour chaque intrant organique ; ↑* ou ↓* : augmentation (rouge) ou diminution (vert vif) significative par rapport au sol non amendé (Dunnett, p<0,05)

La biodisponibilité de Pb a été réduite pour tous les légumes et par tous les intrants organiques apportés en début de saison. Seul le mélange de compost collectif et de biochar (CC+B) a réduit significativement la biodisponibilité de Pb pour le radis. Les faibles effectifs n'ont probablement pas permis ici de mettre en évidence d'autres différences statistiques puisque l'apport d'un intrant organique n'a été répété que sur trois placettes (n=3). D'après Paltseva et al. (2018), un apport de compost a également pu réduire la teneur moyenne en Pb dans la laitue et le radis sans que ces effets aient été significatifs, malgré un nombre de répétitions plus important (n=5). Les apports de compost rapportés par Bidar et al. (2017) n'ont pas eu d'effets substantiels sur la teneur en Pb de la laitue contrairement aux apports de

biochar qui ont généralement permis de la réduire. De plus, Medyńska-Juraszek et al. (2020) a montré qu'un apport de biochar seul ou en mélange avec du compost peut donner de meilleurs résultats que le compost seul pour réduire la teneur en Pb dans des légumes feuilles. L'augmentation substantielle du pH du sol de 4,9 à 6,3 rapportée par les auteurs a été favorable à ce que le mélange de biochar et de compost réduise la biodisponibilité de Pb (Medyńska-Juraszek et al., 2020). Le pH du sol de cette étude étant initialement plus élevé, le compost seul ou en mélange avec le biochar a augmenté dans une moindre mesure le pH du sol, passant de $7,33 \pm 0,06$ à respectivement $7,87 \pm 0,06$ ou $7,97 \pm 0,12$.

La biodisponibilité de As pour les légumes a été affectée de manière variable par les intrants organiques apportés en début de saison (Tableau 38). Il semble que tous les intrants organiques aient augmenté la biodisponibilité de As dans la laitue et le chou. Mais cet effet n'a été significatif que dans le cas de la laitue avec du biochar (B). Les facteurs de variabilité évoqués pour les teneurs en Pb dans les légumes sont également valables pour expliquer la variabilité des teneurs en As des légumes dans les mêmes conditions d'amendements. En accord avec d'autres études, le compost n'a pas permis de réduire de manière significative la teneur en As dans différents légumes (ADEME et al., 2017; Paltseva et al., 2018). L'étude de McBride et al. (2015) a cependant montré que l'apport d'un compost (10 %) avait pu diminuer significativement la teneur en As dans la laitue sur un sol avec une teneur en As plus élevée que dans la présente étude (63 mg.kg^{-1}).

Parmi les intrants organiques étudiés ici, ce sont les apports de compost collectif seul (CC) ou en mélange avec du biochar (CC+B) qui ont le plus conduit à augmenter la biodisponibilité de As pour le radis en même temps que la concentration en phosphore échangeable dans le sol (Figure 71). C'est le biochar (B) qui a augmenté le plus la biodisponibilité de As pour la laitue en même temps que le pH et le carbone organique du sol. L'augmentation de la concentration en phosphore dans la solution du sol peut en effet mobiliser As et en augmenter la biodisponibilité pour les plantes suite à des apports d'intrants riches en phosphore disponible tels que des fertilisants phosphatés (Peryea et Kammereck, 1997), des amendements minéraux phosphatés (Paltseva et al., 2018) et également du compost (Cao et al., 2003). De plus, l'augmentation de la concentration en carbone organique dissous et du pH suite à des amendements organiques a également tendance à mobiliser As dans des sols urbains (Beesley et Dickinson, 2010).

Douze mois après l'apport des intrants organiques, tous ont significativement réduit la teneur en As et Pb du radis, à l'exception du compost municipal pour lequel la diminution de la teneur en As n'a pas été significative (Figure 69). Ces résultats suggèrent qu'à l'échelle d'une année de culture, une dose de 10 kg.m^{-2} de ces intrants organiques peut avoir un effet

relativement durable dans ces conditions. En effet, d'après Karami et al. (2011), l'apport de compost et de biochar seul ou en mélange avec du compost a réduit la biodisponibilité de Pb pour le ray gras pendant les trois mois qu'a duré l'expérimentation en pot. Le vieillissement du biochar dans le sol a aussi pu améliorer les propriétés de sorption du sol au cours du temps en favorisant d'une part, l'accès à la porosité du biochar par la solution du sol et d'autre part, la formation de groupements fonctionnels oxygénés à la surface du biochar comme le suggèrent les résultats de Rechberger et al. (2019). Les résultats ont par ailleurs montré qu'après douze mois la teneur en carbone organique des sols amendés a légèrement diminué sans que cette évolution soit significative et reste plus élevée par rapport au sol non amendé (Annexe 23). De même, dans une expérimentation *in situ* de six mois, le carbone organique total du sol a pu être durablement augmenté par un apport unique de 0,2 kg.m⁻² de biochar ou de compost (Sánchez-García et al., 2015). Les indices de stabilité de la matière organique (ISMO) des composts (CM et CC) et du biochar (B) ont été déterminés et suggèrent que l'essentiel de la matière organique de ces intrants n'a pas été minéralisée au cours de l'expérimentation menée dans ce travail de thèse (Annexe 16).

Le biochar seul (B) a eu tendance à réduire la biomasse des légumes tandis que le mélange de compost et de biochar (CC+B) a permis de l'augmenter et davantage que le compost collectif seul (CC) (Figure 70). D'après le test cresson, CC et B n'ont pas inhibé la germination mais ils ont réduit la biomasse des plantules par rapport à un support de culture composé de tourbe (Annexe 16). La conductivité électrique particulièrement élevée de CC (Annexe 16) et la force de rétention des nutriments par B peuvent expliquer que la biomasse produite avec ces intrants appliqués seuls soit relativement faible. Ces résultats suggèrent une synergie entre ces deux matériaux. En effet, d'après la méta-analyse de Ye et al. (2019), du biochar appliqué seul n'aurait pas d'effet sur le rendement des cultures (< 2 kg.m⁻²) mais en combinaison avec une matière fertilisante comme un amendement organique, il participe à augmenter le rendement des cultures par rapport au sol fertilisé. Précisément, le biochar peut limiter la salinité du sol, augmenter la capacité de rétention des nutriments (notamment K et P) du sol, et augmenter leur transfert dans la plante (Dari et al., 2016; Farrar et al., 2021). Un effet de dilution de la contamination dans la biomasse aurait donc aussi pu réduire la teneur en As et Pb des légumes sur les placettes les plus productives. C'est en effet une explication proposée par McBride et al. (2015) montrant une réduction des teneurs en As et Pb dans des légumes dont la biomasse a été augmentée. La densité de semis et de plantation étant conservée pour toutes les placettes, l'augmentation de la biomasse a conduit à augmenter le volume de chaque légume, ce qui a pu aussi être apprécié visuellement. Ainsi, pour un légume racine comme le radis ou d'un légume feuille pommé comme le chou ou la laitue, la surface

de contact avec des particules de sol a pu diminuer par rapport au volume du légume. En participant à augmenter le volume des légumes, des intrants organiques comme CC et CC+B auraient pu limiter la fraction de Pb transférée dans les légumes par adhérence de particules de sol à leur surface comme le suggère également McBride et al. (2015).

5.3.3. Implications pour la pratique du jardinage dans les jardins familiaux

Que le sol du jardin familial ait été amendé ou non avec des intrants organiques, aucun des seuils réglementaires sur les teneurs en Pb n'a été dépassé par les légumes cultivés (laitue, poireau, chou, haricot et radis). Les teneurs en Pb sont inférieures au seuil de $0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ (masse fraîche) qui s'applique spécifiquement aux légumes feuilles et brassicacées et au seuil de $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ s'appliquant aux autres types de légumes vendus en Europe (CE, 2006b). De plus, les teneurs en Pb mesurées par cette étude dans les légumes cultivés se trouvent dans la gamme des teneurs obtenues dans le cadre de l'Étude de l'alimentation totale française (ANSES, 2011), à l'exception du radis dans lequel la teneur en Pb peut atteindre $0,005 \text{ mg.kg}^{-1}$ dans le commerce. Toutefois, il est intéressant de remarquer que les amendements organiques apportés au jardin ont permis de réduire suffisamment le transfert de Pb pour que les teneurs dans le radis se rapprochent de la gamme de valeurs observée dans le commerce en France (ANSES, 2011). Les doses d'exposition journalières à Pb par la consommation des légumes dans les différentes conditions d'amendements sont sans risque pour la santé d'après les recommandations de la FDA ($< 2,2$ ou $8,8 \text{ } \mu\text{g.jour}^{-1}$ pour un enfant ou une femme enceinte) (U.S. FDA, 2022). Les teneurs en As dans les légumes ne dépassent pas non plus les seuils réglementaires imposés par la Chine ($0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$) pour tous types de légumes (NFHPC, 2013) et par la FAO/WHO ($0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$) pour le riz seulement (FAO/OMS, 2019). Par ailleurs, les teneurs en As et Pb obtenues dans les légumes suivent les recommandations de McBride et al. (2015) qui conseillent d'éviter la culture de certains types de légumes en fonction de la teneur totale en As et Pb dans des sols maraîchers argilo-limoneux de pH neutre en moyenne (6,5 à 7,5), afin que les teneurs dans les légumes ne dépassent pas les seuils cités précédemment. D'après McBride et al. (2015), la culture de la laitue serait sans risque dans des sols avec des teneurs totales inférieures à 50 mg.kg^{-1} pour As et 200 mg.kg^{-1} pour Pb tout comme se serait la culture de haricot dans des sols avec des teneurs totales inférieures à 200 mg.kg^{-1} pour As et Pb. Avec des teneurs totales comprises entre 10,9 et $14,9 \text{ mg.kg}^{-1}$ de As et entre 117 et 179 mg.kg^{-1} de Pb dans le sol étudié dans ce travail de thèse, la culture de la laitue et du haricot ne présenterait pas de risque selon ces recommandations.

Cependant, les conditions de culture, de préparation et de consommation des légumes ont pu affecter la biodisponibilité de As et Pb et ainsi le risque lié à la consommation de ces

légumes. Au regard des valeurs toxicologiques de référence pour As et Pb qu'il est recommandé de ne pas dépasser dans l'alimentation, il est apparu que dans ces conditions, une alimentation entièrement composée des légumes autoproduits au jardin ne présenterait pas de risque pour la santé (Tableau 37). À noter que les légumes autoproduits composent rarement à eux seuls la totalité de la portion de légumes consommés. D'après une étude menée dans des jardins associatifs urbains en région parisienne, 7 jardins sur un total de 31 ont eu une production suffisante pour couvrir la totalité de la consommation des jardiniers et de leur foyer (Pourias et al., 2012). Cependant, il ne peut être exclu que d'autres cultures potagères que celles testées pourraient accumuler davantage de As. En effet, les mécanismes de transfert des éléments trace varient selon l'espèce et la variété choisie. De plus, les résultats du Chapitre 4 ont montré que les apports de composts peuvent favoriser le passage en solution de As. Il est intéressant de noter que l'apport de compost collectif en mélange avec le biochar (CC+B) a permis à la fois de réduire la dose journalière d'exposition à Pb et de maintenir la dose journalière d'exposition à As au même niveau que pour le sol non amendé tandis que les composts ou le biochar apportés seuls ont augmenté la dose d'exposition journalière à As.

Dans les conditions de cette étude, la culture de la laitue, du poireau, du chou, du radis et du haricot ne présenterait pas de risque au regard de leurs teneurs en As et Pb et des doses journalières d'exposition qu'implique leur consommation. Contrairement à ce qu'ont pu proposer d'autres études (Bouquet, 2018; McBride et al., 2015; Paltseva et al., 2018), le choix d'un légume faiblement accumulateur de Pb ne s'imposerait pas dans la situation de cette étude suivant par un protocole de lavage strict impliquant plusieurs lavages successifs avec des eaux de qualité : premier lavage à l'eau courante du robinet puis bains successifs à l'eau osmosée et ultrapure. Il est possible que la dose journalière d'exposition à Pb ait été sous-estimée par rapport à un protocole de lavage des légumes comme à la maison. La différence entre le lavage domestique et un lavage de laboratoire à l'eau ultrapure n'a pas été évaluée dans ce travail de thèse. Pour le lavage de légume en laboratoire, Attanayake et al. (2021) n'ont pas choisi d'utiliser de l'eau ultrapure mais un produit tensioactif et détergent qui s'est avéré plus efficace qu'un lavage à l'eau distillée qualifié de domestique. L'épluchage de certains légumes comme le radis a pu permettre de réduire de moitié la teneur en Pb du légume (Attanayake et al., 2021) ; cette pratique pourrait être une solution alternative pour les consommateurs si le lavage domestique était jugé insuffisant vis-à-vis des seuils réglementaires. D'après l'interprétation de l'état des milieux réalisé sur le site (2014) hors du cadre de cette thèse, la teneur en Pb mesurée dans des légumes racines non épluchés (sans information sur un éventuel lavage) comme la carotte, la betterave et le topinambour ont dépassé les seuils Européens (Chapitre 2 §2.1.5, Figure 29). Toutefois, pour éviter tout risque

lié à la mobilisation de As observée dans le Chapitre 4, des mesures comme le choix d'un intrant organique adapté, le choix de légumes faiblement accumulateurs, un lavage minutieux voire un épluchage pourrait permettre aux consommateurs de ne pas dépasser la dose toxicologique de référence sans réduire la part de légumes autoproduits dans leur régime alimentaire. Par exemple, le mélange de compost collectif et de biochar pourrait être privilégié et la culture du radis et de la laitue pourraient être évitées (ADEME et al., 2017; Paltseva et al., 2018).

Une variabilité des teneurs en As et Pb dans les légumes a pu être observée selon les conditions de culture et de préparation des légumes. Le facteur de bioconcentration de ces éléments trace dans le radis a pu être multiplié par 10 d'une année sur l'autre. Différentes conditions de culture (associations de culture, densité du semis et conditions météorologiques) et différents opérateurs ayant effectué le lavage des radis avant leur analyse ont pu en être l'explication. Néanmoins, la qualité des légumes au regard des teneurs maximales réglementaires n'a pas été affectée par cette variabilité. De plus, la réduction généralisée de la biodisponibilité de Pb permise par les intrants organiques a été conservée d'une saison de culture à l'autre par rapport au sol non amendé.

La productivité de tous les légumes a été augmentée par l'apport de compost collectif en mélange avec le biochar (CC+B) tandis que le biochar seul (B) a diminué la productivité de certains légumes comme la laitue et le radis (Figure 70a). En particulier, la biomasse du chou a été augmentée d'un facteur trois avec CC+B. De plus, l'apport de CC+B a permis de réduire significativement la teneur totale en Pb des légumes sans avoir eu d'effets négatifs sur la teneur en As comme d'autres intrants organiques. Malgré que la quantité totale de Pb dans la récolte des légumes ait été ainsi augmentée avec CC+B, la dose journalière d'exposition à Pb, calculée sur la base d'une alimentation entièrement composée de légumes autoproduits, reste inférieure aux doses de référence préconisées par la FDA (U.S. FDA, 2022).

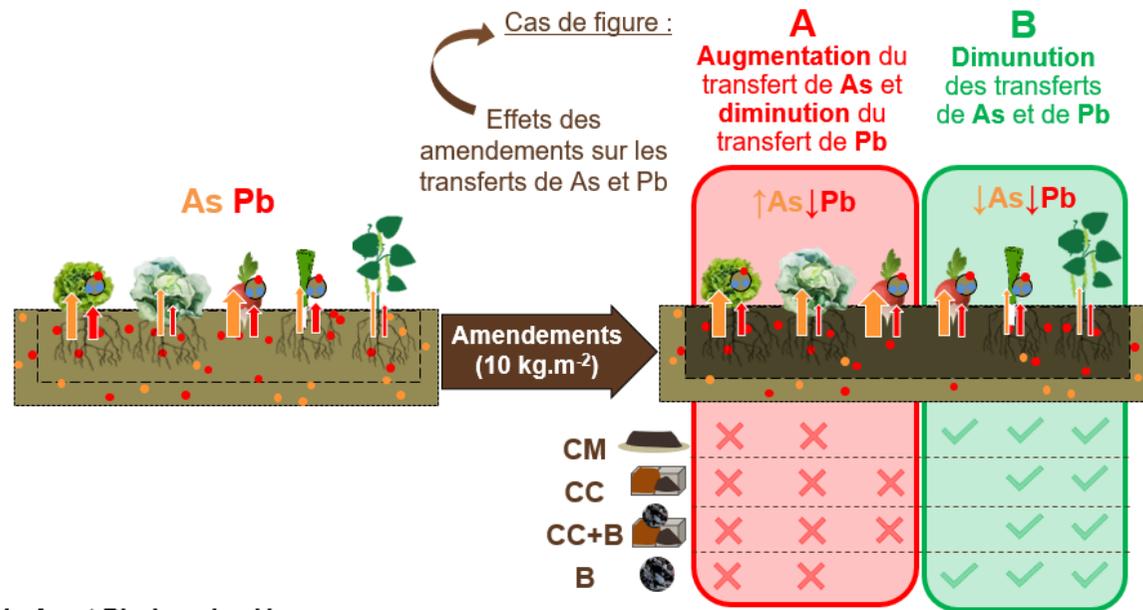
5.4. Synthèse du chapitre

La Figure 73 présente les principaux résultats décrits dans ce chapitre. La biodisponibilité de Pb pour les cultures potagères est limitée par les propriétés physico-chimiques du sol en partie héritées des amendements répétés associés aux usages passés du site. Les intrants organiques ont permis de réduire davantage la biodisponibilité de Pb et en particulier le mélange de compost collectif et de biochar. La persistance de particules de sol à la surface des légumes, malgré leur lavage selon un protocole de laboratoire, a potentiellement contribué à un transfert de Pb dans le radis, la laitue, le poireau et dans une moindre mesure, le chou et le haricot. Dans les conditions de l'étude (conditions de culture et lavage des

légumes), les seuils réglementaires sont respectés vis-à-vis de la teneur en Pb des légumes (CE, 2006b) et les doses journalières d'exposition à Pb présenteraient un risque acceptable dans le cadre d'une alimentation dont la totalité des légumes seraient autoproduits au jardin (U.S. FDA, 2022).

La biodisponibilité de As pour les cultures potagères est plus élevée que celle de Pb mais reste relativement faible comme l'indique son facteur de bioconcentration. Le transfert de As dans les légumes n'a pas été aussi fortement lié à la persistance de particules de sol comme l'a été le transfert de Pb ; suggérant que l'absorption racinaire puis la translocation dans la partie aérienne de la laitue, du poireau, du chou et du haricot a été la voie principale du transfert de As dans les légumes. Les intrants organiques ont eu des effets variables sur la teneur du légume en As, en fonction du type de légume et des conditions de culture. Tous les intrants organiques ont augmenté le facteur de bioconcentration de As pour la laitue et pour le chou mais seul le biochar a eu un effet significatif en doublant ce facteur de bioconcentration pour la laitue. Les teneurs en As de tous les légumes sont inférieures au seuil réglementaire en vigueur pour les légumes vendus en Chine (NFHPC, 2013) et la dose de As ne dépasse pas les recommandations Américaines (U.S. EPA, 1991) sur la base d'une alimentation dont la part de légumes est entièrement composée des récoltes au jardin, ce qui est rarement le cas. Le choix de légumes faiblement accumulateurs tels que le chou, le poireau et le haricot et le choix d'un intrant organique adapté pourraient éviter tout risque sanitaire au vu de la mobilisation de As que peuvent engendrer des apports de composts autoproduits et même industriels. La dose journalière d'exposition à As à travers la consommation de tous ces légumes autoproduits a été en effet minimisée avec le mélange de compost collectif et de biochar comme en l'absence d'intrants organiques. Ce mélange de compost collectif et de biochar a aussi permis d'améliorer la productivité de toutes les cultures potagères.

Douze mois après l'apport des intrants organiques, tous ont permis de réduire à la fois la biodisponibilité de As et de Pb pour le radis ; suggérant des effets durables que le sol ait été retravaillé ou non.



1 **Transfert limité de As et Pb dans les légumes**

↑ **As** : *faible* biodisponibilité (facteur de bioconcentration < 0,030)

↑ **Pb** : *très faible* biodisponibilité (facteur de bioconcentration < 0,013)

2 **Adhérence de particules de sol = 1 voie potentielle du transfert de Pb**

Corrélation entre les teneurs en **Al** et **Pb** en particulier : le radis ($R^2=0,85$; $p<10^{-3}$), le poireau ($R^2=0,83$; $p<10^{-3}$), la laitue ($R^2=0,67$; $p<10^{-3}$)

3 **Effets des intrants organiques :**

↓**Pb** ✓ et ↓**As** ✓ ou ↑**As** ✗

Durables (t+12 mois) et variables (conditions de culture, préparation des légumes etc.), sans effet du travail du sol (t+12 mois)

4 **Évaluation des risques liés à la consommation des légumes autoproduits**

Pb As :

Respect des seuils réglementaires (CE, 2006 ; U.S. FDA, 2022 ; U.S. EPA, 1991) et minimisation dose journalière d'exposition avec **CC+B**

Figure 73. Schéma de synthèse à l'issue des expérimentations en conditions réelles présentées dans le chapitre 5 (CM : compost municipal ; CC : compost collectif ; B : biochar)

Chapitre 6.

Discussion générale

Au fil des chapitres de cette thèse, des réponses ont pu être apportées pour tenter de répondre aux questions suivantes :

- (1) L'utilisation habituelle de composts autoproduits dans les jardins familiaux modérément contaminés est-elle capable de réduire le transfert d'éléments trace dans les légumes autoproduits ou pose-t-elle un risque sanitaire ?
- (2) Des changements de pratiques de compostage et d'utilisation des composts autoproduits peuvent-ils limiter un éventuel risque pour la santé ? Par exemple, est-ce que la réduction de la dose ou de la fréquence d'application des composts autoproduits ou encore leur association avec du biochar pourraient former des leviers d'action pour réduire les risques sanitaires ?

Cette discussion générale a pour objectif de synthétiser les réponses apportées dans le cadre de ce travail pour proposer des préconisations de gestion *in situ* d'une contamination modérée de sols de jardins familiaux historiques ou en cours d'installation.

6.1. Pratiques habituelles d'utilisation des composts autoproduits

6.1.1. Effets des composts autoproduits sur le transfert des éléments trace dans les légumes

Certains des composts autoproduits étudiés ont augmenté la mobilité de Pb dans le sol ; cependant, ils ont tous réduit le transfert de Pb dans les légumes et parfois de manière significative. Les résultats ont suggéré que le transfert de Pb dans les légumes pourrait être principalement causé par la présence de particules de sol ou l'adsorption de Pb à la surface des légumes. L'absorption racinaire de la fraction biodisponible de Pb contribuerait alors dans une moindre mesure au transfert de Pb dans les légumes comme cela peut être observé dans d'autres sols urbains riches en matière organique avec un pH proche de la neutralité (McBride et al., 2013; Paltseva et al., 2018). Cela pourrait s'expliquer par une spéciation de Pb dans la solution du sol limitant sa biodisponibilité pour les plantes potagères. Dans des sols dont le pH est proche de la neutralité, la fraction de Pb en solution se trouve essentiellement sous la forme de complexes avec la matière organique dissoute (80 - 99%) dont la concentration augmente avec des apports de compost (Sauvé et al., 1998). Les composts autoproduits auraient aussi pu favoriser l'agrégation du sol et une redistribution de Pb entre différents constituants du sol. D'après Abiven et al. (2009), le compost augmente généralement la stabilité des agrégats des sols avec un effet maximal pouvant s'observer dès 50 jours après l'apport. D'après Sall et al. (2017), des intrants organiques dans des sols sableux peuvent conduire à la formation de macro-agrégats (> 2000 μm) en lien avec la formation d'hyphe de champignons. Une meilleure agrégation aurait pu limiter la quantité de particules fines du sol pouvant adhérer à la surface des légumes comme le suggère également McBride et al. (2014). En raison du peu d'argiles granulométriques qui composent la phase solide des sols étudiés (< 2 %), la matière organique particulaire de ces sols serait la plus susceptible de retenir Pb (Pourrut et al., 2011; Van Oort et al., 2022). Mais, la matière organique exogène apportée par les composts a aussi pu augmenter la fraction de Pb retenue par la matière organique totale du sol (Attanayake et al., 2017). La fraction grossière de la matière organique exogène apportée par les composts aurait aussi pu jouer un rôle dans la réduction du transfert de Pb.

Les apports de composts autoproduits se sont accompagnés d'un passage en solution d'une importante fraction de As et d'un transfert accru de As dans la laitue. Les résultats suggèrent que le transfert de As dans les légumes a pu se faire principalement par absorption racinaire, contrairement à Pb, dix fois moins mobile que As. Bien que les sols étudiés présentent des teneurs totales relativement faibles en As, les résultats ont montré que les éventuelles conséquences sanitaires de la consommation de légumes autoproduits seraient

liées au transfert de As et non pas au transfert de Pb, considéré comme le principal contaminant des sols d'après les teneurs totales.

6.1.2. Influence de la qualité, de la dose et de la répétition des apports de composts autoproduits

Les résultats de ce travail ont montré que les composts autoproduits les plus riches en matière organique et en phosphore total (compost domestique CD1 et compost collectif CC), ont favorisé le passage en solution d'une fraction de As et Pb liée aux compartiments solides du sol. Une libération de matière organique dissoute par les composts a pu mobiliser Pb tandis qu'une libération d'ions phosphates associée à une augmentation du pH a pu mobiliser As. Le compost industriel (CI) présentait lui aussi des teneurs élevées en matière organique et en phosphore mais n'a pas conduit à de telles mobilisations. La qualité de la matière organique de CI est pourtant similaire à celle de CD1 et CC d'après les spectres obtenus par spectrométrie moyen infrarouge (données non présentées). Les ions PO_4^{3-} susceptibles d'interagir avec As dans la solution du sol représentent probablement une fraction variable de P entre CI et les composts autoproduits CD1 et CC. Les effets de CI et des composts autoproduits CD1 et CC sur la conductivité électrique des sols ont été très différents et peuvent suggérer que ce paramètre ait joué un rôle dans la mobilité de As et Pb dans les sols.

La dose des composts autoproduits utilisée pour amender les sols étudiés a eu un effet important sur la mobilité de As et de Pb. Cet effet a été dépendant de la qualité des composts. Les fractions de As et Pb qui sont passées en solution après l'apport des composts autoproduits CD1 et CC ont parfois doublées en passant d'une dose de 10 kg.m^{-2} à une dose de 20 kg.m^{-2} . L'abondance de la matière organique et du phosphore dans ces types de composts autoproduits aurait un effet quasiment proportionnel à la dose de compost apportée au sol en termes de mobilisation de ces éléments trace. Cette proportionnalité ne s'est pas répercutée sur le transfert de As. La dose de compost a toutefois augmenté le transfert de As sans avoir eu d'effet sur le transfert de Pb. Par ailleurs, l'apport d'une dose élevée de composts autoproduits, comme pratiquée par des jardiniers amateurs, a pu avoir des effets phytotoxiques évalués par la diminution de la biomasse des légumes autoproduits.

Une répétition de l'apport d'intrants organiques dans le sol de jardin familial étudié explique certainement la teneur très élevée en matière organique ($69,5 \text{ g.kg}^{-1}$) et le pH légèrement basique (7,8). La texture du sol, dominée à part égale par des limons et des sables avec une teneur très faible en argile, est favorable à la minéralisation de la matière organique du sol par les microorganismes. Le sol de l'ancien site militaire, moins riche en matière organique ($42,3 \text{ g.kg}^{-1}$) dont le pH est neutre (6,9), était occupé par une pelouse arborée

entretenu et n'a probablement pas reçu d'intrants organiques volontaires. Les différences mesurées en termes de propriétés physico-chimiques sont héritées des derniers usages des deux sols étudiés. D'un sol à l'autre, les composts autoproduits ont eu des effets différents sur le transfert de Pb dans les légumes pouvant suggérer une forte influence de la richesse en matière organique héritée des apports répétés d'intrants organiques dans le sol de jardin. Un apport supplémentaire de compost dans le sol de jardin a modérément réduit le transfert de Pb dans les légumes. Par opposition, un premier apport de compost au sol de l'ancien site militaire a davantage réduit le transfert de Pb dans les légumes en parvenant à le réduire d'un facteur deux avec le compost collectif et le compost industriel par rapport au sol non amendé. Il faut préciser que la contamination en Pb du sol de l'ancien site militaire (208 mg.kg^{-1}) est plus élevée que celle du jardin familial (124 mg.kg^{-1}). Une contamination plus élevée pourrait avoir favorisé l'immobilisation de Pb par les composts, bien que la fraction de Pb en solution soit équivalente entre les deux sols. Toutefois, une dose comparable (8 kg.m^{-2}) à celles utilisées dans ce travail n'a eu aucun effet sur la biodisponibilité de Pb dans des sols de jardins quel que soit le niveau de contamination (238 à 384 mg.kg^{-1}) (Schnackenberg et al., 2022).

Les résultats ont montré que les composts autoproduits ont permis de réduire durablement le transfert de Pb dans le radis cultivé un mois et un an après leur apport au sol. Malgré que les modalités culturales (densité de semis et association de cultures) aient été différentes entre la première et la seconde culture du radis, douze mois plus tard, il est intéressant de souligner un gain d'efficacité lors de la seconde culture du radis avec les composts autoproduits apportés en début d'expérimentation. D'après Gusiatin et Kulikowska (2016) l'efficacité d'un apport de compost à réduire la mobilité de certains éléments trace comme Pb peut durer jusqu'à 24 mois. De plus, plusieurs semaines de stabilisation peuvent être nécessaires pour permettre d'atteindre une réduction maximale de la mobilité de Pb (Attanayake et al., 2017; Gusiatin et Kulikowska, 2016).

6.2. Potentiels d'adaptation des pratiques culturales pour réduire le transfert d'éléments trace dans les légumes

6.2.1. Préconisations possibles sur les pratiques culturales

6.2.1.1. Pratique d'utilisation d'un compost autoproduit

Pour éviter le risque de mobilisation et d'augmentation des transferts de As et Pb dans les légumes, il pourrait être préconisé de limiter les apports de composts autoproduits riches en matières organiques. La teneur en matière organique des composts autoproduits est très hétérogène du fait des pratiques de compostage très variables (ADEME et al., 2020).

L'imprécision des pratiques de compostage domestique ou collectif ne permet pas de prédire la qualité finale du compost. En particulier, la proportion de déchets de cuisine par rapport aux déchets verts et la durée de compostage pourraient fortement conditionner la teneur en matière organique du compost. À ce stade, il n'est pas envisageable de formuler des recommandations sur l'usage des composts autoproduits en fonction de la méthode de compostage. Mais l'appréciation macroscopique de la qualité du compost en termes de couleur, d'odeur, de granulométrie générale pourrait permettre d'orienter la décision d'utiliser un compost ou de poursuivre sa maturation avant de l'utiliser. Certains guides de compostage domestique et/ou collectif qui sont réalisés par les villes proposent d'orienter le mode d'utilisation d'un compost en fonction de la durée de compostage. Par exemple, la ville d'Angers propose d'utiliser un compost comme mulch avant un enfouissement ultérieur si la durée de compostage est comprise entre de 7 et 8 mois tandis qu'il pourrait directement être enfoui si la durée de compostage est comprise entre 10 et 12 mois.

La pratique du mulch avec du compost ou encore le paillage sont des pratiques déjà adoptées et qui pourraient également permettre d'éviter le transfert de Pb à la partie aérienne des légumes feuilles, tige ou fruits qui peuvent être atteints par des particules de sol contaminé à travers l'envol de poussières et les éclaboussures lors des événements pluvieux. Toutefois, dans le cas d'un compost contaminé en Pb comme peuvent l'être certains composts domestiques produits dans jardins familiaux, une utilisation du compost à la surface du sol pourrait favoriser ce mode de transfert de Pb vers ces légumes.

Le respect d'une certaine période de stabilisation entre l'apport d'un compost autoproduit et la mise en culture du sol semblerait être une solution simple et efficace au vu des résultats obtenus sur la culture du radis douze mois après l'apport des composts autoproduits. Un vieillissement de la matière organique dans le sol est nécessaire pour réduire au maximum la mobilité d'éléments trace tels que Pb qui a une affinité forte pour cette fraction du sol (Attanayake et al., 2017; Chabroulet, 2007; Gusiatin et Kulikowska, 2016).

Ensuite, réduire la dose de composts autoproduits est une solution probablement efficace pour limiter le risque associé à l'accumulation de As dans les légumes pouvant faire suite à un passage accru dans la solution du sol. Il pourrait être préconisé d'adapter la dose de compost strictement aux besoins des cultures. Les jardiniers sont souvent sensibilisés aux besoins des cultures comme l'indiquent plusieurs discours de jardiniers concernant notamment la faible exigence de la culture de plantes potagères de la famille des fabacées (haricots, petits pois, fèves) (ADEME et al., 2020). Toutefois, les doses d'intrants organiques pratiquées dans les jardins peuvent être excédentaires (ADEME et al., 2020; Schwartz,

2013a). Ces doses sont aussi très aléatoires et quantifiées en nombre de sacs ou brouettes par les jardiniers (ADEME et al., 2020).

6.2.1.2. Utilisation du biochar comme solution alternative ou complémentaire aux composts autoproduits

Le biochar apporté seul n'a pas permis de réduire le transfert de Pb dans les légumes plus que les composts autoproduits dans le sol de jardin. Le biochar seul a toutefois évité la mobilisation de Cd, Cu, Pb et Zn engendrée par certains composts autoproduits. Cependant, dès la dose de 10 kg.m⁻², le biochar a augmenté le passage de As en solution, ce qui a conduit à un transfert accru dans la laitue et le chou produits au jardin. Le potentiel de sorption des cations métalliques tels que Pb par le biochar n'a pas été mis en évidence dans cette situation d'un sol de jardin avec un niveau faible de contamination et des propriétés physico-chimiques rendant Pb très peu biodisponible. Il est possible que le biochar puisse présenter un intérêt plus intéressant que les composts autoproduits dans un sol de jardin hautement contaminé avec une teneur en matière organique un peu plus faible. Dans une éventuelle situation où le biochar pourrait limiter le risque sanitaire en réduisant la teneur en Pb des légumes, la détermination de la dose « idéale » de biochar serait un paramètre déterminant afin d'éviter d'augmenter en parallèle la teneur en As des légumes et d'altérer la fertilité du sol.

Apporté en mélange avec du compost collectif, le biochar n'a pas non plus permis de réduire significativement le transfert de Pb par rapport au compost apporté seul. En revanche la productivité du sol a augmenté fortement pour l'ensemble des légumes étudiés par rapport au sol non amendé avec de meilleurs résultats que le compost seul pour certains légumes. Contrairement au biochar seul, aucune augmentation du transfert de As n'a été observée.

6.2.1.3. Choix possible de légumes et préparation adaptée avant leur consommation

Compte tenu du risque d'accroître la mobilité et le transfert de As dans les légumes avec des doses élevées de certains apports de composts autoproduits, le choix de légumes faiblement accumulateurs peut être envisagé pour limiter le risque sanitaire lié à leur consommation. D'après nos résultats, la laitue et le radis seraient à éviter. D'après Bidar et al. (2017), la laitue et le radis seraient en effet des légumes dont la teneur en As est généralement proportionnelle au niveau de contamination du sol.

Une méthode adaptée de préparation des légumes avant leur consommation semble nécessaire au vu des teneurs en Pb relativement élevées qui avaient été mesurées par un laboratoire sous-traitant dans différents types de légumes lors du diagnostic initial de la contamination dans les jardins familiaux du site étudié. Toutes ces teneurs dépassaient les

seuils réglementaires de 0,1 et 0,3 mg.kg⁻¹ (masse fraîche) imposés par l'Europe (CE, 2006b) (Figure 29). D'après les résultats de ce travail de thèse, les légumes produits sur la parcelle du site expérimental n'ont jamais présenté de teneurs en Pb aussi élevées et n'ont jamais dépassé ces seuils réglementaires. Seul le chou a été analysé à ces deux occasions, le diagnostic initial ayant eu lieu en hiver. Une teneur en Pb de 0,328 mg.kg⁻¹ (masse fraîche) avait été obtenue pour le chou dans une parcelle avec un sol contaminé par 143 mg.kg⁻¹ de Pb. Dans la parcelle étudiée dans le cadre de ce travail, le chou a présenté une teneur en Pb moyenne de 0,008 mg.kg⁻¹ pour un sol contaminé par 124 mg.kg⁻¹ de Pb. Le protocole de préparation des légumes par le laboratoire sous-traitant est incertain. Il pourrait avoir été moins efficace que le protocole suivi dans le cadre de ce travail de thèse (Chapitre 5 §5.1.2). Le lavage ne permet cependant pas d'éliminer la totalité des particules de sol qui adhèrent à la surface des légumes (McBride et al., 2013).

6.2.2. Utilisation des composts autoproduits couplée à la phytoextraction

Suite à un apport de compost autoproduit, plutôt que de faire le choix de ne cultiver que des légumes faiblement accumulateurs de As, l'association avec une plante hyperaccumulatrice pourrait permettre de limiter la biodisponibilité de As pour les cultures potagères en cas de mobilisation. La phytoextraction peut en effet être aidée par des intrants organiques tels que du compost ou du biochar dont le rôle est d'augmenter la fraction biodisponible de As dans le sol à remédier (González et al., 2019; Zheng et al., 2019). La moutarde brune et le maïs présentent toutes les deux un caractère hyperaccumulateur de As. La moutarde brune a l'avantage d'une translocation plus importante vers les parties aériennes et d'hyperaccumuler également Pb (Bouquet, 2018; Franchi et al., 2019; Lu et al., 2022). La moutarde brune a déjà été utilisée en association avec des cultures potagères dans les jardins familiaux. Cependant, les effets de ce système de culture ont été uniquement testés sur Pb, dont les résultats se sont avérés non concluant en raison d'une très faible biodisponibilité de la contamination en Pb d'origine géogène (Bouquet, 2018).

Les résultats de ce travail permettent d'envisager un système de culture où la phytoextraction de As pourrait être augmentée par un apport de biochar en mélange avec du compost autoproduit. La biomasse de la partie aérienne de la plante hyperaccumulatrice pourrait potentiellement être augmentée par ce type d'intrant organique qui a permis d'augmenter la biomasse de tous les légumes, parfois avec un facteur trois. L'adoption d'un tel système de culture par les jardiniers amateurs impliquerait que la municipalité ou l'association des jardiniers puisse se fournir en biochar dont le prix d'achat est d'environ 1000 euros par tonne. La Figure 74 présente des pratiques de gestion *in situ*, décrites dans cette

Chapitre 6

discussion générale, qui pourraient être envisagées pour un jardin familial modérément contaminé en Pb.

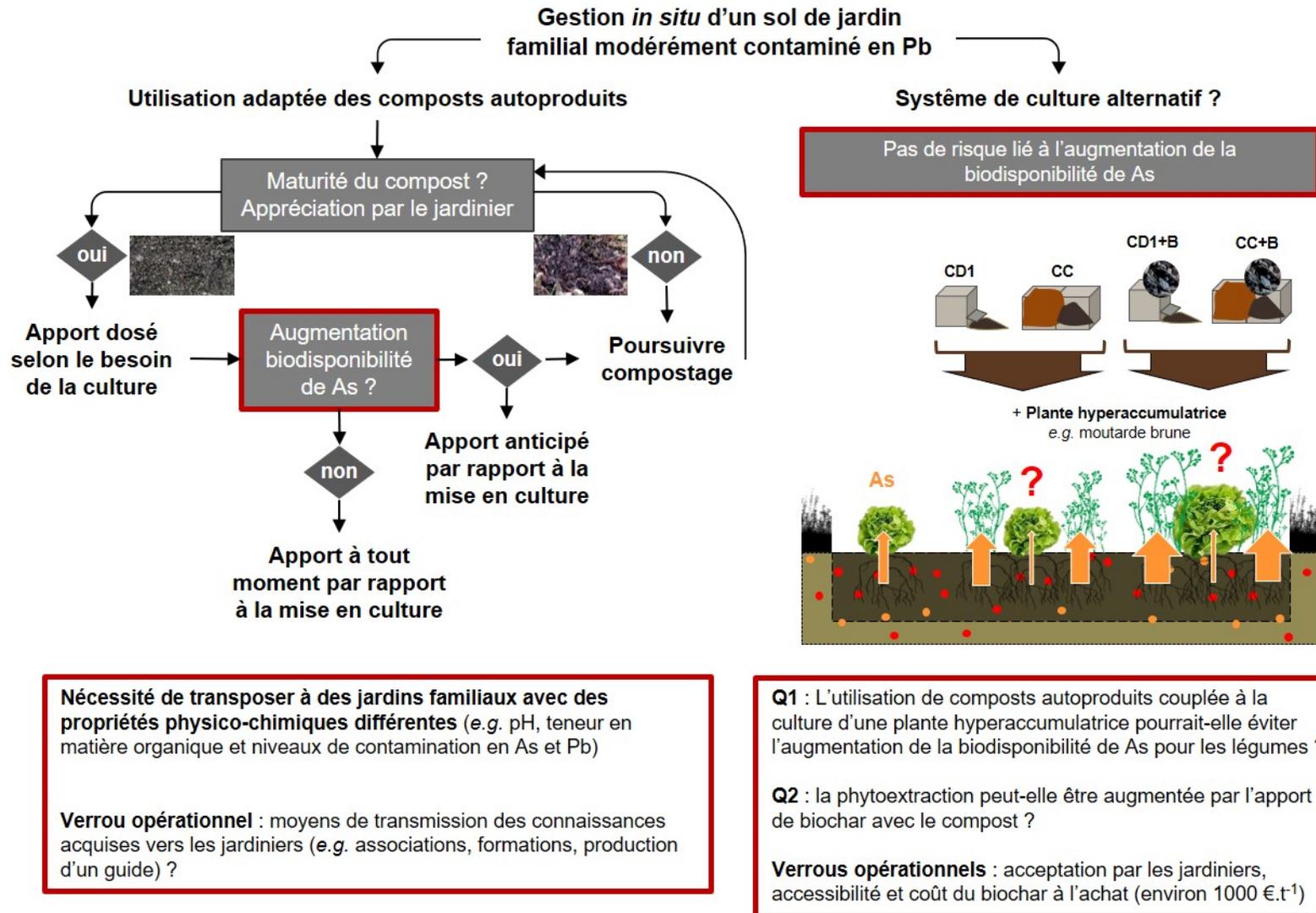


Figure 74. Schéma de synthèse des pratiques de gestion *in situ* qui pourraient être envisagées dans les jardins familiaux modérément contaminés en Pb

Conclusion générale

L'objectif principal de ce travail de thèse était d'évaluer les effets de l'utilisation habituelle de composts autoproduits sur le transfert d'éléments trace dans des légumes de jardins familiaux modérément contaminés en Pb (124 et 208 mg.kg⁻¹), établis depuis plusieurs décennies ou bien nouvellement installés. Pour cela, le travail a reposé sur l'étude des effets de la qualité du compost, de sa dose d'application, d'un travail du sol à posteriori et du type de sol (jardin familial établi ou nouvellement installé) au cours de différentes expérimentations en conditions semi-contrôlées et en conditions réelles dont les designs expérimentaux se sont précisés d'une expérimentation à l'autre.

Un travail préalable d'enquête auprès de jardiniers amateurs suivi d'une caractérisation des composts autoproduits a été nécessaire pour réaliser une sélection de composts représentatifs des pratiques adoptées dans les jardins familiaux. Ce travail s'est concentré sur un site de jardins familiaux regroupant une centaine de parcelles concernées par une contamination diffuse et modérée en Pb. Comme un compost collectif a parfois été apporté au sol du potager en complément du compost domestique produit sur la parcelle, des sites de compostage collectif ont été visités en interaction avec des associations et des sociétés de l'agglomération nantaise (Compostri, La Tricyclerie, Compost In Situ). La variabilité et l'imprécision des pratiques de compostage domestique n'ont pas permis de réaliser une typologie fine des composts autoproduits qui pourrait rendre compte systématiquement des paramètres physico-chimiques et biochimiques étudiés. Bien qu'issus d'un même site de jardins familiaux, la qualité des composts domestiques est très variable et certains composts domestiques ont été contaminés en Pb par des particules de sol apportées par les déchets verts issus de l'entretien du jardin. Le type de matières premières qui a été renseigné par les jardiniers ne suffit pas à expliquer la totalité de cette variabilité suggérant que d'autres facteurs comme le niveau de contamination du sol de la parcelle et les proportions de déchets verts et de déchets de cuisine pourraient y avoir contribué. Malgré une forte hétérogénéité, les composts collectifs se distinguent des composts domestiques et se rapprochent d'un compost industriel par une richesse en matière organique relativement peu décomposée.

Grâce à ce travail préalable, les expérimentations menées avec une sélection de composts autoproduits et de composts de référence ont permis de mettre en évidence des effets sur le comportement des éléments trace du sol qui dépendent fortement de la qualité du compost autoproduit, de la dose et du type de sol. En revanche, d'autres facteurs tels que la contamination en Pb d'un compost domestique ou le travail du sol plusieurs mois après l'apport du compost ont eu peu d'effet. Un résultat majeur de ce travail est que le compost

autoproduit apporté à des jardins familiaux modérément contaminés en Pb est capable de réduire le transfert de Pb dans des légumes mais que cela peut s'accompagner de l'augmentation du transfert de As dans certains légumes. En effet, à une dose d'apport élevée, l'utilisation de composts autoproduits riches en matière organique et en éléments nutritifs comme le phosphore a augmenté le transfert de As dans les légumes. En raison de propriétés physico-chimiques typiquement héritées d'une répétition d'intrants organiques d'année en année, la contamination en Pb est très peu biodisponible pour les légumes, contrairement à As dont la biodisponibilité est plus élevée dans les sols au pH neutre à basique et riches en phosphore. Un apport supplémentaire de compost autoproduit a pu conduire à faire passer en solution une fraction encore plus importante de As pouvant entraîner une hausse de la biodisponibilité pour les cultures potagères ainsi qu'une lixiviation vers les horizons plus profonds du sol. Cependant, une alimentation composée exclusivement des légumes autoproduits au jardin ne présente pas de risque sanitaire dans les conditions de cette étude.

Les résultats de ce travail laissent cependant envisager des pistes pour éviter de telles répercussions dans les jardins familiaux en adaptant l'utilisation habituelle des composts autoproduits. L'intérêt agronomique de l'utilisation d'un compost repose sur une maturité suffisante qui est ici d'autant plus recommandée que les composts les plus riches en matière organique peu décomposée conduisent le plus à mobiliser As dans le sol. Un juste dosage en fonction des besoins de la culture potagère et un apport anticipé du compost autoproduit de quelques mois avant la mise en culture seraient également des pratiques recommandables. Un temps de vieillissement du sol amendé d'un compost pourrait en effet être favorable à la réduction du transfert de As comme de Pb dans les légumes. Certains mécanismes résultant de l'apport de compost peuvent prendre du temps à s'instaurer, tel qu'une amélioration de l'agrégation du sol qui pourrait avoir contribué à réduire l'adsorption de Pb à la surface des légumes, principale voie de transfert de Pb dans certains légumes. Mais pour éviter tout risque d'une utilisation approximative voire excessive des composts autoproduits, la mise en place d'un système de culture couplé à une plante hyperaccumulatrice de As pourrait présenter un intérêt si son potentiel s'avérait réel. L'utilisation de biochar seul pour réduire le transfert de Pb dans les légumes ne présenterait pas plus d'intérêt que du compost autoproduit et peut augmenter le transfert de As encore plus intensément qu'un compost apporté seul. Toutefois, son utilisation à faible dose associée à un compost autoproduit pourrait augmenter l'efficacité de la phytoextraction de As en augmentant la biomasse de la plante hyperaccumulatrice comme celle des légumes.

Les mécanismes impliqués dans la réduction du transfert de Pb par l'apport des composts autoproduits dans le sol d'un jardin familial modérément contaminé doivent être

précisés. Dans le sol, le passage en solution de Pb pendant les quelques semaines qui ont suivi des apports de composts pose question sur les mécanismes à plus long terme qui pourraient avoir expliqué la diminution du transfert de Pb dans les légumes. Les contributions de la fraction organique particulaire du sol amendé et de la fraction grossière du compost autoproduit dans la redistribution de Pb pourraient être évaluées par le suivi des expérimentations au jardin à 12, 24 et 36 mois. Dans cet objectif, des extractions séquentielles sont en cours sur les échantillons de sols collectés à 12 mois et leur couplage à un fractionnement granulométrique pourrait être envisagé. Par ailleurs, la localisation de Pb dans des sections transversales de légumes racines et de feuilles pourrait être précisée par imagerie de micro-fluorescence X afin de conclure sur la contribution au transfert de l'adsorption de Pb à la surface des légumes, comme l'a suggéré la corrélation entre les teneurs en Pb et Al dans les légumes.

Les résultats de ce travail ont aussi montré l'importance de sa transposition à d'autres situations. En effet, un compost autoproduit a pu être plus efficace dans un sol plus contaminé en Pb et n'ayant pas régulièrement reçu d'intrants organiques à répétition comme dans des jardins familiaux anciens (plusieurs dizaines d'années). À ce stade, les résultats de ce travail peuvent orienter de futurs travaux dont l'objectif serait de proposer des recommandations pour l'utilisation des composts autoproduits dans des jardins familiaux avec des sols aux propriétés physico-chimiques et niveaux de contaminations variés. Du point de vue opérationnel, il semble nécessaire de poursuivre le développement des moyens de transmission des connaissances acquises vers les associations et les jardiniers amateurs ainsi que les outils de science participative. D'après les enquêtes menées dans le cadre de ce travail de thèse et du projet POTAGERS, un réel intérêt a en effet pu se faire sentir auprès des jardiniers et des associations impliquées dans le compostage de proximité.

Références

- Abiven, S., Menasseri, S., et Chenu, C.** (2009). The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability - A literature analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(1), 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.09.015>
- Adams, M. A., Bolger, P. M., et Gunderson, E. L.** (1989). Dietary intake and hazards of arsenic. In W. R. Chappell, C. O. Abernathy, & C. R. Cothorn (Eds.), *Arsenic Exposure and Health*. https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/reference/details/reference_id/627237
- ADEME.** (2012). *Guide méthodologique du compost partagé (ou semi-collectif)*.
- ADEME.** (2013). *Référentiels acteurs-formations : gestion de proximité des biodéchets*.
- ADEME.** (2015). *Le compostage*.
- ADEME.** (2018). *Le compostage et le paillage*.
- ADEME, Bidar, G., Waterlot, C., Sahmer, K., Pelfrène, A., Pourrut, B., Schwartz, C., et Douay, F.** (2017). *PhytExPPo : Phytodisponibilité des ETM pour les plantes potagers et extrapolations dans la quantification de l'exposition des consommateurs - Rapport*.
- ADEME, Cadière, F., Dueso, N., Margot, D., et Masselot, G.** (2012). *Taux d'utilisation et coûts des différentes techniques et filières de traitement des sols et des eaux souterraines pollués en France. Synthèse des données 2010*.
- ADEME, de Vaufleury, A., et Pauget, B.** (2012). *Fiche outil : Les escargots*.
- ADEME, Douay, F., Marot, F., et Schwartz, C.** (2019). *Jardins potagers : retour sur 30 ans de recherche en connaissance, évaluation et gestion des impacts*.
- ADEME, Limasset, E., Fourny, S., Collet, J.-L., Michel, P., Alarey, C., et Laboudigue, A.** (2015). *Approche REFRINDD pour accompagner les acteurs de la requalification des friches industrielles potentiellement polluées dans une démarche durable : guide méthodologique et prototype d'outil d'accompagnement*.
- ADEME, Pauget, B., Coeurdassier, M., de Vaufleury, A., et Grand, C.** (2012). *Programme Bioindicateurs - Phase 2 : Utilisation et intérêts des escargots et des micromammifères pour la bioindication de la qualité des sols*.
- ADEME, Pelfrène, A., Douay, F., Bidar, G., Détriché, S., Louvel, B., Waterlot, C., Dubar, A., Lefebvre, A., Velly, N., Perronnet, K., Bert, V., Pernin, C., Grumiaux, F., Demuynck, S., Rémy, E., Jacquier, M., Pasquier, C., Jean-Soro, L., ... Dusannier, C.** (2020). *POTAGERS : Potagers urbains et amendements : gestion et challenges environnementaux et sanitaires (rapport intermédiaire)*.
- Adhikari, B., Trémier, A., Barrington, S., Martinez, J., et Daumoin, M.** (2013). Gas emissions as influenced by home composting system configuration. *Journal of*

- Environmental Management*, 116, 163–171.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.008>
- Adhikari, B., Trémier, A., Martinez, J., et Barrington, S.** (2010). Home and community composting for on-site treatment of urban organic waste: Perspective for Europe and Canada. *Waste Management and Research*, 28(11), 1039–1053.
<https://doi.org/10.1177/0734242X10373801>
- Agegehu, G., Srivastava, A. K., et Bird, M. I.** (2017). The role of biochar and biochar-compost in improving soil quality and crop performance: A review. *Applied Soil Ecology*, 119(June), 156–170. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.06.008>
- Albrecht, R.** (2007). *Co-compostage de boues de station d'épuration et de déchets verts : Nouvelle méthodologie du suivi des transformations de la matière organique*. Thèse de doctorat. Université Paul Cezanne. tel-00174775.
- Albrecht, R., Joffre, R., Petit, J. Le, Terrom, G., et Périssol, C.** (2009). Calibration of Chemical and Biological Changes in Cocomposting of Biowastes Using Near-Infrared Spectroscopy. *Environmental Science & Technology*, 43(3), 804–811.
<https://doi.org/10.1021/es802064u>
- Alvarenga, P., Palma, P., Gonçalves, A. P., Fernandes, R. M., De Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E., et Cunha-Queda, A. C.** (2008). Organic residues as immobilizing agents in aided phytostabilization: (II) Effects on soil biochemical and ecotoxicological characteristics. *Chemosphere*, 74, 1301–1308.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.11.006>
- Amlinger, F., Pollak, M., et Favoino, E.** (2004). *Heavy metals and organic compounds from wastes used as organic fertilisers*.
- Andersen, J. K., Boldrin, A., Christensen, T. H., et Scheutz, C.** (2010). Greenhouse gas emissions from home composting of organic household waste. *Waste Management*, 30(12), 2475–2482. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.07.004>
- Andersen, J. K., Boldrin, A., Christensen, T. H., et Scheutz, C.** (2011). Mass balances and life cycle inventory of home composting of organic waste. *Waste Management*, 31(9–10), 1934–1942. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.05.004>
- Andersen, J. K., Boldrin, A., Christensen, T. H., et Scheutz, C.** (2012). Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling. *Waste Management*, 32(1), 31–40. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.014>
- ANSES.** (2011). *Étude de l'alimentation totale française 2*.
<https://www.anses.fr/fr/content/étude-de-l'alimentation-totale-eat-2-l'anses-met-à->

disposition-les-données-de-son-analyse

- Antoniadis, V., Shaheen, S. M., Tsadilas, C. D., Selim, M. H., et Rinklebe, J.** (2018). Zinc sorption by different soils as affected by selective removal of carbonates and hydrous oxides. *Applied Geochemistry*, 88, 49–58. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.04.007>
- Attanayake, C. P., Hettiarachchi, G. M., Harms, A., Presley, D. A., Martin, S., et Pierzynski, G. M.** (2014). Field evaluations on soil plant transfer of lead from an urban garden soil. *Journal of Environmental Quality*, 43(2), 475–487. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.07.0273>
- Attanayake, C. P., Hettiarachchi, G. M., Ma, Q., Pierzynski, G. M., et Ransom, M. D.** (2017). Lead Speciation and In Vitro Bioaccessibility of Compost-Amended Urban Garden Soils. *Journal of Environmental Quality*, 46(6), 1215–1224. <https://doi.org/10.2134/jeq2017.02.0065>
- Attanayake, C. P., Hettiarachchi, G. M., Palomo, M., Pierzynski, G. M., et Calderon, B.** (2021). Phytoavailability of Lead for Vegetables in Urban Garden Soils. *ACS Agricultural Science and Technology*, 1(3), 173–181. <https://doi.org/10.1021/acsagscitech.0c00068>
- Ayilara, M. S., Olanrewaju, O. S., Babalola, O. O., et Odeyemi, O.** (2020). Waste management through composting: Challenges and potentials. *Sustainability*, 12(11), 1–23. <https://doi.org/10.3390/su12114456>
- Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S., et Thami Alami, I.** (2018). Composting parameters and compost quality: a literature review. *Organic Agriculture*, 8(2), 141–158. <https://doi.org/10.1007/s13165-017-0180-z>
- Bacigalupo, C., et Hale, B.** (2012). Human health risks of Pb and As exposure via consumption of home garden vegetables and incidental soil and dust ingestion: A probabilistic screening tool. *Science of the Total Environment*, 423, 27–38. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.01.057>
- Baize, D.** (1997). *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France): Références et stratégies d'interprétation. Programme ASPITET.* (Editions Quae).
- 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. <https://doi.org/10.1080/01904168109362867>
- Barbillon, A., Aubry, C., et Manouchehri, N.** (2019). *Guide R.E.F.U.G.E. Caractérisation de la contamination des sols urbains destinés à la culture maraîchère et évaluation des risques sanitaires. Cas de la région Île-de-France.* <https://doi.org/hal-028669953>

- Barrena, R., Font, X., Gabarrell, X., et Sánchez, A.** (2014). Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Management*, 34(7), 1109–1116. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.008>
- Beausoleil, M., et Côté, N.** (2006). *Concentrations des métaux dans les légumes du jardin communautaire Baldwin : Évaluation des impacts à la santé.*
- Bechet, B., Joimel, S., Jean-Soro, L., Hursthouse, A., Agboola, A., Leitão, T. E., Costa, H., do Rosário Cameira, M., Le Guern, C., Schwartz, C., et Lebeau, T.** (2018). Spatial variability of trace elements in allotment gardens of four European cities: assessments at city, garden, and plot scale. *Journal of Soils and Sediments*, 18(2), 391–406. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1515-1>
- Beesley, L., et Dickinson, N.** (2010). Carbon and trace element mobility in an urban soil amended with green waste compost. *Journal of Soils and Sediments*, 10(2), 215–222. <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0112-y>
- Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., et Gomez-Eyles, J. L.** (2010). Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. *Environmental Pollution*, 158(6), 2282–2287. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2010.02.003>
- Berhe, A. A.** (2021). Soil organic matter dynamics post-fire. *Goldschmidt Conference.*
- Bidar, G., Pelfrène, A., Louvel, B., Janus, A., et Douay, F.** (2019). Influence of amendments on metal environmental and toxicological availability in highly contaminated brownfield and agricultural soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(32), 33086–33108. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06295-4>
- Blossfeld, S., et Gansert, D.** (2007). A novel non-invasive optical method for quantitative visualization of pH dynamics in the rhizosphere of plants. *Plant, Cell & Environment*, 30(2), 176–186. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2006.01616.x>
- Blossfeld, S., Perrigüey, J., Sterckeman, T., Morel, J. L., et Lösch, R.** (2010). Rhizosphere pH dynamics in trace-metal-contaminated soils, monitored with planar pH optodes. *Plant and Soil*, 330(1), 173–184. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0190-z>
- Bolan, N., Hoang, S. A., Beiyuan, J., Gupta, S., Hou, D., Karakoti, A., Joseph, S., Jung, S., Kim, K. H., Kirkham, M. B., Kua, H. W., Kumar, M., Kwon, E. E., Ok, Y. S., Perera, V., Rinklebe, J., Shaheen, S. M., Sarkar, B., Sarmah, A. K., ... Van Zwieten, L.** (2022). Multifunctional applications of biochar beyond carbon storage. *International Materials Reviews*, 67(2), 150–200. <https://doi.org/10.1080/09506608.2021.1922047>

- Bolan, N., Kunhikrishnan, A., Thangarajan, R., Kumpiene, J., Park, J., Makino, T., Kirkham, M. B., et Scheckel, K.** (2014). Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils - To mobilize or to immobilize? *Journal of Hazardous Materials*, 266, 141–166. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.12.018>
- Boldrin, A., et Christensen, T. H.** (2010). Seasonal generation and composition of garden waste in Aarhus (Denmark). *Waste Management*, 30(4), 551–557. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.11.031>
- Bouquet, D.** (2018). *Gestion in situ des sols de jardins potagers modérément contaminés en plomb*. Thèse de doctorat. Université de Nantes. hal-01685046.
- Bowes, B., et Mauseth, J. D.** (2008). *Plant structure: a colour guide*. Manson.
- Braud, A.** (2007). *Procédé de phytoextraction couplé à la bioaugmentation d'un sol agricole polycontaminé par du chrome, du mercure et du plomb*. Thèse de doctorat. Université de Haute Alsace - Mulhouse. tel-00465806.
- Brümmer, G., Tiller, K. G., Herms, U., et Clayton, P. M.** (1983). Adsorption—desorption and/or precipitation—dissolution processes of zinc in soils. *Geoderma*, 31(4), 337–354. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(83\)90045-9](https://doi.org/10.1016/0016-7061(83)90045-9)
- Bruni, C., Akyol, Ç., Cipolletta, G., Eusebi, A. L., Caniani, D., Masi, S., Colón, J., et Fatone, F.** (2020). Decentralized Community Composting: Past, Present and Future Aspects of Italy. *Sustainability*, 12(8), 3319. <https://doi.org/10.3390/su12083319>
- Cao, X., Ma, L. Q., et Shiralipour, A.** (2003). Effects of compost and phosphate amendments on arsenic mobility in soils and arsenic uptake by the hyperaccumulator, *Pteris vittata* L. *Environmental Pollution*, 126(2), 157–167. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00208-2](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00208-2)
- Carrington, C. D., Sheehan, D. M., et Bolger, P. M.** (2009). Hazard assessment of lead. *Food Additives & Contaminants*, 10(3), 325–335. <https://doi.org/10.1080/02652039309374155>
- CE.** (2006a). Décision de la Commission du 3 novembre 2006 établissant des critères écologiques révisés et les exigences d'évaluation et de vérification correspondantes pour l'attribution du label écologique communautaire aux amendements pour sols (2006/799/CE). *Journal Officiel de l'Union Européenne*, 28–34.
- CE.** (2006b). Règlement (CE) No 1881/2006 de la Commission du 19 décembre 2006 portant sur la fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires. *Journal Officiel de l'Union Européenne*, 5–24.
- CE.** (2021). Règlement (UE) No 2021/1323 de la Commission du 10 août 2021 modifiant le règlement (CE) No 1881/2006 en ce qui concerne les teneurs maximales en cadmium

- dans certaines denrées alimentaires. *Journal Officiel de l'Union Européenne*, 13–18.
- Cecchi, M., Dumat, C., Alric, A., Felix-Faure, B., Pradère, P., et Guiresse, M.** (2008). Multi-metal contamination of a calcic cambisol by fallout from a lead-recycling plant. *Geoderma*, 144(1–2), 287–298. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.11.023>
- CEE.** (1991). Règlement (CE) No 2092/91 du Conseil du 24 juin 1991 concernant le mode de production biologique de produits agricoles et sa préparation sur les produits agricoles et les denrées alimentaires. *Journal Officiel de l'Union Européenne*, 198, 1–105.
- Chabroulet, C.** (2007). *Etude de la remobilisation d'éléments tracés à partir d'un sol de surface contaminé: Influence du vieillissement de la matière organique du sol sur la remobilisation du sélénium*. Thèse de doctorat. Université Joseph-Fourier-Grenoble I. tel-00156873.
- Chaney, R. L., Sterrett, S. B., et Mielke, H. W.** (1984). The potential for heavy metal exposure from urban gardens and soils. *Univ. Dist. Columbia Extension Service, Washington, DC*, 37–84.
- Chen, T. B., Wong, J. W. C., Zhou, H. Y., et Wong, M. H.** (1997). Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong. *Environmental Pollution*, 96(1), 61–68. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(97\)00003-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(97)00003-1)
- Cheng, C. H., Lehmann, J., Thies, J. E., Burton, S. D., et Engelhard, M. H.** (2006). Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. *Organic Geochemistry*, 37(11), 1477–1488. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2006.06.022>
- Cheverry, C., et Gascuel-Oudou, C.** (2009). *Sous les pavés, la terre* (Omniscience (ed.)).
- Clemente, R., Hartley, W., Riby, P., Dickinson, N. M., et Lepp, N. W.** (2010). Trace element mobility in a contaminated soil two years after field-amendment with a greenwaste compost mulch. *Environmental Pollution*, 158(5), 1644–1651. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2009.12.006>
- Corbaz, R.** (1990). *Principes de phytopathologie et de lutte contre les maladies des plantes*. PPUR presses polytechniques et universitaires romandes.
- Crowder, A.** (1991). Acidification, metals and macrophytes. *Environmental Pollution*, 71(2–4), 171–203. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(91\)90032-R](https://doi.org/10.1016/0269-7491(91)90032-R)
- Dala-Paula, B. M., Custódio, F. B., Knupp, E. A. N., Palmieri, H. E. L., Silva, J. B. B., et Glória, M. B. A.** (2018). Cadmium, copper and lead levels in different cultivars of lettuce and soil from urban agriculture. *Environmental Pollution*, 242, 383–389. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.101>
- Dari, B., Nair, V. D., Harris, W. G., Nair, P. K. R., Sollenberger, L., et Mylavarapu, R.** (2016). Relative influence of soil- vs. biochar properties on soil phosphorus retention.

Geoderma, 280, 82–87. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.06.018>

- Denys, S., Marot, F., Elreedy, S., Gobron, V., Dinant, S., Pinet, C., Dumat, C., Schwartz, C., Jeannée, N., Prost, R., Pascal, M., Lemaitre, N., Leprieur, F., Mercat-Rommens, C., Tack, K., Cardenas, G., Douay, F., et Barbaste, M.** (2014). *Guide d'échantillonnage des plantes potagères dans le cadre des diagnostics environnementaux*.
- Doucet, R.** (2006). *Le climat et les sols agricoles* (Berger).
- Dray, S., Chessel, D., et Thioulouse, J.** (2003). Co-inertia analysis and the linking of ecological data tables. *Ecology*, 84(11), 3078–3089. <https://doi.org/10.1890/03-0178>
- Dumain, A., et Rocher, L.** (2017). Des pratiques citoyennes en régime industriel : les courts-circuits du compost. *Flux*, 108(2), 22–35. <https://doi.org/10.3917/flux1.108.0022>
- Dupuy, N., et Douay, F.** (2001). Infrared and chemometrics study of the interaction between heavy metals and organic matter in soils. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 57(5), 1037–1047. [https://doi.org/10.1016/S1386-1425\(00\)00420-0](https://doi.org/10.1016/S1386-1425(00)00420-0)
- Edmondson, J. L., Davies, Z. G., Gaston, K. J., et Leake, J. R.** (2014). Urban cultivation in allotments maintains soil qualities adversely affected by conventional agriculture. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), 880–889. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12254>
- Fan, T. T., Wang, Y. J., Li, C. B., He, J. Z., Gao, J., Zhou, D. M., Friedman, S. P., et Sparks, D. L.** (2016). Effect of Organic Matter on Sorption of Zn on Soil: Elucidation by Wien Effect Measurements and EXAFS Spectroscopy. *Environmental Science and Technology*, 50(6), 2931–2937. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05281>
- Fang, W., Wei, Y., et Liu, J.** (2016). Comparative characterization of sewage sludge compost and soil: Heavy metal leaching characteristics. *Journal of Hazardous Materials*, 310, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.02.025>
- FAO/OMS.** (2019). *CODEX ALIMENTARIUS CXS 193-1995*.
- Farrar, M. B., Wallace, H. M., Xu, C. Y., Joseph, S., Dunn, P. K., Nguyen, T. T. N., et Bai, S. H.** (2021). Biochar co-applied with organic amendments increased soil-plant potassium and root biomass but not crop yield. *Journal of Soils and Sediments*, 21(2), 784–798. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02846-2>
- Farrell, M., Perkins, W. T., Hobbs, P. J., Griffith, G. W., et Jones, D. L.** (2010). Migration of heavy metals in soil as influenced by compost amendments. *Environmental Pollution*, 158(1), 55–64. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.08.027>
- Feix, I., et Tremel-Schaub, A.** (2005). *Contamination des sols - Transferts des sols vers les plantes* (EDP Sciences and ADEME (eds.)).
- Fels, L. El, Zamama, M., Asli, A. El, and Hafidi, M.** (2013). Assessment of

- biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocelulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests. *INBI*, 87, 128–137. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.09.024>
- Franchi, E., Cosmina, P., Pedron, F., Rosellini, I., Barbafieri, M., Petruzzelli, G., et Vociante, M.** (2019). Improved arsenic phytoextraction by combined use of mobilizing chemicals and autochthonous soil bacteria. *Science of the Total Environment*, 655, 328–336. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.11.242>
- Francou, C.** (2003). *Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains: Influence de la nature des déchets et du procédé de compostage - Recherche d'indicateurs pertinents*. Thèse de doctorat. INAPG (AgroParisTech). pastel-00000788.
- Gadd, G. M.** (2010). Metals, minerals and microbes: Geomicrobiology and bioremediation. In *Microbiology* (Vol. 156, Issue 3, pp. 609–643). <https://doi.org/10.1099/mic.0.037143-0>
- Gadd, G. M., Bahri-Esfahani, J., Li, Q., Rhee, Y. J., Wei, Z., Fomina, M., et Liang, X.** (2014). Oxalate production by fungi: significance in geomycology, biodeterioration and bioremediation. *Fungal Biology Reviews*, 28(2–3), 36–55. <https://doi.org/10.1016/J.FBR.2014.05.001>
- Genter, C., Roberts, A., Richardson, J., et Sheaff, M.** (2015). The contribution of allotment gardening to health and wellbeing: A systematic review of the literature. *British Journal of Occupational Therapy*, 78(10), 593–605. <https://doi.org/10.1177/0308022615599408>
- Girardin, P.** (1994). Jardins familiaux, jardins privés...quand le mieux est l'ennemi du bien. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 23, 17–22.
- GisSol, Antoni, V., Arrouays, D., Bispo, A., Brossard, M., Le Bas, C., Stengel, P., et Villanneau, E.** (2011). *L'état des sols de France*.
- Godlewska, P., Schmidt, H. P., et Oleszczuk, P.** (2017). Biochar for composting improvement and contaminants reduction. A review. *Bioresource Technology*, 246, 193–202. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.07.095>
- Gondek, M., Weindorf, D. C., Thiel, C., et Kleinheinz, G.** (2020). Soluble Salts in Compost and Their Effects on Soil and Plants: A Review. *Compost Science & Utilization*, 28(2), 59–75. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2020.1772906>
- González, Á., García-Gonzalo, P., Mar Gil-Díaz, & M., Alonso, J., et Lobo, & M. C.** (2019). Compost-assisted phytoremediation of As-polluted soil. *Journal of Soils and Sediments*, 19(7), 2971–2983. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02284-9>
- Grube, M., Lin, J. G., Lee, P. H., et Kokorevicha, S.** (2006). Evaluation of sewage sludge-

- based compost by FT-IR spectroscopy. *Geoderma*, 130(3–4), 324–333.
<https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2005.02.005>
- Guénon, R., et Gros, R.** (2015). Increasing the maturity of compost used affects the soil chemical properties and the stability of microbial activity along a mediterranean post-fire chronosequence. *European Journal of Soil Biology*, 66, 1–10.
<https://doi.org/10.1016/J.EJSOBI.2014.11.002>
- Guénon, R., Vennetier, M., Dupuy, N., Roussos, S., Paillet, A., et Gros, R.** (2013). Trends in recovery of mediterranean soil chemical properties and microbial activities after infrequent and frequent wildfires. *Land Degradation and Development*, 24(2), 115–128.
<https://doi.org/10.1002/ldr.1109>
- Guitart, D., Pickering, C., et Byrne, J.** (2012). Past results and future directions in urban community gardens research. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11(4), 364–373.
<https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2012.06.007>
- Guo, X. xia, Liu, H. tao, and Zhang, J.** (2020). The role of biochar in organic waste composting and soil improvement: A review. *Waste Management*, 102.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.12.003>
- Gupta, N., Yadav, K. K., Kumar, V., Kumar, S., Chadd, R. P., et Kumar, A.** (2019). Trace elements in soil-vegetables interface: Translocation, bioaccumulation, toxicity and amelioration - A review. *Science of the Total Environment*, 651, 2927–2942.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.047>
- Gusiatin, Z. M., et Kulikowska, D.** (2016). Behaviors of heavy metals (Cd, Cu, Ni, Pb and Zn) in soil amended with composts. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 37(18), 2337–2347. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1150348>
- Guyon, F.** (2008). Les jardins familiaux aujourd’hui : des espaces socialement modulés. *Espaces et Sociétés*, 3, 131–147.
- Haberhauer, G., et Gerzabek, M. H.** (1999). Drift and transmission FT-IR spectroscopy of forest soils: An approach to determine decomposition processes of forest litter. *Vibrational Spectroscopy*, 19(2), 413–417. [https://doi.org/10.1016/S0924-2031\(98\)00046-0](https://doi.org/10.1016/S0924-2031(98)00046-0)
- Haberhauer, G., Rafferty, B., Strebl, F., et Gerzabek, M. H.** (1998). Comparison of the composition of forest soil litter derived from three different sites at various decompositional stages using FTIR spectroscopy. *Geoderma*, 83(3–4), 331–342.
[https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(98\)00008-1](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(98)00008-1)
- Hanc, A., Novak, P., Dvorak, M., Habart, J., et Svehla, P.** (2011). Composition and parameters of household bio-waste in four seasons. *Waste Management*, 31(7), 1450–

1460. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.02.016>

- Harter, R. D., et Naidu, R.** (2001). An Assessment of Environmental and Solution Parameter Impact on Trace-Metal Sorption by Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 65(3), 597–612. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.653597x>
- Hinsinger, P.** (1998). How do plant roots acquire mineral nutrients? Chemical processes involved in the rhizosphere. *Advances in Agronomy*, 64, 225.
- Hou, D., Wang, K., Liu, T., Wang, H., Lin, Z., Qian, J., Lu, L., et Tian, S.** (2017). Unique Rhizosphere Micro-characteristics Facilitate Phytoextraction of Multiple Metals in Soil by the Hyperaccumulating Plant *Sedum alfredii*. *Environmental Science and Technology*, 51(10), 5675–5684. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06531>
- Hough, R. L., Breward, N., Young, S. D., Crout, N. M. J., Tye, A. M., Moir, A. M., et Thornton, I.** (2004). Assessing potential risk of heavy metal exposure from consumption of home-produced vegetables by urban populations. *Environmental Health Perspectives*, 112(2), 215–221. <https://doi.org/10.1289/ehp.5589>
- Hsu, J.-H., et Lo, S.-L.** (1999). Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of pig manure. *Environmental Pollution*, 104(2), 189–196. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00193-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00193-6)
- Hu, Y., Zhang, P., Yang, M., Liu, Y., Zhang, X., Feng, S., Guo, D., et Dang, X.** (2020). Biochar is an effective amendment to remediate Cd-contaminated soils - a meta-analysis. *Journal of Soils and Sediments*, 20(11), 3884–3895. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02726-9>
- Huerta-Pujol, O., Gallart, M., Soliva, M., Martínez-Farré, F. X., et López, M.** (2011). Effect of collection system on mineral content of biowaste. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(11), 1095–1099. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.06.008>
- INERIS, Rollin, C., Quiot, F., Badreddine, R., Bour, O., et Bureau, J.** (2006). *Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines. Rapport final DRC-06-66246/DESP-R01a.*
- Izquierdo, M., De Miguel, E., Ortega, M. F., et Mingot, J.** (2015). Bioaccessibility of metals and human health risk assessment in community urban gardens. *Chemosphere*, 135, 312–318. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.079>
- Jean-Soro, L., Le Guern, C., Bechet, B., Lebeau, T., et Ringard, M. F.** (2015). Origin of trace elements in an urban garden in Nantes, France. *Journal of Soils and Sediments*, 15(8), 1802–1812. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0952-y>
- Joimel, S.** (2015). *Biodiversité et caractéristiques physico-chimiques des sols de jardins associatifs urbains français.* Thèse de doctorat. Université de Lorraine. tel-01751521.

- Joimel, S., Cortet, J., Jolivet, C. C., Saby, N. P. A., Chenot, E. D., Branchu, P., Consalès, J. N., Lefort, C., Morel, J. L., et Schwartz, C.** (2016). Physico-chemical characteristics of topsoil for contrasted forest, agricultural, urban and industrial land uses in France. *Science of The Total Environment*, 545, 40–47. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2015.12.035>
- Juste, C., Chassin, P., Gomez, A., Linères, M., et Mocquot, B.** (1995). *Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduelles des stations d'épuration urbaines.*
- Karami, N., Clemente, R., Moreno-Jiménez, E., Lepp, N. W., et Beesley, L.** (2011). Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. *Journal of Hazardous Materials*, 191(1–3), 41–48. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2011.04.025>
- Khan, N., Chowdhary, P., Gnansounou, E., et Chaturvedi, P.** (2021). Biochar and environmental sustainability: Emerging trends and techno-economic perspectives. *Bioresource Technology*, 332, 125102. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2021.125102>
- Khan, N., Clark, I., Sánchez-Monedero, M. A., Shea, S., Meier, S., Qi, F., et Kookana, R. S.** (2016). Physical and chemical properties of biochars co-composted with biowastes and incubated with a chicken litter compost. *Chemosphere*, 142, 14–23. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2015.05.065>
- Kirby, C. K., Specht, K., Fox-Kämper, R., Hawes, J. K., Cohen, N., Caputo, S., Ilieva, R. T., Lelièvre, A., Ponizy, L., Schoen, V., et Blythe, C.** (2021). Differences in motivations and social impacts across urban agriculture types: Case studies in Europe and the US. *Landscape and Urban Planning*, 212. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104110>
- Knight, B. P., Chaudri, A. M., McGrath, S. P., et Giller, K. E.** (1998). Determination of chemical availability of cadmium and zinc in soils using inert soil moisture samplers. *Environmental Pollution*, 99(3), 293–298. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00021-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00021-9)
- Kochian, L. V.** (1995). Cellular mechanisms of aluminum toxicity and resistance in plants. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 46(0066), 237–260. <https://doi.org/10.1146/annurev.pp.46.060195.001321>
- Kupper, T., Bürge, D., Bachmann, H. J., Güsewell, S., et Mayer, J.** (2014). Heavy metals in source-separated compost and digestates. *Waste Management*, 34(5), 867–874. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.007>
- Le Guern, C., Baudouin, V., Sauvaget, B., Pineau-Jamin, E., Gaubert, C., Braud, R.,**

- Desse-Engrand, F., Polett, S., Ménoury, A., Bodéré, G., Milano, E., Conil, P., et Bâlon, P.** (2017). *Développement d'une méthodologie de gestion des terres excavées issues de l'aménagement de quartiers nantais - Phase 1 : Caractérisation des sols et recensement des sources de pollution potentielles. Rapport final BRGM/RP-67138-FR.*
- Le Guern, C., Jean-Soro, L., Béchet, B., Lebeau, T., et Bouquet, D.** (2018). Management initiatives in support of the soil quality of urban allotment gardens: Examples from Nantes (France). *Land Degradation & Development*, 29(10), 3681–3692. <https://doi.org/10.1002/ldr.3123>
- Lee, S., et Lee, D. K.** (2018). What is the proper way to apply the multiple comparison test? *Korean Journal of Anesthesiology*, 71(5), 353.
- Lehmann, A., et Stahr, K.** (2007). Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soils and Sediments*, 7(4), 247–260. <https://doi.org/10.1065/jss2007.06.235>
- Lehmann, J., Liang, B., Solomon, D., Lerotic, M., Luizão, F., Kinyangi, J., Schäfer, T., Wirick, S., et Jacobsen, C.** (2005). Near-edge X-ray absorption fine structure (NEXAFS) spectroscopy for mapping nano-scale distribution of organic carbon forms in soil: Application to black carbon particles. *Global Biogeochemical Cycles*, 19(1), 1–12. <https://doi.org/10.1029/2004GB002435>
- Lehmann, J., Rillig, M. C., Thies, J., Masiello, C. A., Hockaday, W. C., et Crowley, D.** (2011). Biochar effects on soil biota - A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(9), 1812–1836. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022>
- Li, P., et Hur, J.** (2017). Utilization of UV-Vis spectroscopy and related data analyses for dissolved organic matter (DOM) studies: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(3), 131–154. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1309186>
- Li, Q., Csetenyi, L., et Gadd, G. M.** (2014). Biomineralization of metal carbonates by *Neurospora crassa*. *Environmental Science & Technology*, 48(24), 14409–14416. <https://doi.org/10.1021/es5042546>
- Liang, J., Yang, Z., Tang, L., Zeng, G., Yu, M., Li, X. X., Wu, H., Qian, Y., Li, X. X., et Luo, Y.** (2017). Changes in heavy metal mobility and availability from contaminated wetland soil remediated with combined biochar-compost. *Chemosphere*, 181, 281–288. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.04.081>
- Liang, X., Csetenyi, L., et Gadd, G. M.** (2016). Lead bioprecipitation by yeasts utilizing organic phosphorus substrates. *Geomicrobiology Journal*, 33(3–4), 294–307. <https://doi.org/10.1080/01490451.2015.1051639>
- Liénard, A., et Colinet, G.** (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 sols contaminés. *Biotechnology, Agronomy and Society and Environment*, 18(2), 273–289. <https://popups.uliege.be/1780-4507/index.php?id=11125>
- Liénard, A., et Colinet, G.** (2018). *Évaluation des risques pour la santé humaine - Jardin collectif "Le coin de terre de Bressoux". Rapport d'activités final. Subvention de recherches URBAN SOILS (SPW-DGO3 et Snowman).*
- Lu, Y., Liao, S., Ding, Y., He, Y., Gao, Z., Song, D., Tian, W., et Zhang, X.** (2022). Effect of Stevia rebaudiana Bertoni residue on the arsenic phytoextraction efficiency of Pteris vittata L. *Journal of Hazardous Materials*, 421, 126678. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2021.126678>
- Madejová, J.** (2003). FTIR techniques in clay mineral studies. *Vibrational Spectroscopy*, 31(1), 1–10. [https://doi.org/10.1016/S0924-2031\(02\)00065-6](https://doi.org/10.1016/S0924-2031(02)00065-6)
- Martínez-Blanco, J., Colón, J., Gabarrell, X., Font, X., Sánchez, A., Artola, A., et Rieradevall, J.** (2010). The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Management*, 30(6), 983–994. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2010.02.023>
- McBride, M. B., Shayler, H. A., Russell-Anelli, J. M., Spliethoff, H. M., et Marquez-Bravo, L. G.** (2015). Arsenic and Lead Uptake by Vegetable Crops Grown on an Old Orchard Site Amended with Compost. *Water, Air, and Soil Pollution*, 226(8). <https://doi.org/10.1007/S11270-015-2529-9>
- McBride, M. B., Shayler, H. A., Spliethoff, H. M., Mitchell, R. G., Marquez-Bravo, L. G., Ferenz, G. S., Russell-Anelli, J. M., Casey, L., et Bachman, S.** (2014). Concentrations of lead, cadmium and barium in urban garden-grown vegetables: The impact of soil variables. *Environmental Pollution*, 194, 254–261. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.07.036>
- McBride, M. B., Simon, T., Tam, G., et Wharton, S.** (2013). Lead and arsenic uptake by leafy vegetables grown on contaminated soils: Effects of mineral and organic amendments. *Water, Air, and Soil Pollution*, 224(1). <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1378-z>
- McWhirt, A., Weindorf, D. C., et Zhu, Y.** (2012). Rapid analysis of elemental concentrations in compost via portable X-ray fluorescence spectrometry. *Compost Science & Utilization*, 20(3), 185–193. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2012.10737045>
- Medyńska-Juraszek, A., Bednik, M., et Chohura, P.** (2020). Assessing the Influence of Compost and Biochar Amendments on the Mobility and Uptake of Heavy Metals by

- Green Leafy Vegetables. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(21), 7861. <https://doi.org/10.3390/IJERPH17217861>
- Meers, E., Laing, G. Du, Unamuno, V. G., Lesage, E., Tack, F. M. G., et Verloo, M. G.** (2006). Water extractability of trace metals from soils: Some pitfalls. *Water, Air, and Soil Pollution*, 176(1–4), 21–35. <https://doi.org/10.1007/s11270-005-9070-1>
- Mench, M., Vangronsveld, J., Lepp, N., Ruttens, A., Bleeker, P., et Geebelen, W.** (2006). Use of soil amendments to attenuate trace element exposure: sustainability, side effects, and failures. In *Natural Attenuation of Trace Element Availability in Soils* (pp. 205–237).
- Méndez, A., Tarquis, A. M., Saa-Requejo, A., Guerrero, F., et Gascó, G.** (2013). Influence of pyrolysis temperature on composted sewage sludge biochar priming effect in a loamy soil. *Chemosphere*, 93(4), 668–676. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.004>
- Michaud, A. M., Cambier, P., Sappin-Didier, V., Deltreil, V., Mercier, V., Rampon, J. N., et Houot, S.** (2020). Mass balance and long-term soil accumulation of trace elements in arable crop systems amended with urban composts or cattle manure during 17 years. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(5), 5367–5386. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07166-8>
- Mihai, F.-C., et Ingrao, C.** (2018). Assessment of biowaste losses through unsound waste management practices in rural areas and the role of home composting. *Journal of Cleaner Production*, 172, 1631–1638. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.163>
- Miikki, V., Senesi, N., et Hänninen, K.** (1997). Characterization of humic material formed by composting of domestic and industrial biowastes. *Chemosphere*, 34(8). [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)00021-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)00021-0)
- Ministère de l'Écologie et du Développement Durable.** (2007). *La démarche d'Interprétation de l'état des milieux*. <http://ssp-infoterre.brgm.fr/iem>
- Moir, A. M., et Thornton, I.** (1988). Lead and cadmium in urban allotment and garden soils and vegetables in the United Kingdom. *Environmental Geochemistry and Health*, 11(3), 113–119.
- Morel, J.-L.** (1997). Bioavailability of trace elements to terrestrial plants. In *Soil ecotoxicology* (pp. 141–175).
- Morel, J.-L., Florentin, L., et Schwartz, C.** (1999). Definition, diversity and functions of urban soils. *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France (France)*, 85(2), 147–158.
- Motet, G.** (2010). Le concept de risque et son évolution. *Annales Des Mines - Responsabilité et Environnement*, 57(1), 32–37. <https://doi.org/10.3917/RE.057.0032>

- Murray, H., Pinchin, T. A., et Macfie, S. M.** (2011). Compost application affects metal uptake in plants grown in urban garden soils and potential human health risk. *Journal of Soils and Sediments*, 11(5), 815–829. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0359-y>
- Naidu, R., Kookana, R. S., Sumner, M. E., Harter, R. D., et Tiller, K. G.** (1997). Cadmium Sorption and Transport in Variable Charge Soils: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 26(3), 602–617. <https://doi.org/10.2134/JEQ1997.00472425002600030004X>
- NFHPC.** (2013). *China Food Safety National Standard for Maximum Levels of Contaminants in Foods GB 2762-2012*.
- Nguyen, T. T., Janik, L. J., et Raupach, M.** (1991). Diffuse reflectance infrared Fourier transform (DRIFT) spectroscopy in soil studies. *Australian Journal of Soil Research*, 29(1), 49–67. <https://doi.org/10.1071/SR9910049>
- Niederer, M., Maschka-Selig, A., et Hohl, C.** (1995). Monitoring polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and heavy metals in urban soil, compost and vegetation. *Environmental Science and Pollution Research 1995 2:2*, 2(2), 83–89. <https://doi.org/10.1007/BF02986721>
- Nounah, A., Lacout, J. L., et Savariault, J. M.** (1992). Localization of cadmium in cadmium-containing hydroxy-and fluorapatites. *Journal of Alloys and Compounds*, 188, 141–146. [https://doi.org/10.1016/0925-8388\(92\)90662-S](https://doi.org/10.1016/0925-8388(92)90662-S)
- Oliveira, L. S. B. L., Oliveira, D. S. B. L., Bezerra, B. S., Silva Pereira, B., et Battistelle, R. A. G.** (2016). Environmental analysis of organic waste treatment focusing on composting scenarios. *Journal of Cleaner Production*, 155, 229–237. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2016.08.093>
- Ouatmane, A., Provenzano, M., Hadifi, M., et Senesi, N.** (2000). Compost maturity assessment using calorimetry, spectroscopy and chemical analysis. *Compost Science & Utilization*, 8(2), 124–134. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2000.10701758>
- Paltseva, A., Cheng, Z., Deeb, M., Groffman, P. M., Shaw, R. K., et Maddaloni, M.** (2018). Accumulation of arsenic and lead in garden-grown vegetables: Factors and mitigation strategies. *Science of the Total Environment*, 640, 273–283. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.296>
- Panaretou, V., Vakalis, S., Ntolka, A., Sotiropoulos, A., Moustakas, K., Malamis, D., et Loizidou, M.** (2019). Assessing the alteration of physicochemical characteristics in composted organic waste in a prototype decentralized composting facility. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(20), 20232–20247. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05307-7>

- Park, J. H., Lamb, D., Paneerselvam, P., Choppala, G., Bolan, N., et Chung, J.-W.** (2011). Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 185(2–3), 549–574. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2010.09.082>
- Pasquier, E.** (1997). Jardiner en ville. *Les Annales de La Recherche Urbaine*, 74(1), 103–112. <https://doi.org/10.3406/aru.1997.3125>
- Pelfrêne, A., Sahmer, K., Waterlot, C., et Douay, F.** (2019). From environmental data acquisition to assessment of gardeners' exposure: feedback in an urban context highly contaminated with metals. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(20), 20107–20120. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3468-y>
- Pelfrêne, A., Waterlot, C., et Douay, F.** (2011). In vitro digestion and DGT techniques for estimating cadmium and lead bioavailability in contaminated soils: Influence of gastric juice pH. *Science of the Total Environment*, 409(23), 5076–5085. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.032>
- Peryea, F. J., et Kammereck, R.** (1997). Phosphate-enhanced movement of arsenic out of lead arsenate-contaminated topsoil and through uncontaminated subsoil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 93(1), 243–254. <https://doi.org/10.1023/A:1022196704677>
- Poll, C., Thiède, A., Wermbter, N., Sessitsch, A., et Kandeler, E.** (2003). Micro-scale distribution of microorganisms and microbial enzyme activities in a soil with long-term organic amendment. *European Journal of Soil Science*, 54(4), 715–724. <https://doi.org/10.1046/j.1351-0754.2003.0569.x>
- Pourias, J., Daniel, A.-C., et Aubry, C.** (2012). La fonction alimentaire des jardins associatifs urbains en question. *Pour*, 3(215–216), 333–347. <https://doi.org/10.3917/pour.215.0333>
- Pourrut, B., Shahid, M., Dumat, C., Winterton, P., et Pinelli, E.** (2011). Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 213, 113–136. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9860-6_4
- Rais, D., Nowack, B., Schulin, R., et Luster, J.** (2006). Sorption of Trace Metals by Standard and Micro Suction Cups in the Absence and Presence of Dissolved Organic Carbon. *Journal of Environmental Quality*, 35(1), 50–60. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0040>
- Raskin, I., Kumar, P. N., Dushenkov, S., et Salt, D. E.** (1994). Bioconcentration of heavy metals by plants. *Current Opinion in Biotechnology*, 5(3), 285–290. [https://doi.org/10.1016/0958-1669\(94\)90030-2](https://doi.org/10.1016/0958-1669(94)90030-2)
- Rechberger, M. V., Kloss, S., Wang, S.-L., Lehmann, J., Rennhofer, H., Ottner, F.,**

- Wriessnig, K., Daudin, G., Lichtenegger, H., Soja, G., et Zehetner, F.** (2019). Enhanced Cu and Cd sorption after soil aging of woodchip-derived biochar: What were the driving factors? *Chemosphere*, 216, 463–471. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2018.10.094>
- Rees, F.** (2014). *Mobilité des métaux dans les systèmes sol-plante-biochar*. Thèse de doctorat. Université de Lorraine. tel-01751380.
- Rémy, E., Douay, F., Canavèse, M., Lebeau, T., Berthier, N., Branchu, P., et Pinte, E.** (2015). *Jardins collectifs urbains et contaminations des sols : quels enjeux en termes d'évaluation et de gestion des risques ?* ENSP Versailles-Marseille. <http://www.topia.fr/accueil>
- Rhee, Y. J., Hillier, S., Pendrowski, H., et Gadd, G. M.** (2014). Pyromorphite formation in a fungal biofilm community growing on lead metal. *Environmental Microbiology*, 16(5), 1441–1451. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.12416>
- Riber, C., Petersen, C., et Christensen, T. H.** (2009). Chemical composition of material fractions in Danish household waste. *Waste Management*, 29(4), 1251–1257. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.09.013>
- Rollin, C., et Quiot, F.** (2006). *Éléments traces métalliques - Guide méthodologique : Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines*.
- Rossignol, J.-P., Baize, D., Schwartz, C., et Florentin, L.** (2008). Anthroposols. In Quae (Ed.), *Référentiel pédologique* (pp. 88–98).
- Růžičková, J., Raclavská, H., Kuchel, M., Grobelak, A., Šafář, M., Raclavský, K., Švédová, B., Juchelková, D., et Moustakas, K.** (2021). The potential environmental risks of the utilization of composts from household food waste. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(19), 24663–24679. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09916-5>/Published
- Sahuquillo, A., Lopez-Sanchez, J. F., Rubio, R., Rauret, G., Thomas, R. P., Davidson, C. M., et Ure, A. M.** (1999). Use of a certified reference material for extractable trace metals to assess sources of uncertainty in the BCR three-stage sequential extraction procedure. *Analytical Chimica Acta*, 382, 317–327. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(98\)00754-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(98)00754-5)
- Said-Pullicino, D., Erriquens, F. G., et Gigliotti, G.** (2007). Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresource Technology*, 98(9), 1822–1831. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2006.06.018>

- Sall, S. N., Hien, E., et Guisse, A.** (2017). Effets d'application sur le long terme de fertilisants organiques et minéraux sur l'agrégation et les activités microbiennes d'un sol tropical sableux au Burkina Faso. *Journal of Applied Biosciences*, 107(1), 10371. <https://doi.org/10.4314/jab.v107i1.3>
- Salt, D. E., Blaylock, M., Kumar, N. P. B. A., Dushenkov, V., Ensley, B. D., Chet, I., et Raskin, I.** (1995). Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Bio/Technology*, 13(5), 468–474. <https://doi.org/10.1038/nbt0595-468>
- Sánchez-García, M., Albuquerque, J. A., Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., et Cayuela, M. L.** (2015). Biochar accelerates organic matter degradation and enhances N mineralisation during composting of poultry manure without a relevant impact on gas emissions. *Bioresource Technology*, 192, 272–279. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2015.05.003>
- Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., Paredes, C., et Bernal, M. P.** (2001). Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology*, 78(3), 301–308. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00031-1](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00031-1)
- Sauvaget, B.** (2019). *Constitution de référentiels géochimiques locaux pour les sols et proches sous-sols urbains : de la base de données à l'interprétation géostatistique*. Thèse de doctorat. Université Paris sciences et lettres. tel-02310465.
- Sauvé, S., McBride, M. B., et Hendershot, W.** (1998). Soil Solution Speciation of Lead(II): Effects of Organic Matter and pH. *Soil Science Society of America Journal*, 62(3), 618–621.
- Saveyn, H., et Eder, P.** (2014). End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals. Report EUR 26425 EN. In *Publications Office of the European Union*. <https://doi.org/10.2791/6295>
- Scheckel, K. G., Ryan, J. A., Allen, D., et Lescano, N. V.** (2005). Determining speciation of Pb in phosphate-amended soils: Method limitations. *Science of the Total Environment*, 350(1–3), 261–272. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.01.020>
- Schnackenberg, A., Bidar, G., Bert, V., Cannavo, P., Détriché, S., Douay, F., Guénon, R., Jean-Soro, L., Kohli, A., Lebeau, T., Perronnet, K., Vidal-Beaudet, L., Waterlot, C., et Pelfrêne, A.** (2022). Effects of Inorganic and Organic Amendments on the Predicted Bioavailability of As , Cd , Pb and Zn in Kitchen Garden Soils. *Advances in Environmental and Engineering Research*, 3(1). <https://doi.org/10.21926/aer.2201004>
- Schneider, F., et Haderlein, S. B.** (2016). Potential effects of biochar on the availability of

- phosphorus — mechanistic insights. *Geoderma*, 277, 83–90.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.05.007>
- Schreck, E., Foucault, Y., Sarret, G., Sobanska, S., Cécillon, L., Castrec-Rouelle, M., Uzu, G., et Dumat, C.** (2012). Metal and metalloid foliar uptake by various plant species exposed to atmospheric industrial fallout: Mechanisms involved for lead. *Science of the Total Environment*, 427–428, 253–262.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2012.03.051>
- Schwartz, C.** (1993). *Facteurs de qualité des sols de jardins de l'est-mosellan*. Mémoire de DEA sciences agronomiques. Institut national polytechnique de Lorraine, École nationale supérieure d'agronomie et des industries alimentaires.
- Schwartz, C.** (1997). *Phytoextraction des métaux des sols pollués par la plante hyperaccumulatrice *Thlaspi caerulescens**. Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Lorraine.
- Schwartz, C.** (2013a). *Jardins potagers : terres inconnues ?* (EDP Sciences (ed.)).
- Schwartz, C.** (2013b). Les sols de jardins, supports d'une agriculture urbaine intensive. *VertigO*, 15. <https://doi.org/10.4000/VERTIGO.12858>
- Scopetani, C., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Martellini, T., Leiniö, V., et Pellinen, J.** (2022). Hazardous contaminants in plastics contained in compost and agricultural soil. *Chemosphere*, 293, 133645. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.133645>
- Semple, K. T., Doick, K., Jones, K. C., Burauel, P., Craven, A., et Harms, H.** (2004). Defining bioavailability and bioaccessibility of contaminated soil and sediment is complicated. *Environmental Science and Technology*, 38(12), 228–231.
- Shotbolt, L.** (2010). Pore water sampling from lake and estuary sediments using Rhizon samplers. *Journal of Paleolimnology*, 44(2), 695–700. <https://doi.org/10.1007/s10933-008-9301-8>
- Simonnot, M.-O., et Croze, V.** (2008). Procédés de traitements physiques et chimiques des sols pollués. *Techniques de l'ingénieur*.
- Smidt, E., Eckhardt, K. U., Lechner, P., Schulten, H. R., et Leinweber, P.** (2005). Characterization of different decomposition stages of biowaste using FT-IR spectroscopy and pyrolysis-field ionization mass spectrometry. *Biodegradation*, 16(1), 67–79.
<https://doi.org/10.1007/s10531-004-0430-8>
- Smidt, E., Lechner, P., Schwanninger, M., Haberhauer, G., et Gerzabek, M. H.** (2002). Characterization of waste organic matter by FT-IR spectroscopy: Application in waste science. *Applied Spectroscopy*, 56(9), 1170–1175.
<https://doi.org/10.1366/000370202760295412>

- Smith, S. R.** (2009). A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environment International*, 35(1), 142–156. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.06.009>
- Smith, S. R., et Jasim, S.** (2009). Small-scale home composting of biodegradable household waste: Overview of key results from a 3-year research programme in West London. *Waste Management and Research*, 27(10), 941–950. <https://doi.org/10.1177/0734242X09103828>
- Song, B., Zeng, G., Gong, J., Liang, J., Xu, P., Liu, Z., Zhang, Y., Zhang, C., Cheng, M., Liu, Y., Ye, S., Yi, H., et Ren, X.** (2017). Evaluation methods for assessing effectiveness of in situ remediation of soil and sediment contaminated with organic pollutants and heavy metals. *Environment International*, 105, 43–55. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.05.001>
- Sposito, G.** (1987). Distinguishing Adsorption from Surface Precipitation. In *Geochemical Processes at Mineral Surfaces* (pp. 217–228). <https://doi.org/10.1021/bk-1987-0323.ch011>
- Sposito, G.** (1990). Molecular models of ion adsorption on mineral surfaces. In *Mineral-Water Interface Geochemistry* (pp. 261–279).
- Sterrett, S. B., Chaney, R. L., Gifford, C., et Mielke, H. W.** (1996). Influence of fertilizer and sewage sludge compost on yield and heavy metal accumulation by lettuce grown in urban soils. *Environmental Geochemistry and Health*, 18(4), 135–142. <https://doi.org/10.1007/BF01771236>
- Strawn, D. G.** (2018). Review of interactions between phosphorus and arsenic in soils from four case studies. *Geochemical Transactions*, 19(1), 1–13. <https://doi.org/10.1186/s12932-018-0055-6>
- Sulkowski, M., et Hirner, A. V.** (2006). Element fractionation by sequential extraction in a soil with high carbonate content. *Applied Geochemistry*, 21(1), 16–28. <https://doi.org/10.1016/J.APGEOCHEM.2005.09.016>
- Sun, D., Lan, Y., Xu, E. G., Meng, J., et Chen, W.** (2016). Biochar as a novel niche for culturing microbial communities in composting. *Waste Management*, 54. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.05.004>
- Suseela, V., Tharayil, N., Xing, B., et Dukes, J. S.** (2013). Labile compounds in plant litter reduce the sensitivity of decomposition to warming and altered precipitation. *New Phytologist*, 200(1), 122–133. <https://doi.org/10.1111/nph.12376>
- Szymański, K., Janowska, B., et Sidelko, R.** (2005). The estimate of bioavailability of copper, lead and zinc in municipal solid waste and compost. *Asian Journal of Chemistry*,

17, 1646–1660.

- Taiwo, A. M., Gbadebo, A. M., Oyedepo, J. A., Ojekunle, Z. O., Alo, O. M., Oyeniran, A. A., Onalaja, O. J., Ogunjimi, D., et Taiwo, O. T.** (2016). Bioremediation of industrially contaminated soil using compost and plant technology. *Journal of Hazardous Materials*, 304, 166–172. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2015.10.061>
- Tandy, S., Bossart, K., Mueller, R., Ritschel, J., Hauser, L., Schulin, R., et Nowack, B.** (2004). Extraction of Heavy Metals from Soils Using Biodegradable Chelating Agents. *Environmental Science & Technology*, 38(3), 937–944. <https://doi.org/10.1021/es0348750>
- Tandy, S., Healey, J. R., Nason, M. A., Williamson, J. C., et Jones, D. L.** (2009). Heavy metal fractionation during the co-composting of biosolids, deinking paper fibre and green waste. *Bioresource Technology*, 100(18), 4220–4226. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2009.02.046>
- Tessier, A., Campbell, P. G. C., et Bisson, M.** (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51(7), 844–851. <https://doi.org/10.1021/ac50043a017>
- Tipping, E., Hetherington, N. B., Hilton, J., Thompson, D. W., Bowles, E., et Hamilton-Taylor, J.** (1985). Artifacts in the use of selective chemical extraction to determine distributions of metals between oxides of manganese and iron. *Analytical Chemistry*, 57(9), 1944–1946. <https://doi.org/10.1021/ac00286a035>
- Tiquia, S. M.** (2010). Reduction of compost phytotoxicity during the process of decomposition. *Chemosphere*, 79(5), 506–512. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2010.02.040>
- Tripathi, M., Sahu, J. N., et Ganesan, P.** (2016). Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.122>
- Tunali, S., Çabuk, A., et Akar, T.** (2006). Removal of lead and copper ions from aqueous solutions by bacterial strain isolated from soil. *Chemical Engineering Journal*, 115(3), 203–211. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2005.09.023>
- U.S. EPA.** (1991). *Integrated Risk Information System (IRIS)*. https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicallanding.cfm?substance_nmbr=278
- U.S. FDA.** (2016). *Food Labeling: Serving Sizes of Foods That Can Reasonably Be Consumed At One Eating Occasion*. <https://www.federalregister.gov/documents/2016/05/27/2016-11865/food-labeling-serving-sizes-of-foods-that-can-reasonably-be-consumed-at-one-eating-occasion>

- U.S. FDA.** (2022). *Lead in Food, Foodwares, and Dietary Supplements*. <https://www.fda.gov/food/metals-and-your-food/lead-food-foodwares-and-dietary-supplements#collapseFour>
- Uchimiya, M., Chang, S. C., et Klasson, K. T.** (2011). Screening biochars for heavy metal retention in soil: Role of oxygen functional groups. *Journal of Hazardous Materials*, 190(1–3), 432–441. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2011.03.063>
- Van Herwijnen, R., Laverie, T., Poole, J., Hodson, M. E., et Hutchings, T. R.** (2007). The effect of organic materials on the mobility and toxicity of metals in contaminated soils. *Applied Geochemistry*, 22, 2422–2434. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.06.013>
- Van Oort, F., Baize, D., et Thiry, M.** (2022). Les sols pollués à l'épreuve de l'expertise pédologique : retour d'expérience sur la variabilité des teneurs en éléments métalliques des sols pollués et les stratégies d'échantillonnage dans deux sites majeurs français. *Etude et Gestion Des Sols*, 29, 5–29. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03484557>
- Vandecasteele, B., Boogaerts, C., et Vandaele, E.** (2016). Combining woody biomass for combustion with green waste composting: Effect of removal of woody biomass on compost quality. *Waste Management*, 58, 169–180. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.012>
- Vázquez, M. A., Plana, R., Pérez, C., et Soto, M.** (2020). Development of technologies for local composting of food waste from universities. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(9). <https://doi.org/10.3390/ijerph17093153>
- Vázquez, M. A., Sen, R., et Soto, M.** (2015). Physico-chemical and biological characteristics of compost from decentralised composting programmes. *Bioresource Technology*, 198, 520–532. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.09.034>
- Vázquez, M. A., et Soto, M.** (2017). The efficiency of home composting programmes and compost quality. *Waste Management*, 64, 39–50. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.022>
- Veeken, A., et Hamelers, B.** (2002). Sources of Cd, Cu, Pb and Zn in biowaste. *Science of the Total Environment*, 300(1–3), 87–98. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)01103-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)01103-2)
- Veeken, A., et Hamelers, B.** (2003). Assessment of heavy metal removal technologies for biowaste by physico-chemical fractionation. *Environmental Technology*, 24(3), 329–337. <https://doi.org/10.1080/09593330309385565>
- Vidal-Beaudet, L., Cannavo, P., Schwartz, C., Séré, G., Bechet, B., Jean-Soro, L., Peyneau, P.-E., Baitaillard, P., Coussy, S., et Damas, O.** (2017). From waste to fertile

Technosol - The circular approach of the french research SITERRE project. *International Congress Sustainable Urban Agricultures: Vector for the Ecological Transition*. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02512100>

- Vithanage, M., Ramanayaka, S., Hasinthara, S., et Navaratne, A.** (2021). Compost as a carrier for microplastics and plastic-bound toxic metals into agroecosystems. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 24, 100297. <https://doi.org/10.1016/J.COESH.2021.100297>
- Walter, I., Martínez, F., et Cuevas, G.** (2006). Plant and soil responses to the application of composted msw in a degraded, semiarid shrubland in central Spain. *Compost Science and Utilization*, 14(2), 147–154. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2006.10702276>
- Wang, J., Zeng, X., Zhang, H., Li, Y., Zhao, S., Su, S., Bai, L., Wang, Y., et Zhang, T.** (2018). Effect of exogenous phosphate on the lability and phytoavailability of arsenic in soils. *Chemosphere*, 196, 540–547. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.191>
- Wang, K., Mao, H., et Li, X.** (2018). Functional characteristics and influence factors of microbial community in sewage sludge composting with inorganic bulking agent. *Bioresource Technology*, 249, 527–535. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.10.034>
- Weber, K., et Quicker, P.** (2018). Properties of biochar. *Fuel*, 217, 240–261. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.12.054>
- Weindorf, D. C., Sarkar, R., Dia, M., Wang, H., Chang, Q., Haggard, B., McWhirt, A., et Wooten, A.** (2013). Correlation of X-ray fluorescence spectrometry and inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy for elemental determination in composted products. *Compost Science and Utilization*, 16(2), 79–82. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2008.10702361>
- Wen, J., Li, Z., Huang, B., Luo, N., Huang, M., Yang, R., Zhang, Q., Zhai, X., et Zeng, G.** (2018). The complexation of rhizosphere and nonrhizosphere soil organic matter with chromium: Using elemental analysis combined with FTIR spectroscopy. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 154, 52–58. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2018.02.014>
- Wen, J., Li, Z., Luo, N., Huang, M., Yang, R., et Zeng, G.** (2018). Investigating organic matter properties affecting the binding behavior of heavy metals in the rhizosphere of wetlands. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 162, 184–191. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.06.083>
- Wichuk, K. M., et McCartney, D.** (2010). Compost stability and maturity evaluation—a literature review. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 37(11), 1505–1523. <https://doi.org/10.1139/L10-101>

- Wolnik, K. A., Fricke, F. L., Capar, S. G., Meyer, M. W., Satzger, R. D., Bonnin, E., et Gaston, C. M.** (1985). Elements in major raw agricultural crops in the United States. 3. Calcium, lead, and eleven other elements in carrots, field corn, onions, rice, spinach, and tomatoes. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, *33*(5), 807–811. https://doi.org/10.1021/JF00065A010/SUPPL_FILE/JF00065A010_SI_001.PDF
- Wu, H., Zeng, G., Liang, J., Chen, J., Xu, J., Dai, J., Li, X., Chen, M., Xu, P., Zhou, Y., Li, F., Hu, L., et Wan, J.** (2016). Responses of bacterial community and functional marker genes of nitrogen cycling to biochar, compost and combined amendments in soil. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *100*(19), 8583–8591. <https://doi.org/10.1007/s00253-016-7614-5>
- Xie, T., Reddy, K. R., Wang, C., Yargicoglu, E., et Spokas, K.** (2015). Characteristics and applications of biochar for environmental remediation: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, *45*(9), 939–969. <https://doi.org/10.1080/10643389.2014.924180>
- Xiong, T.-T., Austruy, A., Pierart, A., Shahid, M., Schreck, E., Mombo, S., et Dumat, C.** (2016). Kinetic study of phytotoxicity induced by foliar lead uptake for vegetables exposed to fine particles and implications for sustainable urban agriculture. *Journal of Environmental Sciences (China)*, *46*, 16–27. <https://doi.org/10.1016/J.JES.2015.08.029>
- Xiong, T.-T., Leveque, T., Austruy, A., Goix, S., Schreck, E., Dappe, V., Sobanska, S., Foucault, Y., et Dumat, C.** (2014). Foliar uptake and metal(loid) bioaccessibility in vegetables exposed to particulate matter. *Environ Geochem Health*, *36*, 897–909. <https://doi.org/10.1007/s10653-014-9607-6>
- Yanardağ, I. H., Zornoza, R., Bastida, F., Büyükkiliç-Yanardağ, A., García, C., Faz, A., et Mermut, A. R.** (2017). Native soil organic matter conditions the response of microbial communities to organic inputs with different stability. *Geoderma*, *295*, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.02.008>
- Yang, C., et Lu, S.** (2021). Pyrolysis temperature affects phosphorus availability of rice straw and canola stalk biochars and biochar-amended soils. *Journal of Soils and Sediments*. <https://doi.org/10.1007/S11368-021-02993-0>
- Ye, L., Camps-Arbestain, M., Shen, Q., Lehmann, J., Singh, B., et Sabir, M.** (2019). Biochar effects on crop yields with and without fertilizer: A meta-analysis of field studies using separate controls. *Soil Use and Management*, *36*(1), sum.12546. <https://doi.org/10.1111/sum.12546>
- Zeng, G., Wu, H., Liang, J., Guo, S., Huang, L., Xu, P., Liu, Y., Yuan, Y., He, X., et He, Y.** (2015). Efficiency of biochar and compost (or composting) combined amendments

- for reducing Cd, Cu, Zn and Pb bioavailability, mobility and ecological risk in wetland soil. *RSC Advances*, 5(44), 34541–34548. <https://doi.org/10.1039/c5ra04834f>
- Zhang, C., Zhang, L., Gao, J., Zhang, S., Liu, Q., Duan, P., et Hu, X.** (2020). Evolution of the functional groups/structures of biochar and heteroatoms during the pyrolysis of seaweed. *Algal Research*, 48, 101900. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.101900>
- Zhang, G., Guo, X., Zhao, Z., He, Q., Wang, S., Zhu, Y., Yan, Y., Liu, X., Sun, K., Zhao, Y., et Qian, T.** (2016). Effects of biochars on the availability of heavy metals to ryegrass in an alkaline contaminated soil. *Environmental Pollution*, 218. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.031>
- Zhang, J., Lü, F., Luo, C., Shao, L., et He, P.** (2014). Humification characterization of biochar and its potential as a composting amendment. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 26(2), 390–397. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(13\)60421-0](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(13)60421-0)
- Zhang, P., Huang, P., Xu, X., Sun, H., Jiang, B., et Liao, Y.** (2020). Spectroscopic and molecular characterization of biochar-derived dissolved organic matter and the associations with soil microbial responses. *Science of The Total Environment*, 708, 134619. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.134619>
- Zhao, G., Wu, X., Tan, X., et Wang, X.** (2010). Sorption of heavy metal ions from aqueous solutions: a review. *The Open Colloid Science Journal*, 4(1), 19–31.
- Zheng, C., Wang, X., Liu, J., Ji, X., et Huang, B.** (2019). Biochar-assisted phytoextraction of arsenic in soil using *Pteris vittata* L. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 36688–36697. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06688-5>
- Zhong, X., Joimel, S., Schwartz, C., et Sterckeman, T.** (2022). Assessing the future trends of soil trace metal contents in French urban gardens. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(3), 3900–3917. <https://doi.org/10.1007/S11356-021-15679-4/TABLES/5>
- Zhongming, Z., Linong, L., Xiaona, Y., Wangqiang, Z., et Wei, L.** (2020). *USDA Announces First-Ever Recipients of Urban Agriculture Grants and Cooperative Agreements*. Global S&T Development Trend Analysis Platform of Resources and Environment. <http://resp.llas.ac.cn/C666/handle/2XK7JSWQ/291664>
- Zwolak, A., Sarzyńska, M., Szpyrka, E., et Stawarczyk, K.** (2019). Sources of soil pollution by heavy metals and their accumulation in vegetables: a review. *Water Air Soil Pollution*, 230(7), 1–9. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4221-y>

Annexes

Annexe 1. Questionnaire utilisé pour mener les entretiens auprès des jardiniers amateurs

1. Informations sur la parcelle et son utilisateur
2. Le sujet interrogé est-il l'utilisateur principal de la parcelle ?
3. D'après le sujet, la parcelle est-elle concernée pas la contamination diffuse du site par du plomb ?
4. Depuis quand la parcelle est-t-elle attribuée au sujet ?
5. Informations sur les cultures potagères et leur consommation
6. Quels sont les légumes cultivés sur la parcelle ?
7. Qui consomme les récoltes ?
8. Quelle part représentent les récoltes dans la ration alimentaire en légumes ?
9. Certains légumes sont-ils lavés et/ou épluchés ?
10. Informations sur l'apport d'intrants
11. Le sujet apporte-t-il des engrais naturels ou chimiques et à quelle dose ?
12. Le sujet apporte-t-il les intrants organiques ? Si oui, lesquels et à quelle dose ?
13. Le sujet apporte-t-il des produits phytosanitaires autorisés en agriculture biologique et lesquels ?
14. Informations sur la gestion des déchets verts générés par l'entretien de la parcelle
15. Comment le sujet définit-il le terme « compost » ?
16. Les déchets verts de la parcelle sont-ils compostés par le sujet ?
17. Si oui,
18. Depuis combien de temps ?
19. Est-ce plutôt pour (1) gérer ses déchets, (2) produire son propre intrant organique ou (3) autant l'un que l'autre ?
20. Le compostage est-il réalisé en tas ou en bac ? Si en bac, le compost est-il prélevé par la trappe ?
21. Quels sont les biodéchets compostés ?
22. Des proportions sont-elles respectées entre les types de biodéchets ? Si oui, lesquelles ?
23. Le compost est-il manipulé pendant le compostage ? Si oui, quels types de manipulations ?
24. Le compost est-il (1) mélangé au sol, (2) apporté en surface, (3) l'un ou l'autre selon les besoins ?

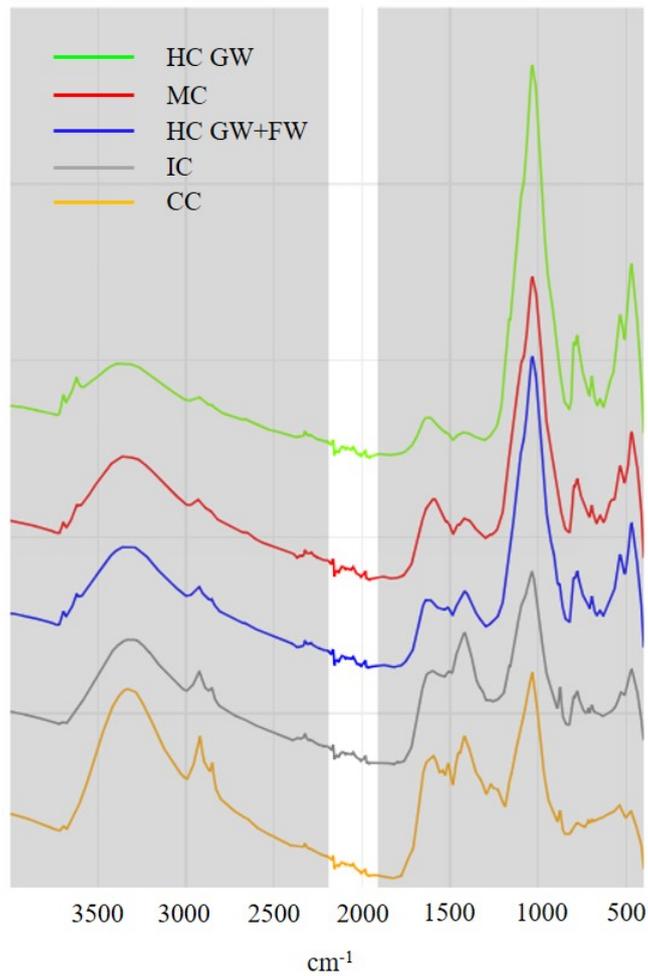
Annexe 2. Physicochemical properties of total (TF) and fine (FF) (< 2 mm) fractions of industrial composts (IC), municipal composts (MC), home composts made of green waste (HC-GW) or a mixture of green and food waste (HC-GW+FW) and community composts (CC). Values are averages with standard error in bracket. Different letters indicate significant differences ($p < 0.05$) between compost types (lowercase) and fractions (capital)

| | | IC ^a n=3 | MC n=3 | HC-GW n=4 | HC-GW+FW n=16 | CC n=41 |
|----|----|------------------------|-----------------|----------------|------------------|-----------------|
| | | g.kg ⁻¹ | | | | |
| FF | | 100 | 713 (27) b | 847 (41) b | 705 (48) b | 509 (20) a |
| OM | TF | na | 257 (19) a | 143 (36) a | 282 (36) a | 664 (20) bB |
| | FF | 420 (104) ab | 245 (29) ab | 125 (29) a | 265 (30) a | 626 (20) bA |
| Ca | TF | na | 22.32 (1.91) ab | 7.63 (1.66) a | 34.13 (5.61) bB | 69.89 (3.38) c |
| | FF | 64.00 (7.32) abc | 22.23 (1.44) ab | 6.74 (1.47) a | 23.29 (2.91) bA | 65.20 (3.09) c |
| K | TF | na | 20.45 (1.30) a | 18.77 (1.23) a | 24.79 (1.14) a | 37.67 (1.42) bA |
| | FF | 23.34 (1.11) ab | 20.71 (1.14) a | 18.83 (1.68) a | 25.09 (1.09) a | 40.39 (1.60) bB |
| Ti | TF | na | 2.29 (0.09) b | 2.75 (0.29) bc | 2.33 (0.13) cA | 0.83 (0.10) aA |
| | FF | 1.22 (0.04) ab | 2.54 (0.12) bc | 2.71 (0.30) bc | 2.45 (0.12) cB | 0.99 (0.10) aB |
| S | TF | na | 1.57 (0.30) a | 0.97 (0.002) a | 2.57 (0.30) a | 4.63 (0.18) bA |
| | FF | 4.71 (0.69) ab | 1.48 (0.15) a | 1.16 (0.03) a | 2.49 (0.29) a | 5.40 (0.23) bB |
| | | mg.kg ⁻¹ | | | | |
| Pb | TF | na | 53 (23) ab | 113 (26) b | 94 (11) b | 21 (2) aA |
| | FF | 27 (4) ab | 43 (8) abc | 101 (7) bc | 100 (12) c | 22 (2) aB |
| Cu | TF | na | 122 (24) b | 144 (23) b | 110 (9) b | 49 (3) aA |
| | FF | 49 (8) ab | 105 (22) abc | 150 (28) bc | 124 (12) c | 50 (4) aB |
| Zn | TF | na | 127 (8) ab | 138 (17) ab | 177 (8) b | 117 (9) aA |
| | FF | 262 (61) ab | 120 (5) a | 137 (16) ab | 181 (8) b | 134 (10) aB |
| As | TF | na | 17 (1) a | 20 (0.4) a | 16 (1) a | 15 (1) a |
| | FF | <LOQ | 16 (1) a | 17 (1) a | 18 (1) a | 18 (1) a |
| Mn | TF | na | 375 (15) b | 291 (42) ab | 227 (14) a | 188 (16) abA |
| | FF | 323 (45) ab | 391 (14) b | 297 (41) ab | 233 (16) a | 200 (17) abB |
| Rb | TF | na | 83 (2) b | 111 (10) b | 94 (6) bA | 32 (2) aA |
| | FF | 27 (1) ab | 86 (2) bc | 114 (9) bc | 99 (5) cB | 37 (3) aB |
| Zr | TF | na | 187 (7) b | 255 (32) b | 185 (16) b | 44 (5) aA |
| | FF | 144 (6) b | 189 (6) b | 249 (33) b | 192 (16) b | 53 (5) aB |

^a total fraction not available for industrial process

OM: organic matter; n: compost sample number; na: not applicable

Annexe 3. Arithmetic average of ATR FT-MIR absorbance spectra (shifted on the absorbance-axis) of industrial composts (IC), municipal composts (MC), home composts made of green waste (HC-GW) or a mixture of green and food waste (HC-GW+FW) and community composts (CC). The white band corresponds to the diamond interference region



Annexe 4. Analysis of covariance (ANCOVA) of trace metals (Pb, Cu, Zn, Mn, Rb and Zr), metalloid (As) and Ti with mineral matter (MM) contents and relative intensities of FT-MIR peaks

| | MM | Wavenumber (cm ⁻¹) | | | | | | | |
|---|-----|--------------------------------|------|------|------|------|------|-----|-----|
| | | 2925 | 2850 | 1640 | 1512 | 1430 | 1030 | 780 | 470 |
| Correlation between element contents and compost quality | | | | | | | | | |
| Pb (n=37) | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** |
| Cu (n=47) | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** |
| Zn (n=67) | ** | ** | ** | * | ** | ns | * | ** | ** |
| As (n=22) | * | * | * | * | * | * | * | * | ** |
| Mn (n=51) | *** | ** | ** | ** | *** | *** | ** | *** | *** |
| Rb (n=67) | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** |
| Zr (n=67) | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** |
| Ti (n=67) | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** |
| Effect of compost type on element contents removing the variance accounted by the compost quality | | | | | | | | | |
| Pb (n=37) | * | * | * | * | * | * | * | * | * |
| Cu (n=47) | ** | *** | *** | ** | ** | ** | ** | ** | ** |
| Zn (n=67) | ** | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** |
| As (n=22) | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns |
| Mn (n=51) | * | * | * | * | ** | ** | ** | * | * |
| Rb (n=67) | * | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** |
| Zr (n=67) | * | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** |
| Ti (n=67) | ns | * | * | ns | ns | * | ns | ns | ns |

ns: not significant ($p \geq 0.05$)

*Significance at $p < 0.05$ level

**Significance at $p < 0.01$ level

***Significance at $p < 0.001$ level

Annexe 5. Liste des méthodes de préparation et d'analyse des matériaux utilisés dans les expérimentations en conditions semi-contrôlées

| | Méthode | Prise d'essai |
|--|--|----------------------|
| Préparation | | |
| Séchage S1 | 15 jours à 25 °C | 200±20 g |
| Séchage S2 | 7 jours à 37 °C | 25±5 g S1 |
| Séchage S3 | 105±5 °C jusqu'à masse constante (NF EN 15934) | variable |
| Broyage B1 | Broyeur planétaire <i>Pulverisette 6, FRITSCH</i> (d < 150 µm) | 25±5 g S1 |
| Broyage B2 | Broyeur à lames <i>CT 293 Cyclotec, FOSS</i> (d < 300 µm) | 25±5 g S1 |
| Extrait aqueux EA | Extraction à l'eau 1/5 (v/v) 60±10 min d'agitation | 5 g S1 |
| Mise en solution totale MT | Attaque acide HF et HClO4 (NF ISO 14869-1) | 0,50±0,01 g S1 |
| Analyse | | |
| Humidité relative | Séchage sur balance à chaleur halogène (MB45, OHAUS) | 5±2 g S1 |
| Masse volumique | Matériau compacté (NF EN 13040) | 1000±30 ml S1 |
| Capacité de rétention en eau | Ressuyage (NF EN 13041) | 393 ml S1 |
| pH | <i>Titra Lab 90 Radiometer</i> (NF ISO 10390) | B1+EA |
| Conductivité électrique | <i>Radiometer analytical</i> (adapté NF ISO 11265, 5 :1 v :v) | B1+EA filtrée |
| Teneur en matière organique | Calcination à 550±25 °C (NF EN 15935) | 2,00±0,01 g B1+S3 |
| Groupements fonctionnels | Spectrométrie moyen IR à transformée de Fourier (FT-MIR) <i>Bruker Vertex 70, ATR diamond cell</i> | 0,2 g B2+S2 |
| Teneur en As, Cd, Pb | ICP-MS <i>Agilent 8900 Triple Quadrupole</i> (NF EN ISO 17294) | B1+MT |
| Teneur en Ca, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Ti, Zn | ICP-OES <i>Varian ICP 720 ES</i> (NF EN ISO 11885) | |

Annexe 6. Masse volumique des sols étudiés

| | F | M |
|---------------------------------------|---------------|---------------|
| Masse volumique (g.cm ⁻³) | 1,161 ± 0,011 | 1,257 ± 0,010 |

Annexe 7. Capacité de rétention en eau au ressuyage des intrants organiques et de certaines modalités de mélange dans les expérimentations en conditions semi-contrôlées

| Capacité de rétention en eau au ressuyage (% v) | | |
|---|--------------|--------------|
| Intrants organiques | CI | 55,8 |
| | CM | 64,7 |
| | CD1 | 54,2 |
| | CD2 | 55,4 |
| | CC | 67,3 |
| | B | 66,2 |
| Sols amendés | | |
| | F | |
| | N | 39,69 ± 0,74 |
| | CD2-20 | 40,46 ± 0,50 |
| | CC-20 | 45,60 ± 0,67 |
| | | |
| M | | |
| N | 39,28 ± 0,52 | |
| CC-20 | 41,91 ± 0,27 | |
| CD2-20 | 38,69 ± 0,29 | |

Annexe 8. Paramètres physicochimiques de l'eau d'arrosage dans les expérimentations en conditions semi-contrôlées

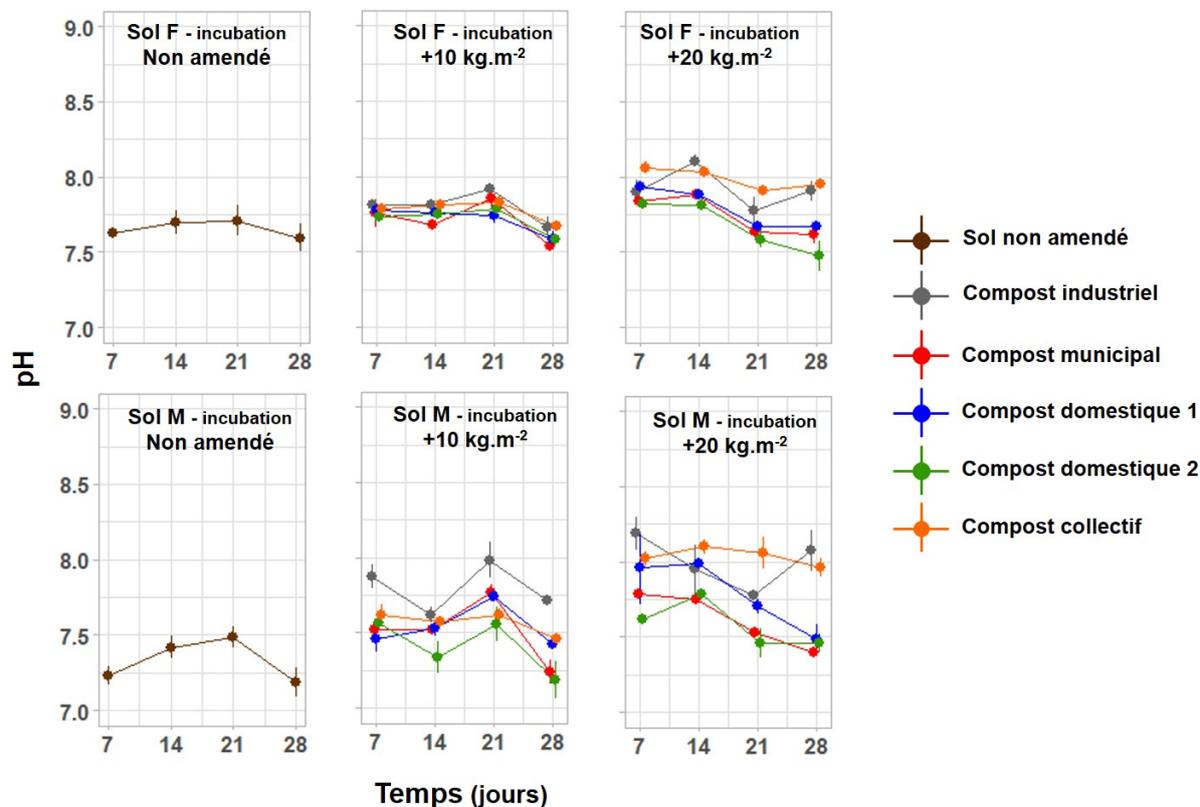
| | pH | CE (mS.cm ⁻¹) | As (µg.L ⁻¹) | Cd (µg.L ⁻¹) | Cu (µg.L ⁻¹) | Pb (µg.L ⁻¹) | Zn (µg.L ⁻¹) |
|------------|------|------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Moyenne | 7,95 | 0,421 | 0,16 | 0,04 | 9,1 | 2,83 | 38 |
| Médiane | 7,84 | 0,423 | 0,12 | 0,03 | 5,4 | 0,48 | 26 |
| Ecart-type | 0,20 | 0,025 | 0,09 | 0,02 | 8,1 | 13,11 | 32 |
| Effectif | 46 | 46 | 48 | 16 | 48 | 46 | 42 |

Annexe 9. Effets du type de sol, du type de compost, de la dose et du temps (T) sur le pH et la conductivité électrique (CE) dans la solution du sol pendant l'incubation de l'expérimentation 1 en conditions semi-contrôlées

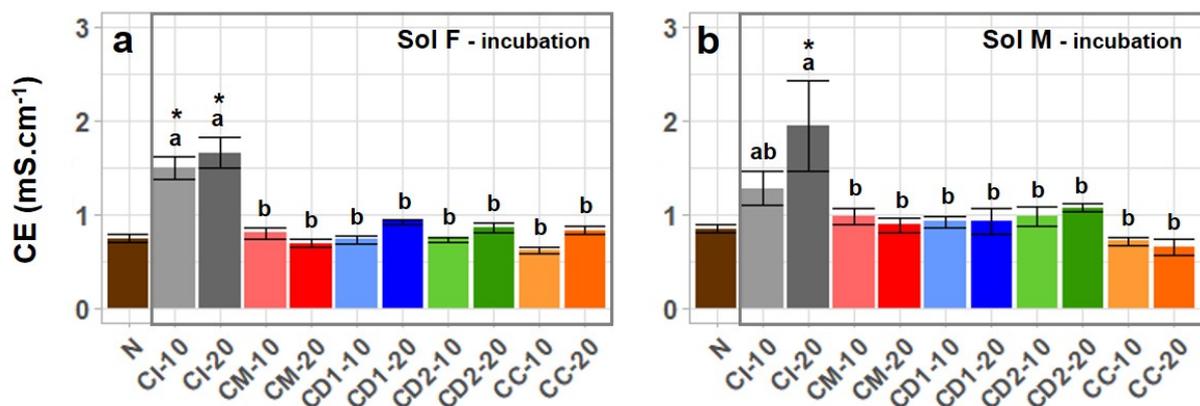
| | d.l. | Valeurs de F | | | |
|----------------------------------|------|--------------|-----|-----|-----|
| | | pH | | CE | |
| Facteurs inter | | | | | |
| Sol | 1 | 37 | *** | 20 | *** |
| Compost | 4 | 42 | *** | 113 | *** |
| Dose compost | 1 | 60 | *** | 36 | *** |
| Sol * compost | 4 | 5 | ** | 3 | * |
| Sol * dose compost | 1 | 11 | ** | 8 | ** |
| Compost * dose compost | 4 | 10 | *** | 14 | *** |
| Sol * compost * dose compost | 3 | 1 | ns | 15 | *** |
| Facteurs intra | | | | | |
| T | 3 | 53 | *** | 5 | ** |
| T * sol | 3 | 1 | ns | 1 | ns |
| T * compost | 12 | 2 | * | 5 | *** |
| T * dose compost | 3 | 43 | *** | 0,7 | ns |
| T * sol * compost | 12 | 1 | ns | 1 | ns |
| T * sol * dose compost | 3 | 2 | ns | 0,5 | ns |
| T * compost * dose compost | 12 | 2 | * | 0,5 | ns |
| T * sol * compost * dose compost | 9 | 2 | * | 0,5 | ns |

Valeurs de F (test de Fisher) et probabilités associées, ns : non significatif ; *p<0,05 ; **p<0,01 ; ***p<0,001 ; d.l. : degrés de liberté

Annexe 10. pH de la solution des sols F et M en fonction du temps pendant l'incubation de l'expérimentation 1 en conditions semi-contrôlées sans apport de compost (marron), avec le compost industriel (gris), le compost municipal (rouge), le compost domestique 1 (bleu), le compost domestique 2 (vert) ou le compost collectif (orange) à une dose de 10 kg.m⁻² (-10) ou de 20 kg.m⁻² (-20)



Annexe 11. Conductivité électrique de la solution du sol (CE) dans la solution des sols F (a) et M (b) pendant l'incubation sans apport de compost (N), avec le compost industriel (CI), le compost municipal (CM), le compost domestique 1 (CD1), le compost domestique 2 (CD2) ou le compost collectif (CC) à une dose de 10 kg.m⁻² (-10) ou de 20 kg.m⁻² (-20). Lettres : différence significative entre amendements (test de Tukey, p<0,05). *Différence significative avec le sol contrôle N (test de Dunnett, p<0,05)



Annexe 12. Effets de la dose de biochar et du temps (T) sur le pH et la conductivité électrique (CE) dans la solution du sol F pendant l'incubation de l'expérimentation 2 en conditions semi-contrôlées

| | d.l. | Valeurs de F | | | |
|-----------------------|------|--------------|-----|----|-----|
| | | pH | | CE | |
| Facteurs inter | | | | | |
| Dose biochar | 3 | 13 | ** | 1 | ns |
| Facteurs intra | | | | | |
| T | 1 | 17 | *** | 24 | *** |
| T * dose biochar | 1 | 1 | ns | 2 | ns |

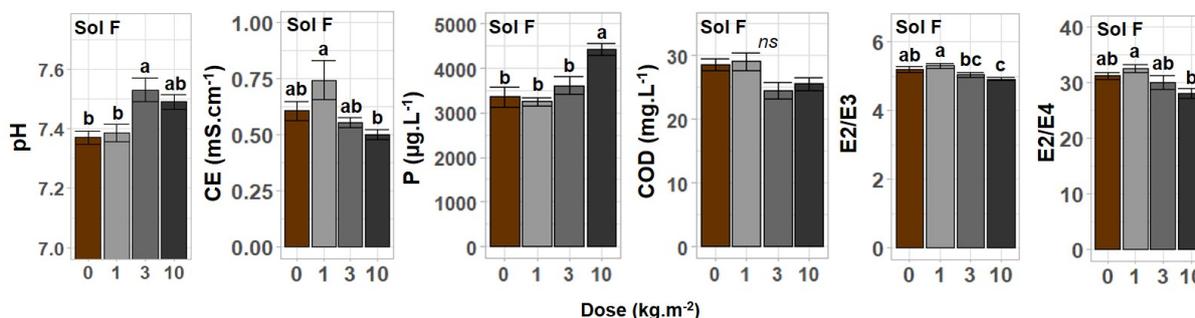
Valeurs de F (test de Fisher) et probabilités associées, ns : non significatif ; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; d.l. : degrés de liberté

Annexe 13. Effets de la dose de biochar sur le pH, la conductivité électrique (CE), le carbone organique dissous (COD), l'absorbance spécifique (SUVA) et les ratios d'absorbances (E2/E3, E2/E4, E4/E6) de la solution du sol F après 35 jours d'incubation de l'expérimentation 2 en conditions semi-contrôlées

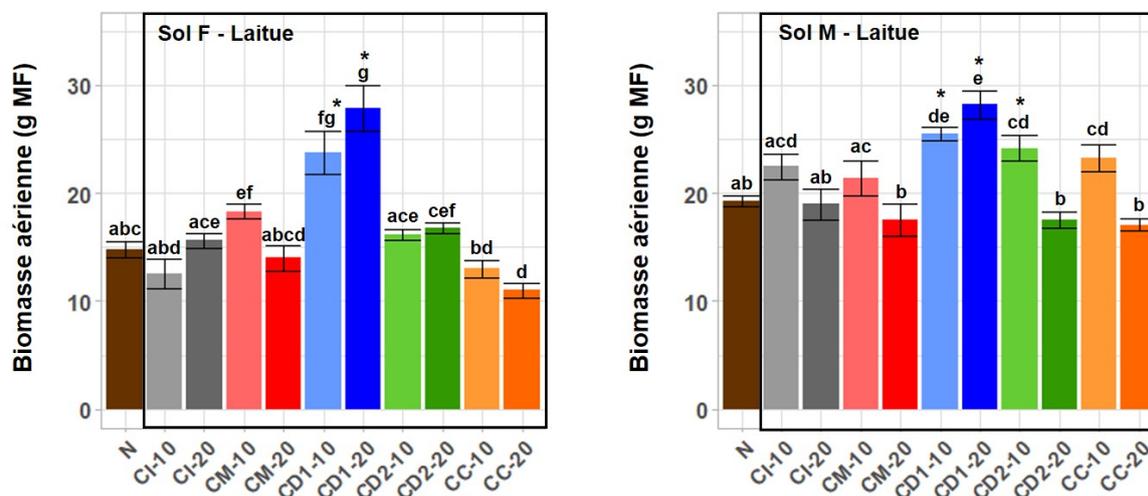
| d.l. | Valeurs de F | | | | | | | | | | | | | | | |
|------|--------------|----|----|------------------|----|-----|------|---|-------|-------|---|-------|---|---|---|----|
| | pH | | CE | [P] _d | | COD | SUVA | | E2/E3 | E2/E4 | | E4/E6 | | | | |
| 3 | 7 | ** | 4 | * | 10 | *** | 4 | * | 0,1 | ns | 7 | ** | 5 | * | 1 | ns |

Valeurs de F (test de Fisher) et probabilités associées, ns : non significatif ; $P > 0,05$; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; d.l. : degrés de liberté

Annexe 14. Paramètres physico-chimiques de la solution du sol F en fonction de la dose de biochar après 35 jours d'incubation de l'expérimentation 2 en conditions semi-contrôlées : pH, conductivité électrique (CE), phosphore dissous (P), carbone organique dissous (COD), ratios d'absorbances (E2/E3 et E2/E4). Lettres : différences significatives (test de Tukey, $p < 0,05$)



Annexe 15. Biomasse aérienne de la laitue (masse fraîche) produite à la fin de l'expérimentation 1 en conditions semi-contrôlées dans les sols F (a) et M (b) sans apport de compost (N), avec le compost industriel (CI), le compost municipal (CM), le compost domestique 1 (CD1), le compost domestique 2 (CD2) ou le compost collectif (CC) à une dose de 10 kg.m⁻² (-10) ou de 20 kg.m⁻² (-20). Lettres : différence significative entre amendements (test de Tukey, p<0,05). *Différence significative avec le sol contrôle N (test de Dunnett, p<0,05)

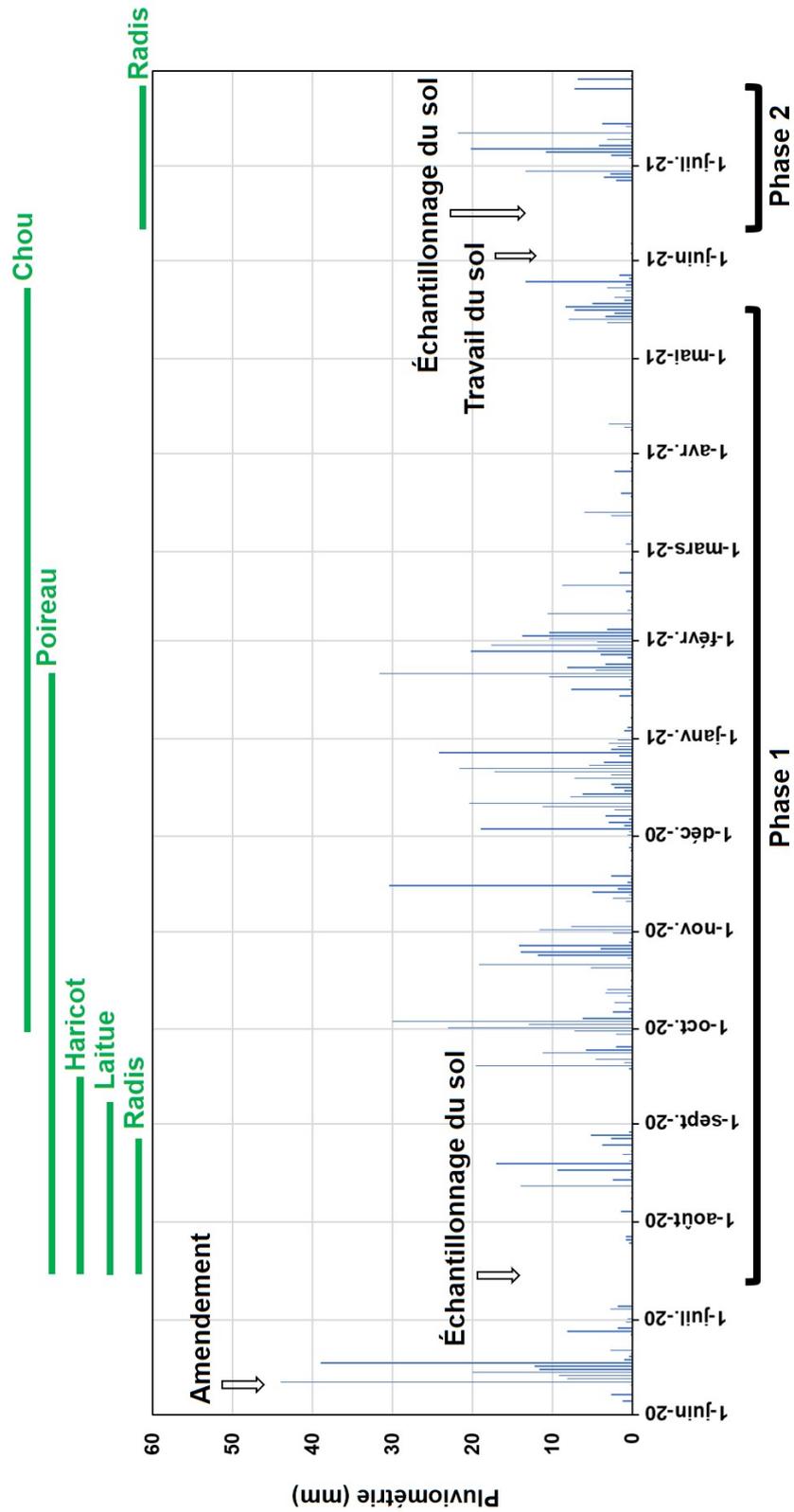


Annexe 16. Propriétés physico-chimiques, biochimiques et test cresson du compost municipal (CM), du compost collectif (CC) et du biochar (B) utilisés pour l'expérimentation en conditions réelles (moyenne ± erreur type)

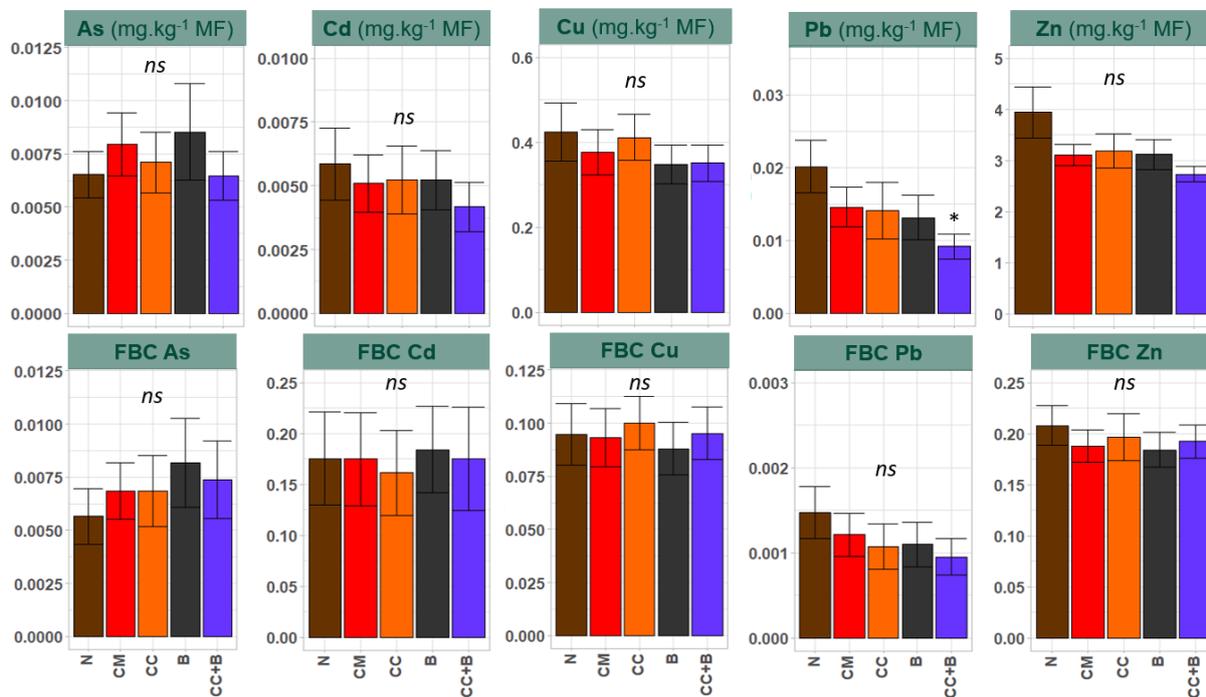
| | CM | CC | B |
|--|---------------|---------------|---------------|
| pH | 8,22 ± 0,01 | 8,35 ± 0,04 | 9,66 ± 0,08 |
| Conductivité électrique (mS.cm ⁻¹) | 1,081 ± 0,051 | 5,787 ± 0,266 | 1,079 ± 0,031 |
| Matière organique (g.kg ⁻¹) ¹ | 373 | 607 | 944 |
| ISMO (% matière organique) ² | 89,6 | 77,2 | 100 |
| Éléments majeurs (total) (g.kg ⁻¹) | | | |
| Ca | 18,4 ± 0,2 | 47,0 ± 0,4 | 9,1 ± 0,1 |
| K | 19,6 ± 0,2 | 25,0 ± 1,7 | 5,3 ± 0,1 |
| Mg | 3,85 ± 0,03 | 4,71 ± 0,02 | 1,66 ± 0,01 |
| P | 1,81 ± 0,03 | 5,06 ± 0,15 | 0,72 ± 0,01 |
| Éléments trace (total) (mg.kg ⁻¹) | | | |
| As | 15,7 ± 0,4 | 6,5 ± 0,7 | 0,3 ± 0,03 |
| Cd | 0,41 ± 0,03 | 0,41 ± 0,01 | < 0,04 |
| Cu | 52,1 ± 0,5 | 61,0 ± 3,4 | 9,6 ± 0,2 |
| Pb | 50,4 ± 28,1 | 15,9 ± 0,2 | 1,5 ± 0,1 |
| Zn | 120 ± 3 | 130 ± 1 | 27 ± 0,3 |
| HAP (mg.kg ⁻¹) ³ | < 0,05 | < 0,05 | < 0,05 |
| Test cresson ⁴ | | | |
| Plantules germées à 7 jours (% nombre) | 100 | 97 | 102 |
| Racines apparentes (% nombre) | 41 | 10 | 42 |
| Biomasse fraîche (% g masse fraîche) | 101 | 64 | 82 |

Analyses sous-traitées par SADEF selon les normes ¹NF EN 13039, ²FD U44-162, ³X 33-012 modifiée, ⁴FD U44-165 modifiée (expression des résultats par rapport à une tourbe témoin)

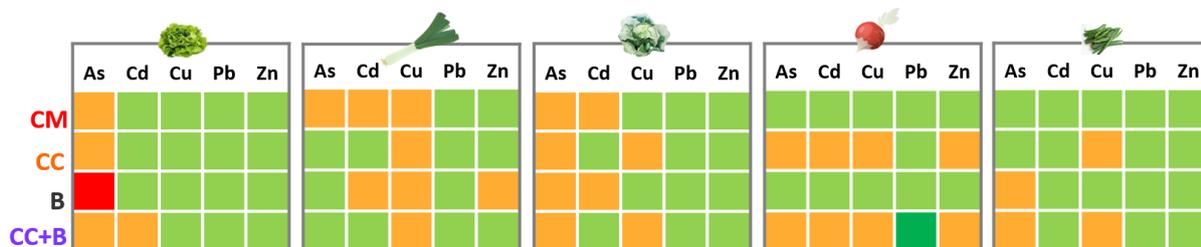
Annexe 17. Pluviométrie pendant les phases de culture 1 et 2 de l'expérimentation en conditions réelles à une station météorologique située à moins de 1 km du site expérimental (Dervallières, Nantes)



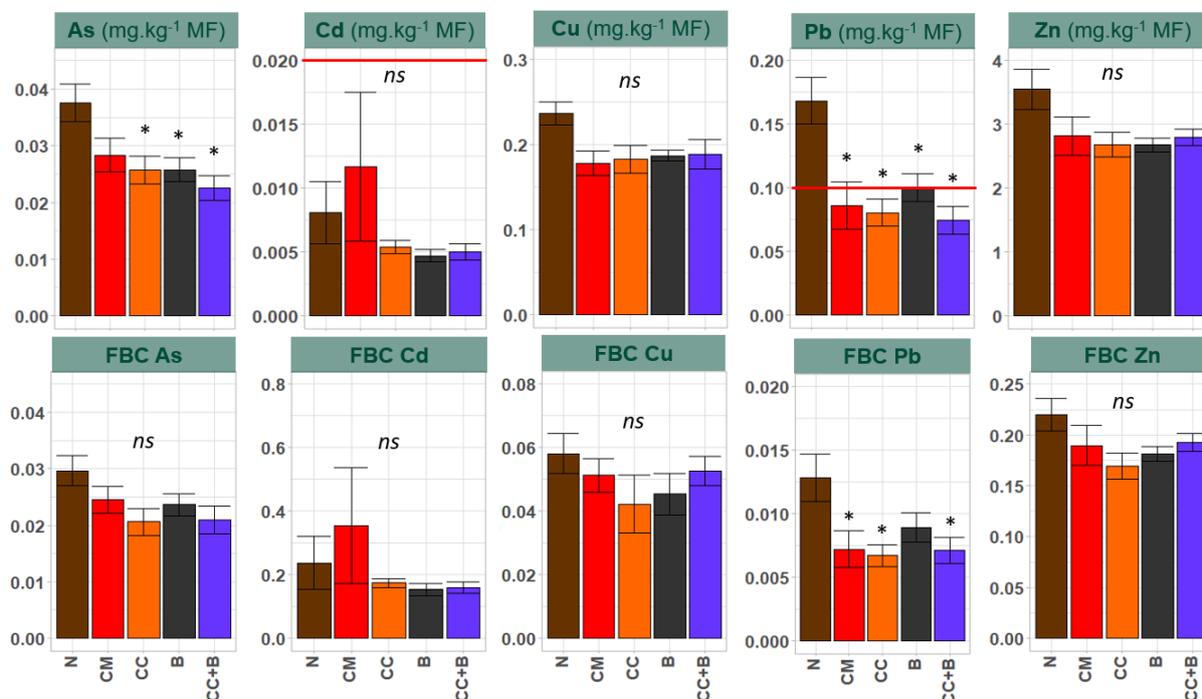
Annexe 18. Teneurs et facteurs de bioconcentration (FBC) de As, Cd, Cu, Pb et Zn dans les légumes (moyenne et erreur type) cultivés lors de la phase de culture 1 de l'expérimentation en conditions réelles dans le sol sans intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B) ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B). *Différence significative entre traitement et contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$). ns : non significatif



Annexe 19. Synthèse des effets des apports des intrants organiques sur le facteur de bioconcentration de As, Cd, Cu, Pb et Zn dans la laitue, le poireau, le chou, le radis et le haricot produits lors de la phase de culture 1 de l'expérimentation en conditions réelles dans le sol sans intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B) ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B). Rouge ou vert foncé : augmentation ou diminution significative (test de Dunnett, $p < 0,05$). Orange ou vert clair: augmentation ou diminution non significative



Annexe 20. Teneurs et facteurs de bioconcentration (FBC) de As, Cd, Cu, Pb et Zn dans le radis cultivé lors de la phase de culture 1 de l'expérimentation en conditions réelles dans le sol sans intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B) ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B) indépendamment du travail du sol (moyenne et erreur type). *Différence significative entre traitement et contrôle N (test de Dunnett, $p < 0,05$). ns : non significatif. Barre rouge : teneurs maximales règlementaires (CE, 2006b, 2021)



Annexe 21. Effets du type d'intrant organique et du type de légume sur la biomasse de légume produite lors de la phase de culture 1 de l'expérimentation en conditions réelles

| | d.l. | Biomasse légume (valeurs de F) |
|----------------|------|--------------------------------|
| Intrant | 4 | 19 *** |
| Légume | 4 | 43 *** |
| Intrant*légume | 16 | 6 *** |

Valeurs de F (test de Fisher) et probabilités associées, ns : non significatif ; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; d.l. : degrés de liberté

Annexe 22. Effets du type d'intrant organique et du travail du sol sur la biomasse du radis produite lors de la phase de culture 2 de l'expérimentation en conditions réelles

| | d.l. | Biomasse radis (valeurs de F) |
|-----------------|------|-------------------------------|
| Intrant | 4 | 5 ** |
| Travail | 1 | 8 ** |
| Intrant*travail | 4 | 0,9 ns |

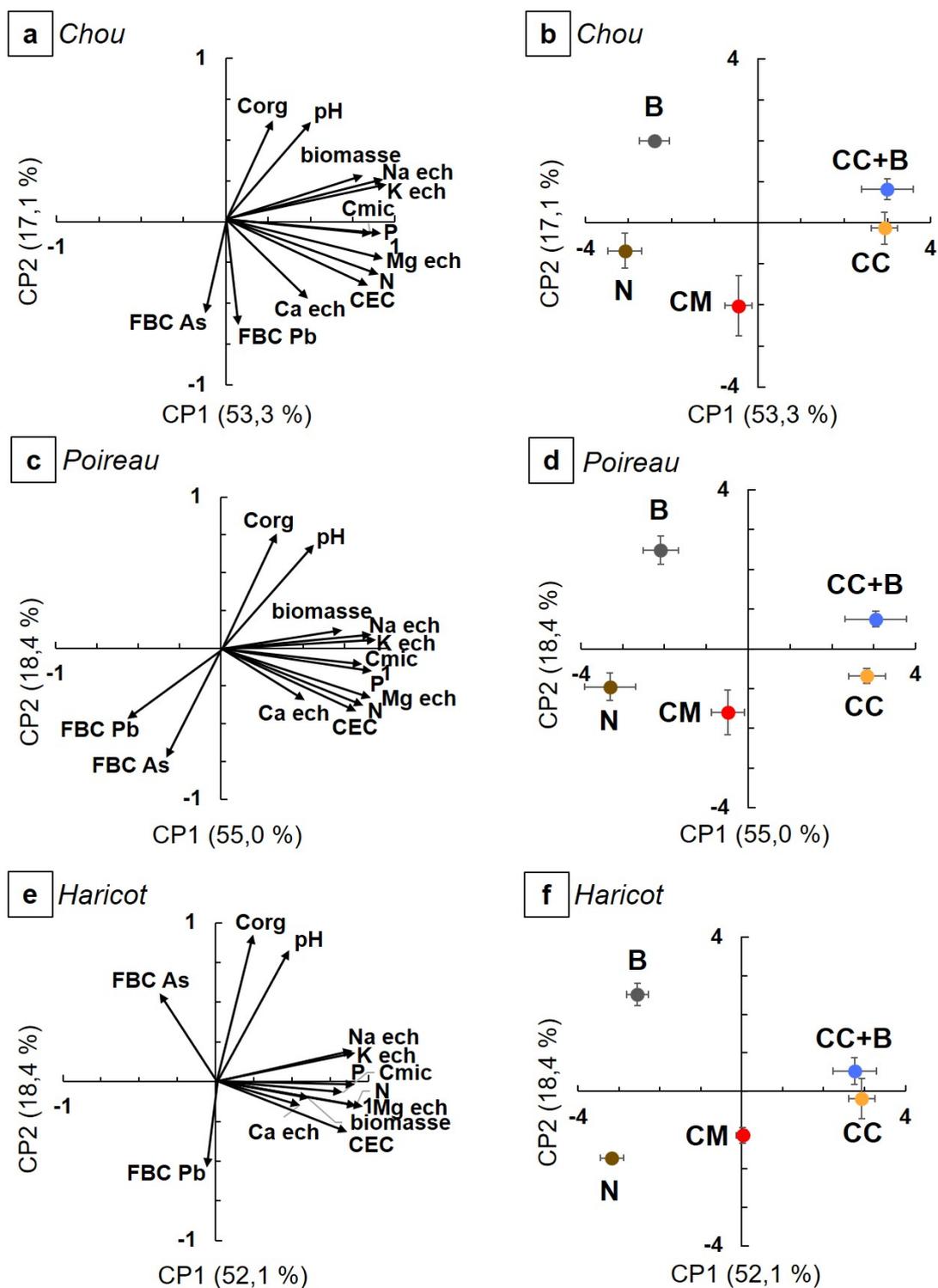
Valeurs de F (test de Fisher) et probabilités associées, ns : non significatif ; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; d.l. : degrés de liberté

Annexe 23. Propriétés physico-chimiques du sol en fonction des intrants organiques et des phases de culture de l'expérimentation en conditions réelles (moyenne \pm erreur type)

| | N | CM | CC | B | CC+B |
|--------------------------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| Début de la phase 1 (t1) | | | | | |
| pH | 7,33 \pm 0,03 | 7,63 \pm 0,03 | 7,87 \pm 0,03 | 8,03 \pm 0,03 | 7,97 \pm 0,07 |
| CEC (meq.kg ⁻¹) | 104 \pm 4 | 130 \pm 4 | 131 \pm 3 | 95 \pm 4 | 133 \pm 7 |
| Corg (g.kg ⁻¹) | 27,3 \pm 1.2 | 40,5 \pm 3.0 | 45,5 \pm 1.2 | 61,0 \pm 3.1 | 51,5 \pm 2.6 |
| Cmic (mg.kg ⁻¹) | 74,2 \pm 7,3 | 73,7 \pm 8,9 | 131,9 \pm 22,3 | 51,1 \pm 15,5 | 144,0 \pm 20,1 |
| N total (g.kg ⁻¹) | 2,11 \pm 0,10 | 2,91 \pm 0,27 | 3,33 \pm 0,06 | 1,95 \pm 0,04 | 3,29 \pm 0,12 |
| Ca échangeable (g.kg ⁻¹) | 4,03 \pm 0,18 | 5,08 \pm 0,08 | 4,91 \pm 0,30 | 4,30 \pm 0,23 | 4,45 \pm 0,17 |
| K échangeable (g.kg ⁻¹) | 0,34 \pm 0,02 | 0,65 \pm 0,03 | 2,41 \pm 0,10 | 0,70 \pm 0,06 | 2,31 \pm 0,08 |
| Mg échangeable (g.kg ⁻¹) | 0,25 \pm 0,02 | 0,43 \pm 0,01 | 0,51 \pm 0,01 | 0,25 \pm 0,02 | 0,49 \pm 0,01 |
| Na échangeable (g.kg ⁻¹) | 0,03 \pm 0,002 | 0,04 \pm 0,001 | 0,24 \pm 0,013 | 0,06 \pm 0,003 | 0,23 \pm 0,010 |
| P échangeable (g.kg ⁻¹) | 0,80 \pm 0,06 | 1,02 \pm 0,07 | 1,23 \pm 0,04 | 0,84 \pm 0,06 | 1,13 \pm 0,05 |
| Début de la phase 2 (t12) | | | | | |
| pH | 7,43 \pm 0,03 | 7,57 \pm 0,03 | 7,50 \pm 0,06 | 7,67 \pm 0,09 | 7,47 \pm 0,03 |
| CEC (meq.kg ⁻¹) | 114 \pm 3 | 136 \pm 5 | 146 \pm 4 | 109 \pm 3 | 141 \pm 6 |
| Corg (g.kg ⁻¹) | 30,1 \pm 1.2 | 36,1 \pm 1.5 | 42,4 \pm 2.1 | 47,7 \pm 1.7 | 44,8 \pm 2.6 |
| Cmic (mg.kg ⁻¹) | 51,0 \pm 33,0 | 25,0 \pm 12,7 | 89,9 \pm 37,8 | 48,8 \pm 19,8 | 15,2 \pm 6,5 |
| N total (g.kg ⁻¹) | 2,17 \pm 0,11 | 2,80 \pm 0,07 | 3,43 \pm 0,24 | 2,09 \pm 0,09 | 3,27 \pm 0,22 |
| Ca échangeable (g.kg ⁻¹) | 3,87 \pm 0,26 | 4,87 \pm 0,14 | 4,64 \pm 0,35 | 4,20 \pm 0,21 | 4,51 \pm 0,22 |
| K échangeable (g.kg ⁻¹) | 0,24 \pm 0,03 | 0,29 \pm 0,01 | 0,55 \pm 0,02 | 0,26 \pm 0,01 | 0,50 \pm 0,04 |
| Mg échangeable (g.kg ⁻¹) | 0,21 \pm 0,01 | 0,34 \pm 0,01 | 0,42 \pm 0,01 | 0,21 \pm 0,01 | 0,41 \pm 0,02 |
| Na échangeable (g.kg ⁻¹) | 0,04 \pm 0,002 | 0,04 \pm 0,001 | 0,04 \pm 0,002 | 0,04 \pm 0,001 | 0,04 \pm 0,002 |
| P échangeable (g.kg ⁻¹) | 0,78 \pm 0,04 | 0,94 \pm 0,05 | 0,98 \pm 0,06 | 0,80 \pm 0,03 | 0,92 \pm 0,04 |

CEC : capacité d'échange cationique ; Corg : carbone organique ; Cmic : carbone microbien

Annexe 24. Cercle des corrélations et carte factorielle des modalités, obtenus par l'analyse en composantes principales (ACP) sur les propriétés physico-chimiques du sol, la biomasse des légumes (chou, poireau, haricot) produits sur une placette et les facteurs de bioconcentration de As (FBC As) et Pb (FBC Pb) en l'absence d'intrant organique (N), avec le compost municipal (CM), le compost collectif (CC), le biochar (B) ou le mélange du compost collectif et du biochar (CC+B) lors de la première phase de culture. CEC : capacité d'échange cationique, Corg : teneur en carbone organique, Cmic : teneur en carbone microbien, N : teneur en azote total, Ca ech, K ech, Mg ech, Na ech et P ech : fraction échangeable du calcium, potassium, magnésium, sodium et phosphore. Barres : erreurs types



Titre : Effets de composts autoproduits et d'un biochar sur le transfert d'éléments trace dans des légumes de jardins familiaux modérément contaminés

Mots clés : composts domestiques, composts collectifs, plomb, arsenic, pratiques de compostage et de jardinage, évaluation du risque sanitaire

Résumé : Les jardins familiaux ont souvent été installés sur des sols urbains sans évaluation préalable du risque sanitaire. Le diagnostic de contamination du sol par des éléments trace comme le plomb (Pb) peut compromettre la poursuite du jardinage. Pour éviter un changement d'usage, l'apport au sol de compost industriel peut être efficace mais le potentiel des composts autoproduits par les jardiniers eux-mêmes doit être évalué. Ce travail de thèse a eu pour premier objectif d'analyser les pratiques de compostage dans les jardins familiaux et sélectionner des composts autoproduits différents en termes de propriétés biochimiques et de contenu en éléments trace. Les pratiques de compostage et la qualité des composts sont très variables. Les composts autoproduits au jardin (domestiques) sont généralement pauvres en matière organique et parfois contaminés

contrairement aux composts autoproduits en pied d'immeuble ou en restauration (collectifs) également utilisés au jardin. Le second objectif a été d'évaluer le risque sanitaire potentiel lié à la consommation de légumes de jardins familiaux modérément contaminés en Pb (100-200 mg.kg⁻¹) amendés avec des composts autoproduits. Pour tenter d'améliorer la remédiation, du biochar a aussi été introduit. Une alimentation composée essentiellement des légumes autoproduits au jardin ne présenterait pas de risque sanitaire mais l'apport de composts autoproduits à une dose élevée (10-20 kg.m⁻²) a pu augmenter la biodisponibilité de As dans des sols de jardins familiaux. L'apport combiné d'un compost autoproduit et d'un biochar a toutefois limité les transferts de As et de Pb tout en augmentant la biomasse des légumes autoproduits.

Title: Effects of self-produced composts and biochar on trace element transfer in vegetables from moderately contaminated allotment gardens

Keywords: home composts, community composts, lead, arsenic, composting and gardening practices, health risk assessment

Abstract: For some time, allotment gardens have often been established on urban soils without prior health risk assessment. Soil analysis revealing contamination by trace elements such as lead (Pb) may now compromise the practice of gardening. To prevent a restriction or change of soil use, the introduction of industrial compost to the soil can be efficient, but the potential of composts self-produced by the gardeners themselves must be evaluated. The first objective of this thesis was to analyze composting practices in allotment gardens and select self-produced composts with different biochemical properties and trace element content. The composting practices and the quality of these composts are very variable. Composts self-produced in the garden (home composts) are generally poor in organic matter and sometimes contaminated,

contrary to composts self-produced at the foot of buildings or in restoration (community composts) also used in gardens. The second objective was to assess the potential health risk of consuming vegetables from allotment gardens moderately contaminated with Pb (100 - 200 mg.kg⁻¹) amended with self-produced composts. In an attempt to improve remediation, biochar was also introduced into the soil. A diet composed essentially of self-produced vegetables in the garden would not present a health risk, but the addition of self-produced composts at a high dose (10-20 kg.m⁻²) could increase the bioavailability of As in allotment garden soils. In contrast, the combined addition of self-produced compost and biochar limited the transfer of both As and Pb while simultaneously increasing the biomass of self-produced vegetables.