

Faculté des bioingénieurs

Phytostabilisation du plomb par le miscanthus et traçage isotopique : comprendre le devenir du plomb pour la reconversion agricole

Cas d'étude à Evin-Malmaison, France

Auteur : Théo Quinet

Promoteur : Yannick Agnan

Lecteurs : Bryan Arbalestrie et Stanley Lutts

Année académique 2025-2026

Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de
Bioingénieur : Sciences agronomiques (BIRA)

Remerciements

Une série de personnes ont contribué à l'achèvement de ce mémoire. Ce travail est l'aboutissement d'une année de travail, mais il découle également de cinq années d'études passées à Louvain-la-Neuve. J'y ai vécu les plus belles années de ma vie, en y faisant des rencontres magnifiques et qui font ce que je suis aujourd'hui. Toutes ces personnes qui m'entourent m'ont permis d'aller au bout de moi-même afin de rendre un travail que je suis fier de présenter.

Je voudrais d'abord remercier Yannick Agnan, qui fut le promoteur rêvé. Malgré un agenda très chargé, il a toujours été présent pour accepter des réunions sur le temps de midi, entourés de délicieux chocolats que nous aimons tant. Il a toujours su trouver les mots lorsque je me dirigeais dans la mauvaise direction et que j'avais besoin de sa lanterne pour m'éclairer. Je le remercie du fond du cœur d'avoir été un promoteur simple, avec qui les échanges se faisaient sans hiérarchie, et de m'avoir considéré comme son égal. Cela m'a témoigné une réelle confiance en mes capacités, que j'ai su mettre à profit dans le travail que j'ai réalisé. Je pense sincèrement que, sans lui, ce travail aurait eu moins d'éclat.

Je me tourne maintenant vers l'équipe de l'ULB qui a pris en charge mes échantillons. Merci beaucoup à Wendy d'avoir pris le temps de m'expliquer chaque manipulation, d'avoir répondu à mes questions, à mes différents mails et aux coups de téléphones afin de m'aider à comprendre tout ce qui se cachait derrière ses fichiers Excel. Merci également à Jeroen d'avoir pris le temps de m'expliquer en détail le fonctionnement d'un spectromètre de masse. Ses explications et précisions m'ont permis de retracer tout ce qui se cache derrière les résultats isotopiques sortis de la machine. Je voudrais également saluer Nadine pour m'avoir pris sous son aile et m'avoir intégré à l'un de ses cours portant sur la chromatographie ainsi que sur l'explication détaillée du fonctionnement du MC-ICP-MS, ce qui a permis de compléter les explications de Jeroen. Merci de m'avoir indiqué la piste à prendre avec mes résultats et de m'avoir accueilli dans son cours en comité restreint, ce qui m'a permis de réaliser quelques manipulations par moi-même et de pratiquer la séparation par colonne chromatographique.

Merci à Pascal Flament pour sa réactivité face à mes questions ainsi que pour la qualité et la pertinence de ses réponses. Le temps qu'il m'a accordé m'a été d'une grande utilité.

Je remercie également Bryan Arbalestrie et Stanley Lutts pour avoir accepté de faire partie du jury et d'avoir consacré une partie de leur temps dans la lecture de ce travail.

Je voudrais remercier mes nombreux collègues, mais surtout amis mémorants, avec qui le chemin a été long, mais magnifique. Valérian, Louis, Félix, Léa, Lucas, Gilles, Victor, Pablo et bien d'autres encore. Ils ont été une réelle source de motivation et ont fait preuve d'un soutien inégalable dans la dernière ligne droite avant la remise de ce manuscrit. Je n'aurais jamais cru dire cela un jour, mais les journées entières passées au troisième étage du bâtiment DeSerres vont me manquer. Je n'oublierai pas tous ces goûters accompagnés de casse-têtes et de gâteaux trouvés la veille parmi les invendus. Le troisième se souviendra de nous à jamais.

Merci à ma petite maman d'avoir toujours cru en moi, d'avoir toujours été présente avec des dessins, des poèmes et des messages qui donnent la force d'avancer.

Merci à Loïc, Lucie et Marion, mes frère et sœurs, de m'avoir laissé vous raconter mes stades d'avancement et mes inquiétudes. Mais surtout de vous être intéressés à mon sujet avec vos relectures, qui ont chacune apporté un plus à ce travail. Depuis tout petit, vous êtes une réelle source d'inspiration pour moi, et je vous dois beaucoup.

Enfin, merci à Félix et Louis d'avoir été des compagnons durant ces cinq années d'études. Toutes les épreuves que nous avons dû traverser, nous les avons affrontées ensemble. Ce mémoire, qui mène vers un diplôme, est le résultat d'une solidarité et d'une quête menée ensemble, du début à la fin. Et vous avez été des compagnons de luxe ; je n'aurais pas pu rêver mieux. Merci <3

CRediT

CRediT	Théo Quinet	Contributeur·ices	Intelligence artificielle
Conceptualisation	v	Y.A	Perplexity, ChatGPT
Méthodologie	v	N.M, W.D, J.D-J	
Investigation	v	JUNIA, Y.A	Perplexity
Analyse formelle	v	Y.A	Perplexity, ChatGPT, NotebookLM
Validation	v	Y.A	
Rédaction – version originale	v	Y.A	Perplexity, ChatGPT, NotebookLM
Rédaction – révision et édition	v	Y.A, P.F	Perplexity, ChatGPT, Claude
Visualisation	v		Perplexity, ChatGPT
Supervision		Y.A	

Conceptualisation. Idée de recherche initiale proposée par Yannick Agnan ; définition des objectifs et des hypothèses réalisées par l’auteur avec l’appui ponctuel de ChatGPT et Perplexity.

Méthodologie. Protocole analytique développé au sein du laboratoire G-TIME de l’ULB par Wendy Debouge et Jeroen De Jong, sous la supervision de Nadine Matielli et Yannick Agnan.

Investigation. Récolte des échantillons de sol et de miscanthus réalisée par l’école d’ingénieur JUNIA ; préparation des échantillons par l’auteur et Yannick Agnan, analyses et acquisition des données réalisées par l’auteur. La recherche bibliographique a été menée par l’auteur avec l’appui ponctuel de Perplexity pour l’identification d’articles scientifiques pertinents.

Analyse formelle. Traitement statistique, interprétation isotopique et analyse des données réalisés par l’auteur. ChatGPT, Perplexity ont été utilisés comme support au développement et à la correction de scripts, ainsi qu’à l’exploration de pistes d’analyse.

Validation. Validation scientifique et interprétation des résultats réalisées avec le promoteur Yannick Agnan. NotebookLM a été utilisé comme support à la consultation et à la synthèse d’articles scientifiques sélectionnés par l’auteur.

Rédaction – version originale. Le manuscrit a été rédigé par l’auteur avec les pistes de Yannick Agnan et avec l’appui ponctuel de ChatGPT et Perplexity pour l’amélioration de la clarté rédactionnelle et certaines reformulations.

Rédaction – révision et édition. Yannick Agnan et Pascal Flament ont contribué à la vérification des hypothèses et de leur cohérence scientifique. Le manuscrit a été rédigé par l’auteur, avec l’appui ponctuel de ChatGPT et Perplexity pour l’amélioration de la clarté rédactionnelle et certaines reformulations.

Visualisation. Figures schématique et graphiques réalisés par l’auteur ; certains scripts de traitement graphique ont été développés avec l’aide de ChatGPT et Perplexity puis vérifiés et adaptés par l’auteur.

Supervision. Encadrement scientifique, suivi du projet et validation globale du travail assuré par Yannick Agnan.

Utilisation de l’IA

Des outils d’intelligence artificielle ont été utilisés de manière ponctuelle comme support au travail scientifique et rédactionnel. ChatGPT, Claude et Perplexity ont servi d’aide à la reformulation, à l’amélioration de la clarté du texte, à l’exploration de pistes d’interprétation, ainsi qu’au développement et à la correction de scripts utilisés pour le traitement des données et la réalisation des graphiques. Perplexity a également été utilisé pour appuyer la recherche bibliographique et identifier des articles scientifiques pertinents. NotebookLM a servi d’outil de consultation et de synthèse à partir de bases documentaires constituées par l’auteur à partir d’articles scientifiques sélectionnés manuellement.

Table des matières

Remerciements.....	i
CRéiT	iii
Liste des figures	vii
Liste des tableaux	ix
Liste des abréviations	x
1 Introduction.....	1
2 Etat de l’art.....	3
2.1 Dégénération des sols agricoles	3
2.1.1 Contamination des sols agricoles.....	3
2.1.2 Rôle des éléments traces métalliques dans les sols.....	3
2.1.3 Le plomb : un élément trace métallique majeur.....	4
2.1.4 Impacts du plomb	6
2.2 Le plomb dans le système sol-plante	7
2.2.1 Dynamique du plomb dans les sols et sa disponibilité	8
2.2.2 Absorption du plomb par la plante	11
2.2.3 Stratégies d’exclusion du plomb par la plante	12
2.3 Gestion des sols contaminés	14
2.3.1 Stratégies de remédiation des sols contaminés.....	14
2.3.2 Les principes de la phytoremédiation	14
2.3.3 Le miscanthus, une graminée pérenne utilisée en phytostabilisation	17
2.4 Identification des sources de contamination.....	18
2.4.1 La chimie du plomb.....	18
2.4.2 Une empreinte isotopique unique.....	19
2.4.3 Analyse isotopique.....	19
2.4.4 Contamination des sols par l’industrie.....	20
2.4.5 Rôle du miscanthus dans la bioindication des sols contaminés.....	21
3 Objectifs et démarche	23
3.1 Effets d’une culture de miscanthus sur le plomb dans le sol.....	23
3.2 Identification de l’origine du plomb présent dans le miscanthus	24
3.2.1 Evaluation du fractionnement isotopique	24
3.2.2 Disponibilité du plomb dans le système sol-plante.....	25
4 Matériel et méthodes	26
4.1 Site d’étude	26

4.1.1	Contexte régional.....	26
4.1.2	Contexte pédogéologique.....	28
4.2	Echantillonnage	28
4.3	Traitement et analyse des échantillons	29
4.3.1	Analyses des teneurs en plomb	29
4.3.2	Analyse isotopique du plomb.....	30
4.3.3	Qualité des données	33
4.4	Traitement des données	34
4.4.1	Fraction industrielle et lithogénique.....	34
4.4.2	Variations des teneurs en plomb	34
4.4.3	Différences de signature isotopique	35
4.4.4	Analyses statistiques.....	35
5	Résultats et discussion	36
5.1	Distribution du plomb dans le sol	36
5.1.1	Distribution verticale des teneurs en plomb.....	36
5.1.2	Comparaison des signatures isotopiques et identification des sources.....	37
5.2	Effet du miscanthus sur la disponibilité du plomb en surface	40
5.2.1	Évolution des teneurs en plomb du sol avec ou sans miscanthus	40
5.2.2	Variations des signatures isotopiques du plomb dans le sol.....	41
5.2.3	Evolution temporelle des signatures isotopiques du plomb.....	43
5.3	Variabilité des signatures isotopiques dans les organes du miscanthus	46
5.4	Dynamique de redistribution et disponibilité du plomb.....	49
5.4.1	Contribution de la litière à la dilution du plomb dans le sol.....	49
5.4.2	Relation entre signatures isotopiques et disponibilité du plomb.....	51
6	Conclusion	53
7	Perspectives.....	55
8	Références.....	57
9	Annexes.....	64

Liste des figures

Figure 2.1 : Distribution des teneurs en plomb dans les sols de surface à l'échelle européenne..	5
Figure 2.2 : Sources et voies de transfert du plomb dans le système sol-plante.	8
Figure 2.3 : Schéma des principaux modes de fixation du plomb dans les sols, classés selon un gradient de stabilité et de biodisponibilité.	10
Figure 2.4 : Coupe transversale de racine illustrant les principales voies d'absorption du plomb, incluant les voies apoplastique et symplastique (adapté de Taiz et al., 2015).....	11
Figure 2.5 : Voies de translocation du plomb dans le xylème et le phloème (adapté de Clark et al., 2018).....	12
Figure 2.6 : Mécanismes d'exclusion et de détoxification du plomb chez les plantes.	13
Figure 2.7 : Mécanismes de phytoremédiation appliqués aux milieux contaminés par des ETM.	16
Figure 2.8 : Culture de <i>Miscanthus giganteus</i> aux fermes de l'UCLouvain : parcelle et épis. .	17
Figure 2.9 Origine des isotopes stables du plomb et abondance relative dans la croûte terrestre (%).....	18
Figure 2.10 : Cartographie des rapports isotopiques $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ des sols agricoles. (Reimann et al., 2012).....	20
Figure 2.11 : Revue des signatures isotopiques du plomb dans différentes sources environnementales issues de la littérature.....	21
Figure 3.1 : Compartiments et modalités de la démarche pour étudier les effets d'une culture de miscanthus sur le plomb dans le sol.	24
Figure 3.2 : Organes analysés pour identifier les sources majeures de plomb au sein du miscanthus.	24
Figure 4.1 : Carte de localisation du site d'étude.	26
Figure 4.2 : Localisation et contamination en plomb de la parcelle d'étude.	27
Figure 4.3 : Localisation des échantillons sur la parcelle et schéma des prélèvements réalisés dans les compartiments étudiés..	29
Figure 4.4 : Structure de la résine échangeuse d'ions AG1-X8 Bio-rad (Shabbir & Rhee, 2015)	30
Figure 4.5 : Chromatographie sur résine échangeuse d'anions pour la séparation et l'élution du plomb par complexation bromure.....	31
Figure 4.6 : Schéma d'un MC-ICP-MS utilisé pour la mesure des rapports isotopiques stables (adapté de W. Li et al., 2019).	32
Figure 5.1 : Profil vertical de la teneur en plomb de la parcelle.	37
Figure 5.2 : Comparaison des signatures isotopiques du plomb des sols de surface et du sol profond avec celles de diverses sources de la littérature.....	39
Figure 5.3 : Évolution temporelle des teneurs en Pb des sols de la parcelle avec et sans miscanthus.	41

Figure 5.4 : Relations isotopiques de Pb ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$) en fonction de l'inverse des teneurs en plomb des sols.	43
Figure 5.5 : Evolution temporelle de la signature isotopique ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ et $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$) sur 13 ans entre deux modalités appliquées à la parcelle.....	44
Figure 5.6 : Variabilité intra parcellaire du rapport $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ sur une échelle temporelle de 13 ans identifiée à l'aide du $\Delta_{2023-2010}$	45
Figure 5.7 : Tendances des signatures isotopiques du Pb ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ et $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$) selon la matrice sol–miscanthus.	47
Figure 5.8 : Tendances isotopiques du plomb ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$) dans le système sol–plante.	49
Figure 5.9 : Schéma des flux de carbone et de plomb induis par le retour au sol de la litière du miscanthus.	50
Figure 5.10 : Synthèse de l'évolution du rapport isotopique $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ au sein des différents compartiments étudiés.	52
Figure 6.1 : Schéma de synthèse de l'origine du plomb présent dans les compartiments de sol et du miscanthus, ainsi que l'effet du miscanthus sur les teneurs en Pb et sa disponibilité ..	54
Figure 9.1 : Géologie des sols européens.....	64
Figure 9.2 : Légende de la Carte géologique internationale de l'Europe.	65

Liste des tableaux

Tableau 2.1 : Rapport isotopique des sols agricoles européens (Reimann et al., 2012)	19
Tableau 4.1 : Protocole de purification du plomb sur colonne chromatographique.	31
Tableau 4.2 : Signatures isotopiques de Pb dans les matériaux de référence.	33
Tableau 5.1 : Signatures isotopiques des échantillons de sols de cette étude comparées aux sources lithogéniques et anthropiques issues de la littérature.	38
Tableau 9.1 : Revue des signatures isotopiques de différentes sources anthropiques et lithogéniques issues de la littérature.....	66
Tableau 9.2 : Rapports isotopiques mesurés du standard BHVO2 avec les valeurs théoriques (Weis et al., 2006) associées, incluant les écarts-types, erreurs relatives et RSD (%).	68
Tableau 9.3 : Rapports isotopiques mesurés du standard interne de la tourbe de contrôle qualité, avec les valeurs internes associées, incluant les écarts-types, erreurs relatives et RSD (%).	68
Tableau 9.4 : Statistiques de réplication des rapports isotopiques d'un échantillon Mis(-) ...	69
Tableau 9.5 : Rapport isotopique et teneur des échantillons de sol profond (2011) et de surface (2010 et 2023).	69
Tableau 9.6 : Rapports isotopiques et teneur des échantillons de miscanthus.	69

Liste des abréviations

C	Carbone
Cd	Cadmium
Cu	Cuivre
ESDAC	European Soil Data Centre (Centre européen de données sur les sols)
ETM	Eléments traces métalliques
LUCAS	Land Use/Cover Area frame statistical Survey Soil (Enquête statistique européenne sur l'occupation et l'usage des sols)
FAO	Food and Agriculture Organization (Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture)
MC-ICP-MS	Multi-Collector Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif multicollecteur)
MO	Matière organique
MOD	Matière organique dissoute
MOS	Matière organique stable
NRAMP	Natural Resistance-Associated Macrophage Protein (protéine associée à la résistance naturelle des macrophages)
Pb	Plomb
RSD	Relative Standard Deviation (écart-type relatif)
ZIP	Zinc-Iron permease (perméase zinc-fer)
Zn	Zinc

1 Introduction

Pendant des millénaires, l'une des préoccupations fondamentales de l'humanité a été de se nourrir. Les premières sociétés humaines, initialement nomades, vivaient de chasse et de cueillette et dépendaient directement des ressources disponibles dans leur environnement. Avec l'émergence de l'agriculture au Néolithique, un tournant majeur s'opère : l'Humain se sédentarise, transforme progressivement son milieu et développe des sociétés organisées autour de la production alimentaire.

Cette transition s'accompagne d'innovations techniques destinées à améliorer les conditions de vie et à réduire la pénibilité du travail. Les outils deviennent plus performants, conduisant au développement de savoir-faire spécialisés dans le travail des matériaux. Parmi ces évolutions, l'essor de la métallurgie constitue une étape déterminante dans l'histoire des sociétés humaines. Dès l'âge du Bronze puis plus intensément à l'âge du Fer, l'exploitation des ressources minérales s'accroît fortement, marquant le début d'une pression croissante exercée par les activités humaines sur les ressources terrestres.

Au fil des siècles, cette exploitation s'intensifie avec le développement des activités minières, artisanales puis industrielles. La Révolution industrielle des XVIII^e et XIX^e siècles accélère encore cette dynamique en augmentant massivement les besoins en métaux pour les infrastructures, les transports et l'industrie manufacturière. Parmi eux, le plomb (Pb) occupe une place particulière. Utilisé depuis plus de 5 000 ans pour sa malléabilité, sa résistance à la corrosion et sa faible température de fusion, il fut largement employé dans les canalisations romaines, les pigments, les batteries, les munitions et, plus récemment, dans les essences plombées du XX^e siècle.

Si ces avancées ont permis une amélioration considérable des conditions de vie, elles ont également laissé un héritage environnemental durable. Les activités minières, métallurgiques et industrielles ont entraîné l'émission massive d'éléments traces métalliques (ETM) dans les écosystèmes, notamment dans les sols agricoles situés à proximité des zones industrialisées. Contrairement à de nombreux polluants organiques, les ETM ne sont pas biodégradables et peuvent persister durant plusieurs siècles dans l'environnement.

Selon la Food and Agriculture Organization (FAO), une part importante des sols agricoles mondiaux est aujourd'hui affectée par des processus de dégradation liés aux activités humaines, compromettant à la fois la sécurité alimentaire, la qualité des ressources naturelles et le fonctionnement des écosystèmes terrestres. Parmi les contaminants impliqués, Pb représente un enjeu environnemental et sanitaire majeur. Sa toxicité élevée, sa capacité à s'accumuler dans les sols et son transfert possible vers la chaîne alimentaire soulèvent d'importantes préoccupations pour la santé humaine et la durabilité des systèmes agricoles.

Certaines zones contaminées font désormais l'objet de mesures de gestion pouvant aller jusqu'à l'arrêt des activités agricoles. Pourtant, la reconnaissance institutionnelle des pollutions en Pb a souvent été tardive, notamment en raison de leur caractère diffus, persistant et

longtemps sous-estimé. L'absence historique de surveillance systématique de certains milieux a également retardé l'évaluation précise des risques environnementaux et sanitaires.

Dans ce contexte, mieux comprendre les mécanismes contrôlant la mobilité et la biodisponibilité de Pb dans le système sol–plante apparaît essentiel. La gestion de ces sols constitue un défi majeur, d'autant plus que les techniques conventionnelles de dépollution, telles que l'excavation, restent coûteuses, invasives et difficilement applicables à grande échelle. Face à ces défis, des alternatives plus durables ont été développées, notamment les techniques de phytoremédiation. Celles-ci reposent sur l'utilisation de plantes pour stabiliser, extraire ou immobiliser les contaminants présents dans les sols. Parmi ces approches, la phytostabilisation vise à limiter la mobilité et la biodisponibilité des métaux, réduisant ainsi leur transfert vers les organismes vivants.

Le miscanthus (*Miscanthus giganteus*), une plante pérenne à forte production de biomasse, apparaît comme un candidat intéressant dans ce contexte. En plus de sa capacité à s'implanter sur des sols dégradés, il contribue à l'apport de matière organique (MO) et à l'amélioration des propriétés physico-chimiques du sol, pouvant favoriser l'indisponibilité de Pb. Son système racinaire profond contribue également à la stabilisation physique des sols et à l'amélioration de leurs propriétés biologiques. Toutefois, bien que son intérêt pour la phytostabilisation soit largement reconnu, les mécanismes contrôlant le devenir de Pb dans le système sol–plante restent encore partiellement compris.

Ce travail s'inscrit dans cette problématique et vise à étudier l'influence d'une culture de miscanthus sur la dynamique de Pb dans un sol contaminé d'origine industrielle. Plus précisément, l'objectif est d'évaluer l'effet du miscanthus sur la disponibilité de Pb dans les horizons superficiels du sol et d'identifier l'origine de Pb retrouvé dans les différents compartiments de la plante. L'hypothèse principale est que le miscanthus favorise une immobilisation de Pb dans le système sol–racines, limitant ainsi sa mobilité et son transfert vers les parties aériennes.

Afin de répondre à ces objectifs, ce mémoire est structuré en plusieurs parties. La première présente un état de l'art consacré à la contamination des sols par Pb, à son comportement dans le système sol–plante, aux stratégies de phytoremédiation et aux principes du traçage isotopique. La seconde décrit les objectifs de recherche ainsi que la démarche expérimentale mise en œuvre. Les sections suivantes détaillent le matériel et les méthodes utilisés, avant de présenter et discuter les résultats obtenus concernant la distribution de Pb, son évolution isotopique et le rôle du miscanthus dans la phytostabilisation des sols contaminés. Enfin, une conclusion synthétise les principaux enseignements du travail et propose plusieurs perspectives de recherche et de gestion.

2 Etat de l'art

2.1 Dégradation des sols agricoles

À l'échelle mondiale, la dégradation des terres touche environ 30 % des surfaces agricoles pluviales et 50 % des terres irriguées, contribuant à l'abandon annuel d'environ 3,6 millions d'hectares de terres agricoles sur la période 1992 - 2020 (FAO, 2025). La dégradation des terres entraîne des répercussions sur la sécurité alimentaire, sur la productivité agricole et sur la stabilité socioéconomique.

2.1.1 Contamination des sols agricoles

Cette dégradation est liée à plusieurs facteurs qui peuvent être biophysiques ou anthropiques. Les activités humaines ont accéléré le processus de dégradation au cours de ces dernières décennies (FAO, 2021).

La présence de contaminants dans les sols est étroitement liée à sa dégradation. La FAO (2021) a recensé dix menaces mondiales qui mettent en péril la fourniture de services écosystémiques essentiels rendus par les sols. La pollution des sols a été identifiée comme l'une des menaces les plus préoccupantes pour la santé et le fonctionnement des sols, causée par plusieurs types de contaminants. La problématique des pesticides est la plus préoccupante avec 80 % des sols agricoles européens qui contiennent des résidus incluant des substances persistantes, l'excès d'azote et de phosphore lié à la fertilisation intensive qui provoque l'acidification des sols et l'eutrophisation des eaux. Les éléments traces métalliques non mobilisés, étant non dégradables, constituent également une contamination à long terme préoccupante. Tóth et al. (2016) ont conclu qu'environ 58 % des sols européens nécessitent une surveillance ou une évaluation plus approfondie en raison de teneurs en ETM inquiétantes, (FAO, 2021; Tóth et al., 2016). Cependant, l'enjeu majeur concerne également les sols considérés comme non problématiques faute de données disponibles ou d'investigations suffisantes. De nombreuses contaminations historiques, notamment dans les régions anciennement industrialisées, peuvent ainsi rester partiellement méconnues malgré leur persistance dans les horizons superficiels. En l'absence d'identification précise de ces contaminations, les usages agricoles et les pratiques de gestion des sols peuvent être maintenus sans précaution particulière, augmentant potentiellement les risques de transfert des contaminants vers les écosystèmes et la chaîne trophique.

2.1.2 Rôle des éléments traces métalliques dans les sols

Les ETM regroupent les métaux et métalloïdes présents à de très faibles teneurs dans la lithosphère (Hou et al., 2025). La définition de ces éléments repose toutefois sur des seuils de teneurs variables selon les disciplines scientifiques. En géochimie, un élément est considéré

comme « trace » lorsque sa teneur est inférieure à 0,1 % (soit $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) dans les milieux naturels (Adriano, 2001).

Certains, comme le zinc (Zn) ou le cuivre (Cu), jouent un rôle essentiel dans la croissance des plantes, bien que leur excès puisse devenir toxique (Cui et al., 2023). D'autres, tels que Pb, le cadmium (Cd) ou le mercure (Hg), n'ont pas de fonctions biologiques connues et entraînent souvent des effets toxiques à des teneurs courantes, étant ainsi considérés comme des polluants (Dar et al., 2019; He et al., 2005). Les ETM peuvent provenir de sources naturelles avec l'altération des roches mères ou les éruptions volcaniques mais ils peuvent également être d'origine anthropique, liée aux activités industrielles, métallurgiques ou agricoles (Abdu et al., 2017; Shackira and Puthur, 2019).

Au fil du temps, de nombreux termes ont été utilisés comme synonymes tel que métaux lourds, métaux traces, micronutriments mais leur usage reste souvent imprécis (Ali and Khan, 2018; Pourret and Bollinger, 2017). Ces appellations varient selon les critères considérés, tels que les propriétés chimiques, la toxicité ou le rôle biologique des éléments, qu'ils soient essentiels ou non pour les organismes vivants. Dans ce document, le terme ETM est utilisé pour désigner les éléments présents en faibles quantités dans les environnements naturels ou perturbés, et susceptibles de présenter un risque pour les organismes lorsqu'ils dépassent un seuil de toxicité en fonction de leur disponibilité.

2.1.3 Le plomb : un élément trace métallique majeur

Parmi les ETM, Pb est défini comme un contaminant non essentiel (Adriano, 2001). Ses propriétés physico-chimiques, notamment sa faible température de fusion, sa malléabilité et sa durabilité en font un métal très exploité par l'humain depuis plus de 5 000 ans (Casas and Sordo, 2006; Mishra et al., 2025). Son utilisation s'est intensifiée dès l'Antiquité, atteignant environ $80\,000 \text{ t}\cdot\text{an}^{-1}$ sous l'Empire romain via les activités de fonderie, avant de connaître une augmentation majeure au XX^e siècle. Cette intensification n'a jamais cessé de croître, aujourd'hui l'introduction des essences plombées a augmenté la production annuelle à près de $10^6 \text{ t}\cdot\text{an}^{-1}$ (Adriano, 2001; Komárek et al., 2008). Ainsi la production mondiale cumulée de Pb depuis l'Antiquité est d'environ 300 Mt (Reimann et al., 2012).

Situation du plomb en Europe

L'étude LUCAS (Land Use/Cover Area frame statistical Survey), une initiative de la Commission européenne menée par l'office statistique européenne (EUROSTAT), constitue la plus vaste base de données en Europe couvrant environ 20 000 sites entre 2009 et 2012 (Orgiazzi et al., 2018; Tóth et al., 2016). Une différence nette entre l'Europe du Nord et du Sud est observée avec des teneurs en Pb relativement faibles au Nord (Figure 2.1). La distribution du Pb dans les sols agricoles européens est principalement dictée par la lithologie et le climat, avec cette séparation entre le Nord et le Sud qui suit la limite de la dernière glaciation (*cf.* Annexes : Figure 9.1). Les sols du Nord, plus jeunes et moins altérés, présentent des teneurs plus faibles (médiane de $9,45 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ pour la Suède, la Finlande, le Danemark, la Lituanie, la Lettonie et

l'Estonie), tandis que les sols du reste de l'Europe, plus anciens et plus fins, sont naturellement deux fois plus riches en Pb (médiane de $15,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

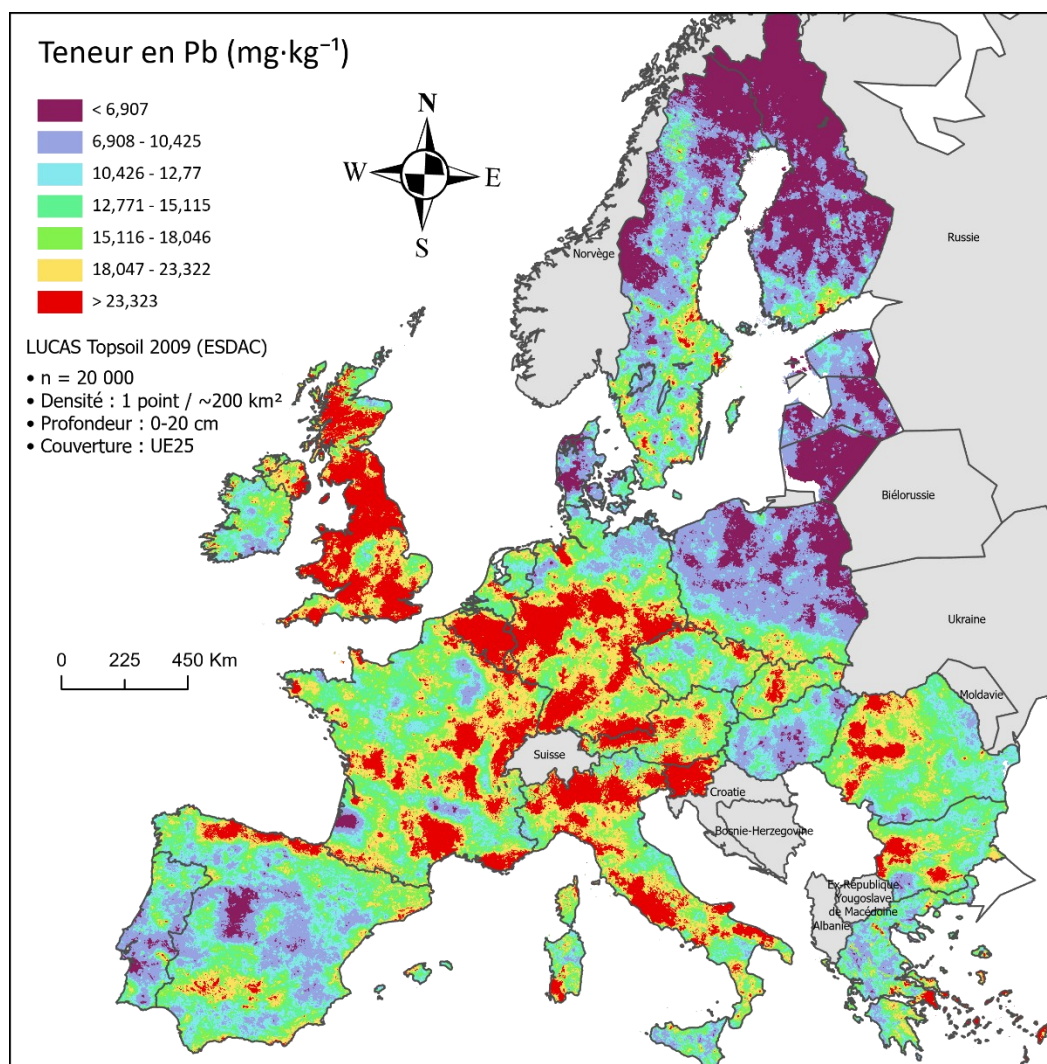


Figure 2.1 : Distribution des teneurs en plomb dans les sols de surface à l'échelle européenne. Cartographie des teneurs en plomb dans les sols de surface européens, établie à partir de la base de données LUCAS Topsoil 2009 développée par l'European Soil Data Centre. Les concentrations sont classées en 7 classes de quantiles, correspondant à une répartition équivalente des données ($\sim 14 \%$ par classe), et centrées sur la médiane européenne ($14,23 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

La problématique du plomb à l'échelle locale

D'après Sterckeman et al. (2000), les 30 premiers centimètres de sols à proximité d'anciennes fonderies de Pb dans le Nord de la France ont des teneurs allant jusqu'à $4890 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, soit 340 fois plus élevées que la médiane européenne. En effet, Reimann et al. (2012) ont identifié 53 zones européennes présentant des anomalies locales en Pb dans les sols agricoles. Ces pics de teneurs indiquent donc une problématique locale.

Cette contamination est majoritairement liée aux activités anthropiques, en particulier aux émissions industrielles. Une corrélation directe entre la proximité des sites industriels et les teneurs en Pb élevée des sols est mise en avant par plusieurs études. Autour de la fonderie Metaleurop en France, les teneurs en Pb dépassent $1100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ à environ 800 m de l'usine,

contre environ $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ à 4,5 km (Franssens et al., 2004). De manière similaire, à Marseille, sur le site de l'Escalette, l'empreinte de la pollution industrielle a pu être détectée jusqu'à 7 km de distance, sous l'influence des vents dominants (Gelly et al., 2019).

Les activités métallurgiques constituent une source majeure d'émissions atmosphériques. Lors des retombées pyrométallurgiques, des particules fines enrichies en Pb sont émises par les cheminées, puis transportées par voie atmosphérique avant de se déposer sur les sols environnants. Ces retombées atmosphériques contaminent durablement les horizons de surface (Komárek et al., 2008). Ainsi, une teneur en Pb élevée dans les sols relève fortement d'une pollution locale, liée à l'implantation des activités industrielles et à la dispersion de leurs retombées atmosphériques.

2.1.4 Impacts du plomb

L'accumulation de Pb dans les sols représente une problématique environnementale majeure. En raison de sa toxicité élevée et de sa persistance dans l'environnement, le Pb présente des risques importants pour la santé humaine, les organismes du sol et les systèmes agricoles.

Impacts sanitaires du plomb

L'exposition à Pb, est reconnue comme hautement toxique (Byers et al., 2020; Simatupang et al., 2024). L'Organisation mondiale de la santé souligne qu'aucun niveau d'exposition à Pb n'est considéré comme sûr pour la santé. Selon l'Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME), plus de 1,5 million de décès dans le monde ont été attribués à Pb en 2021, principalement en raison de ses effets cardiovasculaires (World Health Organization, 2025). A titre de comparaison, la pollution de l'air est à l'origine de 8,1 millions de décès en 2021 constituant le deuxième facteur de risque dans le monde (Health Effects Institute, 2024)

Chez l'adulte, l'exposition à Pb est associée à une augmentation du risque d'hypertension et de maladies cardiovasculaires, ainsi qu'à des atteintes rénales, hépatiques, neurologiques et digestives. Elle peut également affecter la fonction reproductive et Pb est classé comme cancérogène potentiel (Meena et al., 2020; Simatupang et al., 2024). Cette exposition aurait entraîné la perte de plus de 33 millions d'années de vie ajustées sur l'incapacité, c'est-à-dire des années de vie perdues à la fois à cause de décès prématurés et d'incapacités ou maladies liées à Pb.

Le plomb peut pénétrer dans l'organisme par voie orale, cutanée ou respiratoire (Byers et al., 2020). Son ingestion orale est considérée comme la voie d'exposition la plus critique, en particulier chez les enfants. En effet, en raison de leur développement physiologique et de leur comportement exploratoire consistant à toucher et porter les objets à la bouche, les enfants absorbent par cette voie 4 à 5 fois plus de Pb que les adultes (Simatupang et al., 2024).

Bien que l'eau potable puisse représenter 10 à 80 % de l'exposition totale en Pb chez l'enfant (Stanek et al., 2020), et jusqu'à 96 % chez les nourrissons dans des situations critiques, notamment en présence de conduites en Pb non protégées par un traitement anticorrosion, l'alimentation constitue généralement la principale source d'exposition chronique à Pb (Byers

et al., 2020). En conditions standards de contrôle, l'alimentation contribue en effet à environ 49 % de la charge corporelle quotidienne en Pb, contre 41 % pour l'eau (Byers et al., 2020). Cela s'explique notamment par la consommation d'aliments issus de sols urbains contaminés, en particulier les légumes racines, dont les teneurs moyennes en Pb atteignent $11,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, étant environ 40 fois plus élevées que les normes internationales de sécurité fixées par la Commission européenne (2023).

Impacts environnementaux et agronomiques

Le plomb interfère avec les communautés biologiques du sol telles que les vers de terre, les bactéries, les champignons, les protozoaires et les arthropodes, en réduisant leur abondance et leur activité enzymatique (Gupta et al., 2024; Meena et al., 2020). Ces organismes jouent un rôle clé dans le maintien de la fertilité des sols, notamment par la décomposition de la MO et le recyclage des nutriments. Une fois absorbé par les plantes, Pb affecte leur développement, en ralentissant la germination, la croissance racinaire et la photosynthèse et entraîne une diminution des rendements agricoles, estimée entre 15 et 25 % (Meena et al., 2020; Sharma and Dubey, 2005).

Le plomb perturbe directement les processus cellulaires et enzymatiques des micro-organismes du sol en se liant aux groupes fonctionnels enzymatiques, en particulier aux groupes sulfhydryles, ce qui entraîne une inhibition de leur activité métabolique (Yang et al., 2006). Cette toxicité se traduit par une diminution de l'activité d'enzymes clés, impactant les cycles biogéochimiques majeurs.

Les excès de Pb dans les sols ne constituent pas uniquement un enjeu de contamination alimentaire, mais affectent également le fonctionnement des écosystèmes et la durabilité des systèmes agricoles. Il apparaît donc essentiel de comprendre les mécanismes permettant de limiter ses effets et de mettre en place des stratégies adaptées pour remédier à cette pollution des sols.

2.2 Le plomb dans le système sol-plante

Le plomb pénètre dans les sols selon deux voies principales : une origine anthropique et une origine lithogénique (Figure 2.2). La première est directement liée aux activités humaines et concerne principalement les apports en surface via les retombées atmosphériques issues des sites industriels ainsi que les résidus historiques tels que l'utilisation de l'essence plombée. Ces apports exogènes se concentrent majoritairement dans les horizons superficiels, en raison de la faible mobilité verticale de Pb. L'étude d'un sol situé près d'une usine de recyclage de Pb active depuis 1967 montre que le Pb anthropique a migré jusqu'à 60 cm de profondeur en 40 ans, soit une vitesse estimée de $1,5 \text{ cm}\cdot\text{an}^{-1}$ (Cecchi et al., 2008).

Avant même leur dépôt au sol, le Pb peut également être partiellement intercepté par les végétaux via une absorption foliaire à travers les stomates ou la cuticule (Gupta et al., 2024; Rahman et al., 2024). La seconde voie correspond à une source endogène, liée à l'altération de

la roche mère, qui libère progressivement le Pb naturellement présent dans la croûte terrestre vers les horizons profonds du sol (Fischer et al., 2014).

Une fois introduit dans le système édaphique, le comportement de Pb est fortement contrôlé par sa spéciation. Dans la majorité des cas, il présente une forte affinité pour la phase solide du sol (Li et al., 2020), toutefois une fraction plus limitée demeure disponible et peut être absorbée par les racines. Seule une fraction marginale est transloquée vers les parties aériennes, pouvant alors être transférée à la chaîne trophique ou exportée lors de la récolte (Rahman et al., 2024; Sharma and Dubey, 2005).

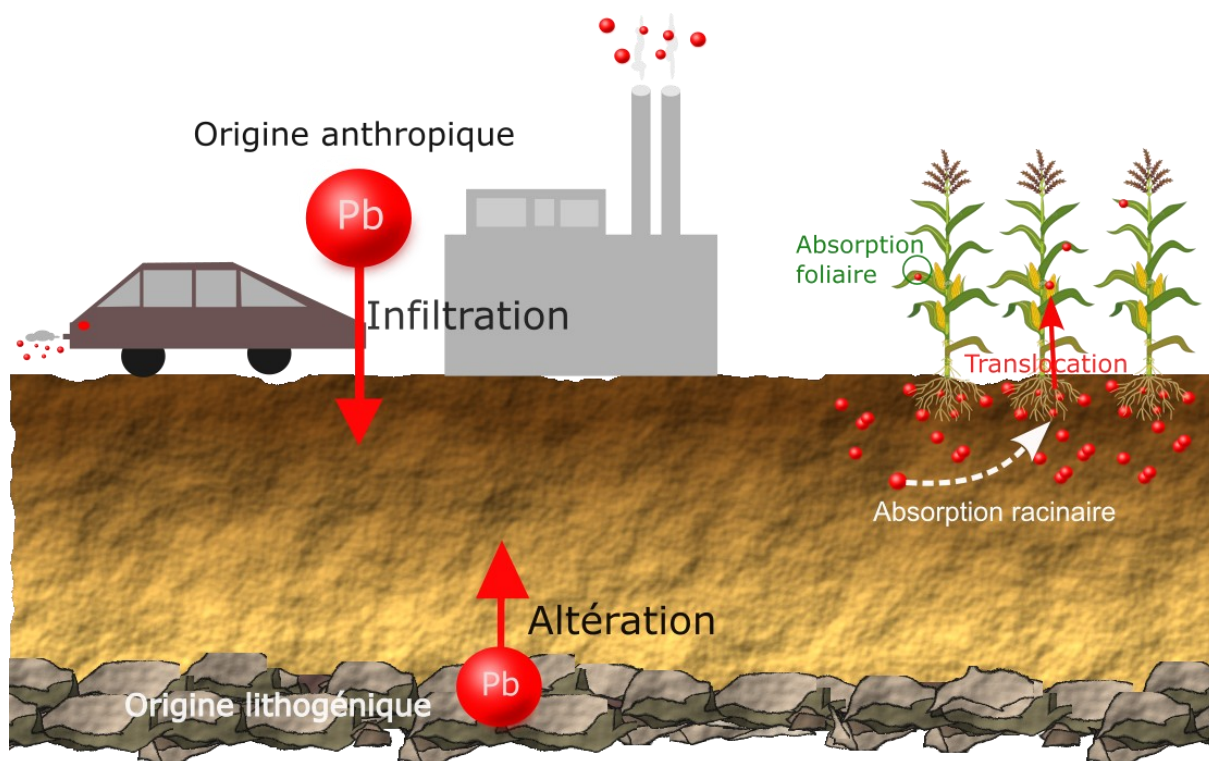


Figure 2.2 : Sources et voies de transfert du plomb dans le système sol-plante. Schéma illustrant les principales sources de plomb dans les sols, incluant les apports d'origine anthropique par infiltration et les contributions lithogéniques issues de l'altération du matériau parental. Le transfert du Pb vers les cultures agricoles s'effectue soit par absorption racinaire suivie de translocation vers les parties aériennes, soit par dépôt et absorption directe via les organes aériens.

2.2.1 Dynamique du plomb dans les sols et sa disponibilité

L'absorption racinaire de Pb par les plantes dépend de sa biodisponibilité dans le sol, elle-même contrôlée par les formes physico-chimiques sous lesquelles le métal est présent. En effet, Pb peut être lié à des phases minérales ou organiques selon des interactions de stabilité variable. Ainsi, la mobilité et l'accessibilité de Pb pour les plantes reposent sur un équilibre dynamique entre ces différentes formes. Comprendre ces mécanismes est donc essentiel afin d'identifier les processus favorisant soit l'immobilisation de Pb, soit sa mobilisation et son absorption par les végétaux.

Le classement de stabilité de Pb dans le sol est dicté par sa spéciation, les formes les plus stables étant celles incorporées au sein de réseaux cristallins silicatés ou de précipités de phosphates

très peu solubles comme la pyromorphite (Figure 2.3) (Kosakivska et al., 2021; Zeng et al., 2017). Ces liaisons sont qualifiées de « précipitations stables » car elles sont très peu influencées par les variations physico-chimiques du milieu environnant. À l'inverse, bien que les carbonates immobilisent une part de Pb anthropique dans les sols calcaires, cette forme est plus précaire car elle est fortement dépendante du pH ; une acidification, même légère, de la rhizosphère suffit à dissoudre ces minéraux et à remettre le métal en solution (Cecchi, 2008; Zeng et al., 2017).

En second plan se situent les réactions d'adsorption spécifique sur les oxydes de fer et de manganèse ainsi que sur la matière organique stable (MOS), composantes majeures de la réactivité des sols (Figure 2.3). Ces interactions mènent à la formation de complexes basés sur des liaisons covalentes, qui possèdent une stabilité bien supérieure aux simples liaisons électrostatiques dépendantes des échanges de charges de surface. De plus, le processus de co-précipitation avec les nanoparticules d'oxyhydroxydes de fer assure une séquestration plus efficace et permanente de Pb que l'adsorption de surface seule (Lu et al., 2011).

Enfin, les liaisons les plus mobiles et dangereuses pour l'environnement concernent les fractions hydrosolubles et échangeables (Figure 2.3). Dans ce compartiment, le Pb peut se lier à la matière organique dissoute (MOD) pour former des complexes organométalliques solubles (Li et al., 2013). Cette fraction mobile agit comme un vecteur de transport qui augmente la phytodisponibilité du métal et facilite sa migration vers les eaux souterraines ou la chaîne alimentaire.

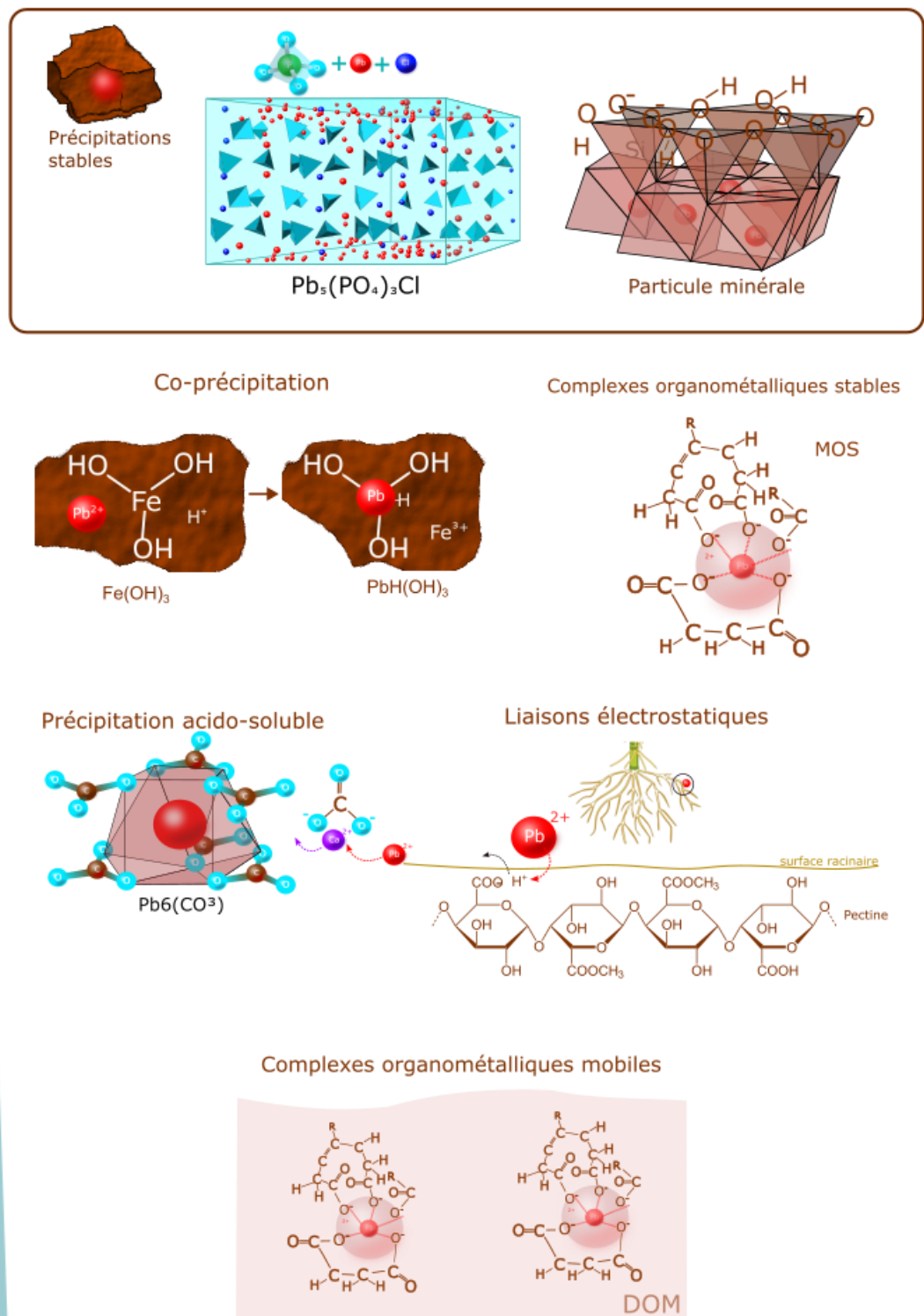


Figure 2.3 : Schéma des principaux modes de fixation du plomb dans les sols, classés selon un gradient de stabilité et de biodisponibilité. Les formes les plus stables (faiblement biodisponibles) incluent les précipités, la co-précipitation avec les oxydes de fer, l'incorporation dans les minéraux et les complexes organo-minéraux. Les formes intermédiaires correspondent à des liaisons réversibles (précipités acido-solubles, interactions électrostatiques). Les formes les plus mobiles sont associées à la matière organique dissoute (DOM), favorisant le transport et la biodisponibilité du Pb.

2.2.2 Absorption du plomb par la plante

Les racines constituent la principale voie d'entrée de Pb dans les plantes. Il peut y pénétrer via trois voies principales qui sont la voie apoplastique, la voie symplastique ou encore la voie transmembranaire (Figure 2.4).

Il pénètre d'abord par la voie apoplastique, qui permet de diffuser passivement à travers les parois cellulaires et les espaces intercellulaires (apoplaste) des tissus racinaires. La bande de Caspary, située dans l'endoderme des racines (Figure 2.4), agit comme une barrière physique imperméable composée de subérine qui bloque la circulation passive de Pb dans l'apoplaste. En effet, 95 % de Pb restera généralement bloqué au niveau de cette barrière. Pour la franchir, Pb doit transiter vers l'intérieur de la cellule en traversant la membrane plasmique, c'est ce qu'on dénomme la voie symplastique. Il n'y a donc qu'une faible fraction, estimée à environ 5 %, qui est capable de franchir cette barrière et d'entrer dans les cellules par la voie symplastique (Gupta et al., 2024; Taiz et al., 2015).

La voie transmembranaire permet de transiter entre les voies apoplastique et symplastique. La plante ne disposant pas de transporteurs spécifiques pour le Pb, celui-ci pénètre dans les cellules par mimétisme ionique, en empruntant des canaux normalement dédiés à des cations essentiels, notamment les canaux calciques, en raison de la similarité de leur rayon ionique. Le plomb peut également être transporté dans le cytosol par des protéines membranaires appartenant aux familles ZIP (Zinc-Iron Permease) et NRAMP (Natural Resistance-Associated Macrophage Protein). Ces protéines sont impliquées dans le transport des cations métalliques essentiels tels que Zn^{2+} , Fe^{2+} ou encore Mn^{2+} auxquels Pb^{2+} viendra se substituer (Ajeesh Krishna et al., 2020; Gupta et al., 2024; Rahman et al., 2024).

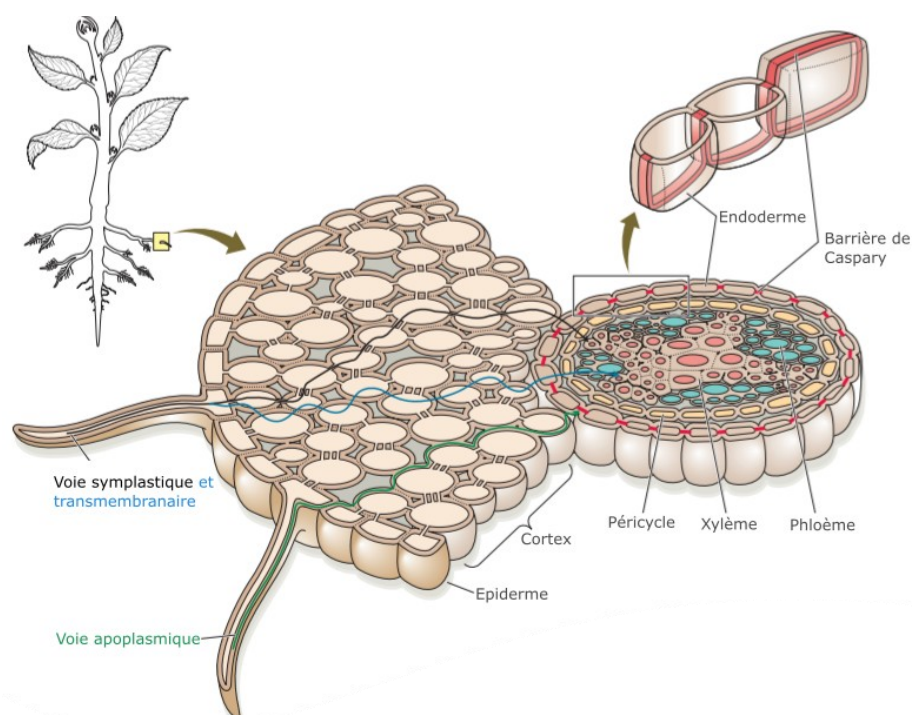


Figure 2.4 : Coupe transversale de racine illustrant les principales voies d'absorption du plomb, incluant les voies apoplastique et symplastique (Adapté de Taiz et al. 2015))

Une fois que Pb a réussi à pénétrer dans l'endoderme, il va alors être transporté par la sève brute de la plante, via le xylème qui constitue la voie verticale principale (Gupta et al., 2024; Rahman et al., 2024) (Figure 2.5). Il y sera chélaté par différents acides organiques ou des acides aminés via des liaisons carboxyliques (Cecchi, 2008; Kosakivska et al., 2021). La transpiration constitue le moteur physique des flux de sève brute : l'évaporation de l'eau à travers les stomates génère une pression négative qui tire la colonne d'eau vers le haut via les vaisseaux du xylème (Clark et al., 2018). Le plomb chélaté suit alors le flux transpiratoire et est ainsi transporté jusque dans les parties aériennes et comestibles de la plante telles que les feuilles ou les tiges. Le plomb peut parfois être chargé dans le phloème, ce qui permet une distribution systémique vers les organes qui transpirent peu, tels que les fruits, les graines ou les racines en croissance (Clark et al., 2018).

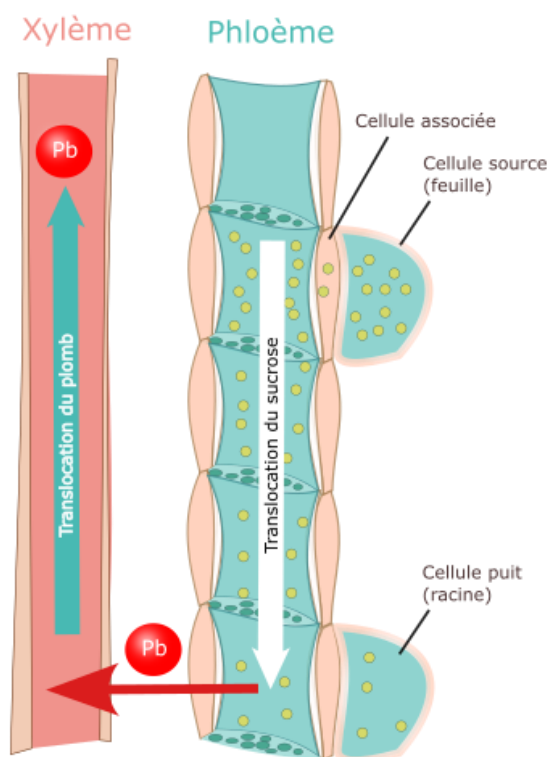


Figure 2.5 : Voies de translocation du plomb dans le xylème et le phloème (Adapté de Clark et al. (2018)).

2.2.3 Stratégies d'exclusion du plomb par la plante

Bien que Pb puisse être transporté vers les parties aériennes via les tissus conducteurs, il est majoritairement retenu dans les racines, où s'accumule généralement plus de 95 % du métal absorbé (Rahman et al., 2024). Cette rétention stratégique dépend de la stabilité des liaisons chimiques formées au cours de son parcours : la nature de ces réactions détermine si Pb restera immobilisé dans des compartiments sécurisés ou s'il sera mobilisé vers les parties récoltables, contaminant ainsi la chaîne alimentaire.

La première ligne de défense se situe dans l'apoplaste. Au niveau de l'épiderme, le mucilage racinaire, riche en polysaccharides et en acides uroniques, fixe les ions Pb^{2+} (Figure 2.6)

(Kosakivska et al., 2021; Shackira and Puthur, 2019). Une fois que Pb atteint les parois cellulaires, les pectines présentes dans l'épiderme et dans le cortex vont permettre un nouveau piégeage plus stable (Figure 2.6). Le plomb peut se substituer au calcium et former des structures stables, telle la structure « boîte à œuf » contribuant à une adsorption massive au niveau des parois (Kosakivska et al., 2021; Rahman et al., 2024).

Lorsque Pb pénètre dans la voie symplastique, il peut être pris en charge par des mécanismes de détoxification intracellulaire encore plus stables. Il est chélaté par des phytochélatines qui sont des peptides riches en groupements thiols, formant des complexes stables et peu réactifs (Schat et al., 2002). Ces complexes sont ensuite transportés vers la vacuole, où ils sont stockés de manière sécurisée, limitant ainsi leur interaction avec le métabolisme cellulaire (Figure 2.6) (Cecchi et al., 2008; Fischer et al., 2014; Rahman et al., 2024).

Malgré ces différentes barrières, une partie résiduelle de Pb peut atteindre l'endoderme où il sera chélaté par des acides organiques ou des acides aminés dans le xylème et sera ainsi rendu mobile (Figure 2.6) (Kosakivska et al., 2021).

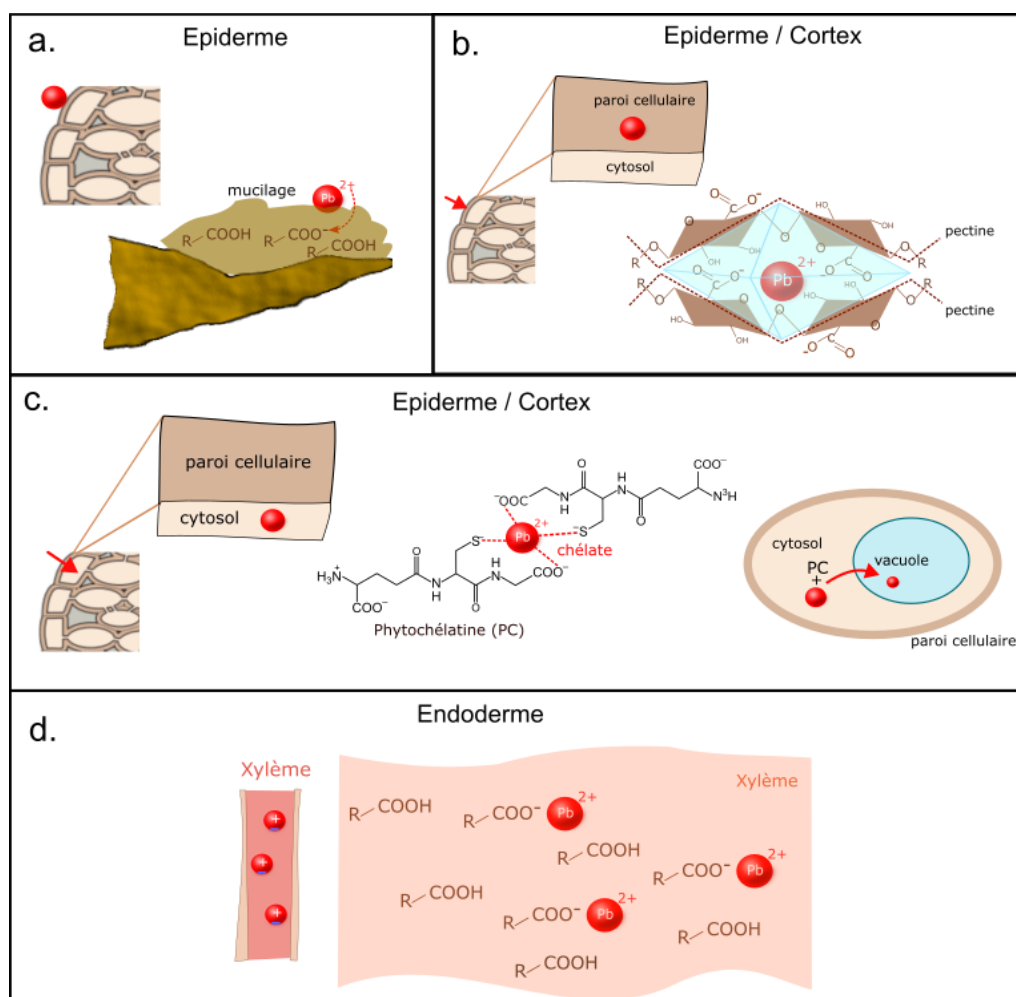


Figure 2.6 : Mécanismes d'exclusion et de détoxification du plomb chez les plantes. **a.** Adsorption du Pb^{2+} à la surface de l'épiderme par le mucilage et les groupements carboxyles. **b.** Immobilisation du plomb dans la paroi cellulaire via les pectines au niveau de l'épiderme et du cortex. **c.** Chélation intracellulaire du Pb^{2+} par les phytochélatines (PC) et séquestration vacuolaire. **d.** Liaison électrostatique du plomb avec les acides organiques dans l'endoderme facilitant son transfert dans le xylème et vers les parties aériennes.

2.3 Gestion des sols contaminés

2.3.1 Stratégies de remédiation des sols contaminés

Maintenant que les mécanismes contrôlant la dynamique de Pb dans le système sol–plante sont établis, il apparaît que sa présence dans les productions agricoles résulte directement de sa biodisponibilité dans les sols. Cette compréhension met en évidence la nécessité d’agir à la source afin de réduire les risques de contamination des chaînes alimentaires.

Dans ce contexte, la gestion des sols contaminés constitue un enjeu très actuel, en particulier dans certaines régions fortement impactées par des apports anthropiques en ETM. Différentes stratégies de remédiation ont ainsi été développées afin de réduire la mobilité, la biodisponibilité ou la teneur totale en Pb dans les sols. Les sols contaminés peuvent être dépollués grâce à des procédés physiques, chimiques, ou biologiques visant soit à confiner les ETM, à les immobiliser, soit à les extraire du sol (Liu et al., 2018). Les types de remédiations sont divisés en trois catégories : les techniques *in situ*, sur site et hors site.

Dans le cas d’une remédiation *in situ* telle que le recouvrement, l’encapsulation ou la phytoremédiation (Liu et al., 2018), les opérations de dépollution sont réalisées directement sur le site contaminé, sans excavation des sols. À l’inverse, certaines techniques de remédiation comme la mise en décharge, la solidification ou la vitrification, exigent l’excavation des sols contaminés. Bien que ces approches permettent une réduction rapide de la contamination, elles impliquent le déplacement des masses de sol, la mobilisation d’équipements lourds et des transports supplémentaires, ce qui accroît les impacts environnementaux indirects et réduit leur durabilité.

Lorsque l’unité de traitement n’est pas implantée sur le site, les sols excavés doivent en outre être acheminés vers une installation spécialisée hors site, avant d’être éliminés ou réintégrés après traitement. Cette logique hors site offre un meilleur contrôle des conditions de traitement, mais elle s’accompagne de coûts plus élevés liés à l’excavation et au transport. L’excavation et la mise en décharge des sols contaminés sont ainsi particulièrement coûteuses, avec des estimations allant d’environ 78 à 129 €·m⁻², alors que la phytoremédiation constitue une alternative nettement plus économique, avec des coûts d’environ 9 à 18 €·m⁻² (Liu et al., 2018; Simard, 2018).

2.3.2 Les principes de la phytoremédiation

La phytoremédiation est une des techniques *in situ* les plus prometteuses pour dépolluer des sites de grande superficie présentant des contaminants dans les horizons superficiels (Liu et al., 2018). Elle consiste à extraire ou à rendre indisponible les polluants présents à l’aide de plantes (Salt et al., 1998). C’est une technique en plein essor depuis le dernier siècle, c’est pourquoi il est nécessaire d’acquérir une meilleure compréhension des mécanismes sous-jacents pour pouvoir décontaminer les sols adéquatement au type de polluant présent.

En plus d'être très peu coûteuse, elle est facilement acceptée socialement grâce à son esthétisme et elle peut améliorer les qualités biologiques du sol (Liu et al., 2018; McGrath and Zhao, 2003; Shackira and Puthur, 2019). Son principal frein réside dans la vitesse du processus, qui peut être très lent (Li et al., 2012; Liu et al., 2018). De plus, elle est limitée à accumuler les polluants en surface car elle se limite à l'envergure du système racinaire des plantes. La profondeur des racines est généralement de 50 cm pour les espèces herbacées telle que *Brassica juncea* et de 3 m pour les arbres tel que *Populus nigra* (Pilon-Smits, 2005; Yildirim and Kasim, 2018).

La phytoremédiation se divise en plusieurs catégories selon les mécanismes mis en jeu et le type de polluants ciblés. Dans le cadre de ce travail, l'accent est mis sur la remédiation d'ETM présent dans les sols. À ce titre, trois approches principales seront développées : la phytoextraction, la phytovolatilisation et la phytostabilisation (Figure 2.7).

En phytoextraction, les ETM sont extraits du sol grâce à des plantes hyperaccumulatrices telles que *B. juncea* (Sarwar et al., 2017) ou *Cortaderia hapalotricha* (Bech et al., 2016). Ces plantes sont capables de croître dans des environnements fortement contaminés sans présenter de symptômes phytotoxiques majeurs. Ces plantes peuvent accumuler dans leurs tissus récoltables des ETM tels que As, Cu, Cd, Mn, Ni, Pb, Se, Sb, et Zn permettant ainsi une extraction définitive du polluant hors du sol (Bhat et al., 2025).

Toutefois, cette stratégie présente plusieurs limites : les espèces phytoextractrices sont rares, environ 450 ont été identifiées comme étant capables d'accumuler des éléments métalliques (Bhat et al., 2025; Liu et al., 2018). La plupart ne s'adapte pas aisément à des conditions pédoclimatiques différentes de leur milieu d'origine, ce qui limite fortement leur utilisation à grande échelle. À cela s'ajoute qu'elles produisent pour la majorité un faible taux de biomasse. En effet, *Thlaspi caerulescens* a de très bonnes capacités à extraire plusieurs ETM dont le Cd et le Zn, mais ne produit que $6-8 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ de carbone sur un sol non contaminé (Robinson et al., 1998; Wójcik et al., 2005) ce qui réduit l'efficacité globale du processus (McGrath and Zhao, 2003).

La phytovolatilisation est principalement efficace pour des sols contaminés à Se, Hg ou As. Elle consiste en l'utilisation de plantes capables de transformer les polluants en molécules volatiles et en complexes, telle que *Astragalus racemosus* efficace pour Se (Liu et al., 2018), et ensuite de les libérer dans l'atmosphère à travers des surfaces telles que les feuilles. Contrairement à la phytoextraction, il n'est pas nécessaire de récolter et de disposer de la biomasse végétale chargée d'ETM. Mais le risque de cette solution est qu'une fois que les polluants sont volatilisés, ils restent dans la biosphère et peuvent retourner vers le sol, notamment par les précipitations (Song et al., 2022). Le suivi des éléments volatilisés est donc complexe, ce qui peut déplacer le problème sans y remédier.

Pour pallier ces problèmes, la phytostabilisation constitue une option pertinente. Cette technique repose sur l'utilisation de plantes capables de se développer dans des milieux fortement contaminés en ETM, telles que certaines graminées pérennes comme *Miscanthus giganteus* (Pavel et al., 2014). Les plantes phytostabilisatrices contribuent à immobiliser les

ETM dans la rhizosphère et les horizons superficiels du sol via différents mécanismes, notamment l'absorption racinaire, l'adsorption sur les parois cellulaires, les interactions rhizosphériques et l'accumulation de MO (Figure 2.6). À titre d'exemple, des mesures effectuées sur *Miscanthus giganteus* dans des sols pollués ont montré que, pour une teneur de Pb de $594 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans le sol, la plante séquestre majoritairement le métal dans ses rhizomes ($62,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), tout en limitant fortement son transfert vers les tiges récoltables, où la teneur n'excède pas $3,40 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Pavel et al., 2014).

En parallèle, les plantes phytostabilisatrices favorisent généralement un enrichissement progressif du sol en MO via l'apport de litière et la décomposition des résidus racinaires. Lors de cette décomposition, le Pb potentiellement relargué n'est généralement pas remis en circulation sous forme libre, mais tend à être rapidement réassocié aux composés organiques et aux fractions organo-minérales du sol (Al Souki et al., 2017). Cette dynamique favorise la formation de complexes stables limitant la mobilité et la biodisponibilité de Pb dans les horizons superficiels (Al Souki et al., 2017 ; Nsanganwimana et al., 2021). Ainsi, les ETM restent présents dans le sol, mais sous des formes moins mobiles et moins biodisponibles, réduisant leur transfert vers les organismes vivants (Shackira & Puthur, 2019).

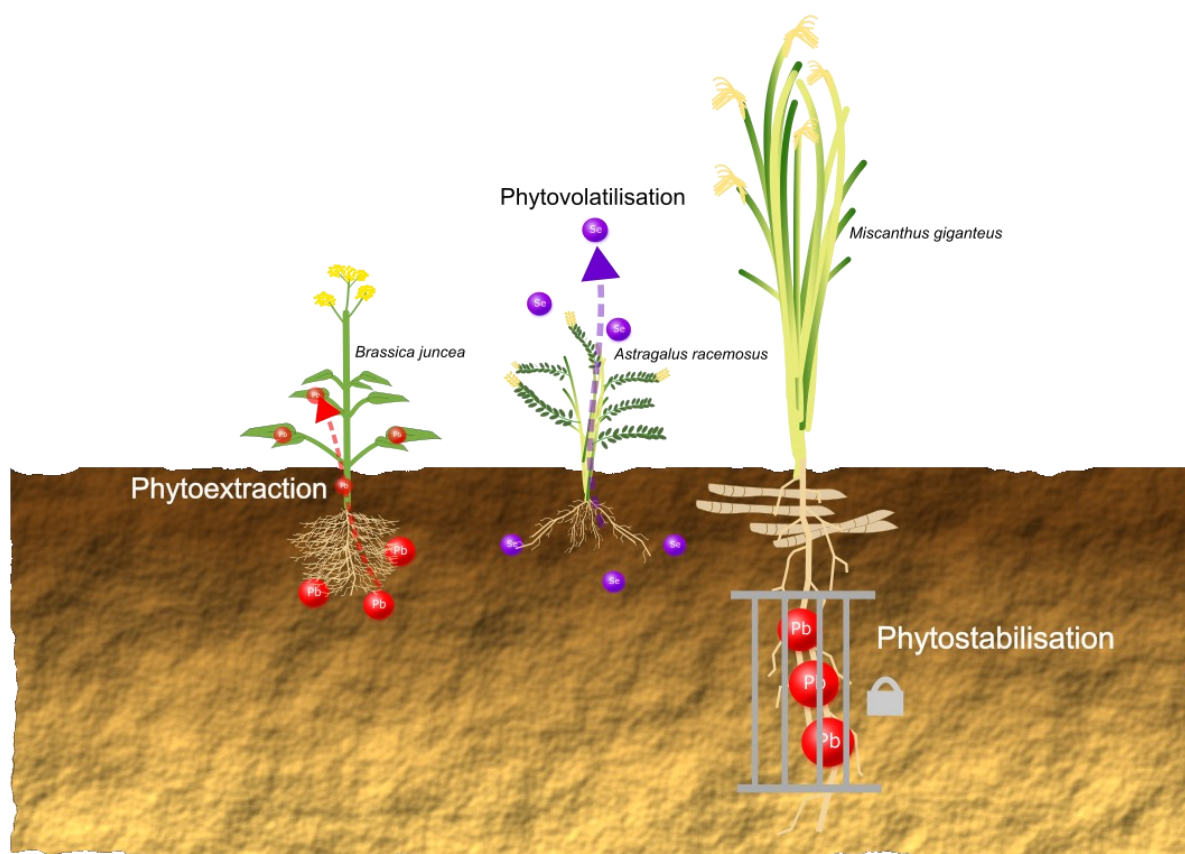


Figure 2.7 : Mécanismes de phytoremédiation appliqués aux milieux contaminés par des ETM. La phytoextraction est illustrée par *Brassica juncea*, capable d'absorber et d'accumuler le plomb (Pb) dans ses parties aériennes. La phytovolatilisation est représentée par *Astragalus racemosus*, qui transforme et relâche dans l'atmosphère le sélénium (Se) présent dans les sols. La phytostabilisation est illustrée par *Miscanthus giganteus*, qui limite la mobilité du plomb en le confinant principalement dans ses organes souterrains (racines et rhizomes), réduisant ainsi sa biodisponibilité.

2.3.3 Le miscanthus, une graminée pérenne utilisée en phytostabilisation

Le miscanthus est une plante non-invasive originaire d'Asie et des îles du Pacifique de la famille des Poacées et au métabolisme C4, largement utilisée pour le paillage horticole, comme combustible biomasse et pour la phytostabilisation assistée des sols pollués (Figure 2.8). Cette graminée est dite pérenne car elle possède un cycle de vie très long, allant de 15 à 20 ans (Al Souki et al., 2021; Chou, 2009; Pavel et al., 2014).

La culture du miscanthus ne requiert ni irrigation, ni herbicides grâce à son couvert végétal dense qui limite le développement des adventices après l'implantation (Al Souki et al., 2021; Chen et al., 2021). De plus, cette plante est peu sensible aux ravageurs et aux maladies, ce qui rend l'usage de fongicides et d'insecticides généralement inutile (Al Souki et al., 2021). Enfin, elle peut se développer sans apport de fertilisants (Chen et al., 2021).

Contrairement aux plantes dites extractrices, comme *Brassica juncea*, le miscanthus adopte une stratégie d'exclusion des ETM : il immobilise majoritairement Pb, Zn et Cd dans ses organes souterrains limitant ainsi leur transfert vers les parties aériennes (Nsanganwimana et al., 2015; Pavel et al., 2014). Cette stratégie d'exclusion est étroitement liée à une forte production de biomasse. Une culture de miscanthus peut générer jusqu'à $1,86 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ de biomasse sèche sur des sols contaminés (Pavel et al., 2014).

Le système racinaire du miscanthus peut atteindre des profondeurs supérieures à 90 cm, ce qui contribue à sa capacité à survivre et se développer dans des sols fortement contaminés, où la pollution reste concentrée dans les 20 premiers centimètres de surface (Sterckeman et al., 2000). Une profondeur racinaire joue également un rôle important dans l'amélioration de la structure du sol. En pénétrant au-delà de la couche superficielle labourée, le réseau racinaire favorise l'aération, l'infiltration de l'eau et la stabilité physique du sol, contribuant ainsi à la restauration fonctionnelle des sols dégradés (Bastia et al., 2023).



Figure 2.8 : Culture de *Miscanthus giganteus* aux fermes de l'UCLouvain : parcelle et épis. *Miscanthus giganteus* cultivés aux fermes universitaires de l'UCLouvain à des fins de paillage. Photographiés en avril 2026 (source : auteur). **a.** Parcelle de *M. giganteus*. **b.** Epis de *M. giganteus*.

2.4 Identification des sources de contamination

Dans la vie courante, il est relativement aisé de déterminer l'origine d'un individu grâce à son empreinte digitale, qui permet de retracer son identité. Bien que cela puisse sembler plus complexe pour un ETM comme Pb, certaines approches analytiques permettent aujourd'hui de lui attribuer une véritable « signature ». Ces signatures, propres aux différentes sources de Pb, ouvrent ainsi la voie à leur identification, et retracer l'origine de Pb émis est pertinent pour orienter les stratégies de gestion et agir à la source du problème.

2.4.1 La chimie du plomb

Une approche analytique permettant de retracer ces origines est l'analyse isotopique. En effet, certains éléments présentent différentes formes isotopiques.

Le plomb est défini par son numéro atomique $Z = 82$, ce qui signifie qu'il possède un nombre fixe de 82 protons. En revanche, son nombre de neutrons peut varier, donnant naissance à différents isotopes. Ces variations permettent de tracer les sources de Pb dans l'environnement.

Le plomb possède quatre isotopes stables : ^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb et ^{208}Pb (Figure 2.9). Leurs caractéristiques sont les suivantes (Cheema et al., 2020; Reimann et al., 2012):

- **^{204}Pb** : isotope stable non radiogénique, présent depuis la formation de la Terre et généralement considéré comme primordial. Son abondance est relativement faible et n'est pas issue de chaînes de désintégration radioactive.
- **^{206}Pb , ^{207}Pb et ^{208}Pb** : isotopes radiogéniques, produits finaux stables des chaînes de désintégration respectives de l'uranium (^{238}U et ^{235}U) et du thorium (^{232}Th).

Les différentes sources de Pb présentent des proportions isotopiques spécifiques, constituant ce que l'on appelle leur signature isotopique.

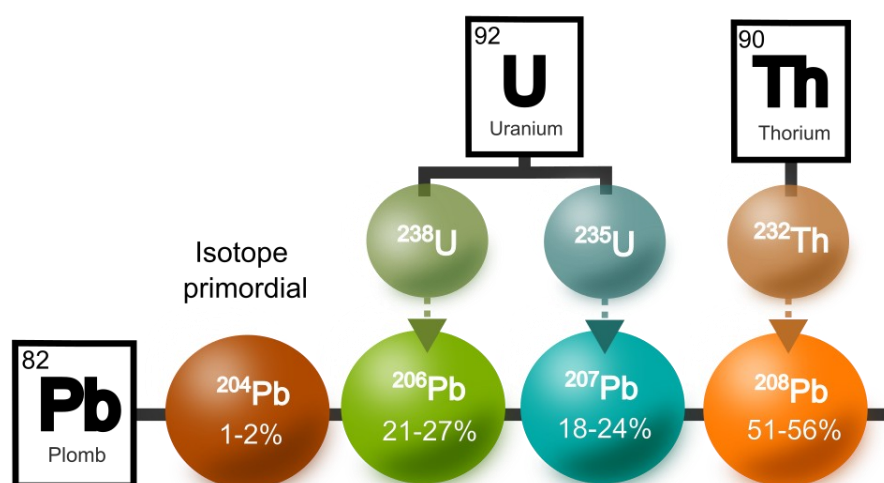


Figure 2.9 Origine des isotopes stables du plomb et abondance relative dans la croûte terrestre (%). Les flèches en pointillés indiquent les chaînes de désintégration radioactive menant aux différents isotopes du plomb (^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb), le ^{204}Pb se distingue en tant qu'isotope primordial.

2.4.2 Une empreinte isotopique unique

Lorsqu'un gisement de Pb se forme, les proportions de ses isotopes stables se figent au moment de sa mise en place. Cette répartition isotopique constitue ce que l'on appelle la signature isotopique du gisement (Novák et al., 2003). Au XX^e siècle en Europe, l'une des principales sources de Pb anthropique provenait de l'essence plombée (Novák et al., 2003). Une part importante de ce Pb était issue du gisement australien de Broken Hill, largement importé pour la fabrication des additifs carburants. D'origine précambrienne (environ 1,7 milliard d'années), ce gisement a été séparé très tôt de ses parents radioactifs, notamment U, au cours de l'histoire de la Terre. Cette séparation précoce explique ses rapports isotopiques particulièrement faibles : Reimann et al. (2012) indiquent un rapport $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ d'environ 1,04, nettement inférieur à celui d'autres grandes sources de Pb. À l'inverse, les gisements de la Mississippi Valley aux États-Unis, largement exploités sur le continent américain, sont fortement radiogéniques. Ils contiennent une proportion élevée de Pb issu de la désintégration radioactive de l'uranium, ce qui se traduit par des rapports $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ généralement compris entre 1,30 et 1,40 (Sangster et al., 2000).

2.4.3 Analyse isotopique

Cette méthode analytique consiste donc à analyser la quantité de chaque isotope de l'élément chimique que l'on cherche à retracer pour identifier son « empreinte isotopique ». Contrairement aux teneurs, les rapports isotopiques sont très peu affectés par les processus environnementaux comme le lessivage ou l'érosion et restent relativement stables lors du transfert de Pb dans l'environnement (Reimann et al., 2012). Ainsi, l'analyse des rapports isotopiques de Pb permet de discriminer l'origine des gisements et de retracer les sources de Pb présentes dans les environnements naturels ou anthropisés.

En Europe, les sols agricoles de surface (20 premiers centimètres) ont des signatures isotopiques assez variables (Tableau 2.1).

Tableau 2.1 : **Rapport isotopique des sols agricoles européens** (Reimann et al., 2012)

Rapport	Minimum	Médiane	Maximum
$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	1,116	1,202	1,727
$^{207}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$	0,287	0,403	0,417
$^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$	1,477	2,067	2,702

A l'échelle européenne, la variabilité des signatures isotopiques est fortement contrôlée par la géologie des sols. Les rapports $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ sont très élevés dans le nord du continent (Figure 2.10), pouvant atteindre 1,727, en lien avec le Bouclier fennoscandien, constitué de roches granitiques très anciennes et riches en uranium, dont la désintégration radioactive a produit naturellement du Pb radiogénique sur des milliards d'années. À l'inverse, l'Europe méridionale présente des rapports plus faibles, reflétant des formations géologiques plus jeunes. Toutefois, des anomalies nettes apparaissent à l'échelle locale, en particulier à proximité des zones industrielles et minières (Reimann et al., 2012).

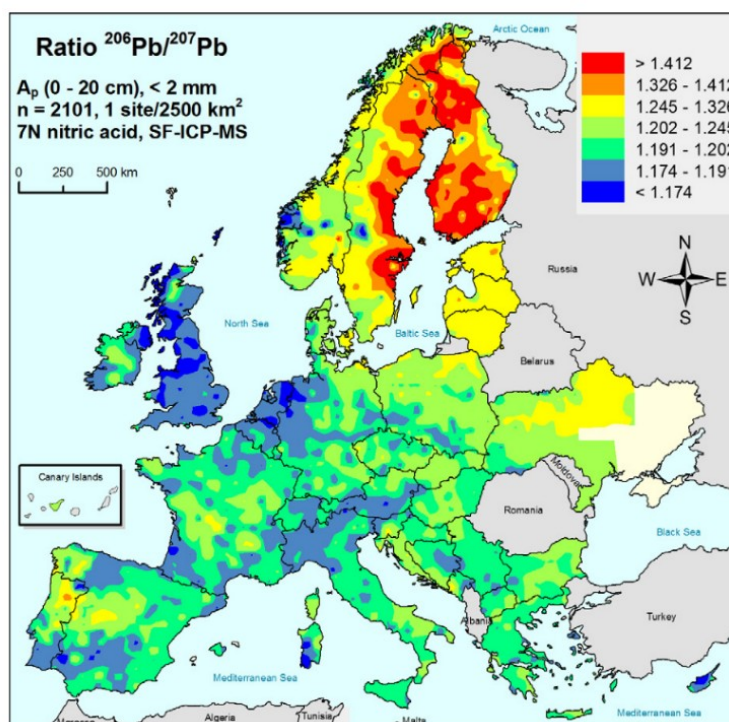


Figure 2.10 : Cartographie des rapports isotopiques $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ des sols agricoles. Carte des rapports isotopiques $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ des sols agricoles européens obtenus dans le cadre du projet GEMAS (Geochemical Mapping of Agricultural and Grazing Land Soil), une initiative de cartographie géochimique menée par EuroGeoSurvey (Reimann et al., 2012).

2.4.4 Contamination des sols par l'industrie

La contamination en Pb dans les sols est une problématique bien plus visible à l'échelle locale. Les activités industrielles, en particulier métallurgiques, sont souvent à l'origine de cette contamination, et l'étude des signatures isotopiques permet de l'identifier. En effet, les sources d'émissions en Pb possèdent des signatures isotopiques singulières (Figure 2.11 ; cf. Tableau 9.1), en comparant les rapports isotopiques mesurés dans les sols avec celles-ci, il est possible de déterminer si une source donnée contribue majoritairement à la contamination.

Le cas du complexe industriel de Metaleurop Nord illustre clairement l'intérêt de l'analyse isotopique pour l'identification des sources de contamination en Pb. Les émissions de la fonderie présentent des rapports $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ compris entre 1,13 et 1,14, tandis que les sols agricoles environnants montrent des valeurs très proches, indiquant une contamination d'origine pyrométallurgique (Franssens et al., 2004; Véron et al., 1999). Cette signature contraste nettement avec le fond géochimique naturel régional, caractérisé par des rapports plus élevés (1,19–1,21), ce qui confirme un apport anthropique significatif (Cloquet et al., 2006; Monna et al., 1997). À une échelle plus large, cette approche permet également de discriminer différentes sources de contamination, la signature de l'activité industrielle se distinguant de celles d'autres sources locales telles que l'essence plombée.

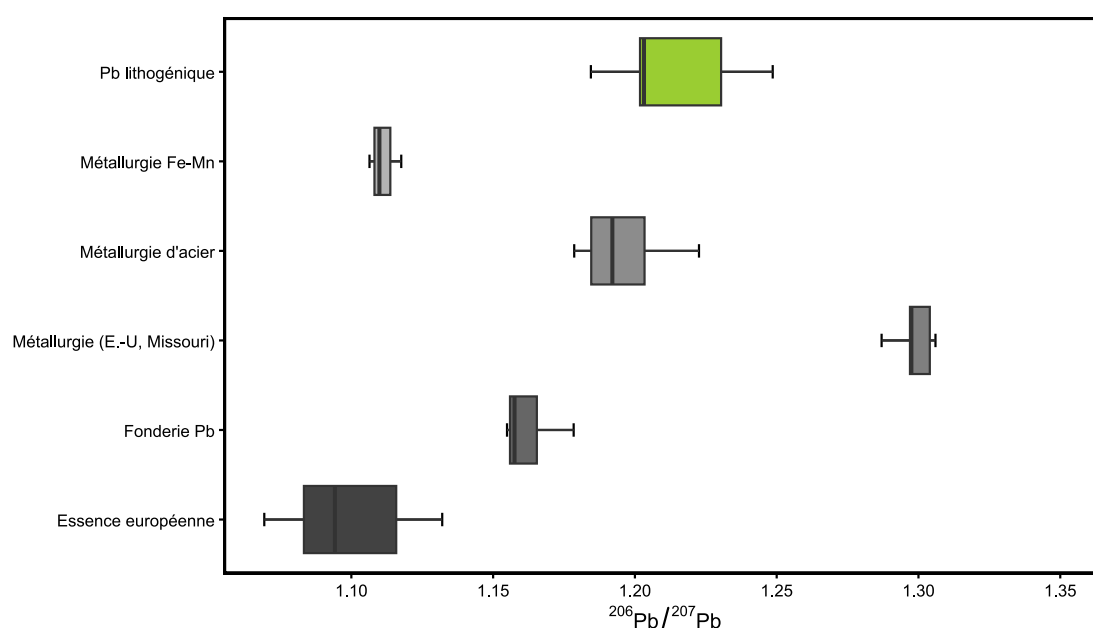


Figure 2.11 : Revue des signatures isotopiques du plomb dans différentes sources environnementales issues de la littérature. Revue des rapports isotopiques du plomb ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$) pour différentes sources environnementales compilée à partir de la littérature scientifique. Les données incluent des sources industrielles, automobiles, géologiques par Baron et al. (2005), Chiaradia & Cupelin (2000), Ettler et al. (2004), Monna et al. (1997, 2000), Petit et al. (2015), Rabinowitz (2005) et Véron et al. (1999). Les sources sont représentées en gris pour les signatures anthropiques et en vert pour les signatures lithogéniques.

2.4.5 Rôle du miscanthus dans la bioindication des sols contaminés

Dans le cadre de la phytostabilisation par le miscanthus, le comportement isotopique de Pb constitue un indicateur pertinent pour le suivi de la contamination des sols. Cette graminée pérenne est largement décrite dans la littérature comme une espèce exclueuse, capable de tolérer des teneurs élevées en Pb tout en limitant son transfert vers les parties aériennes (Nsanganwimana et al., 2021).

Plusieurs études montrent que le Pb incorporé par du miscanthus ne présente pas de fractionnement isotopique mesurable, la plante conservant ainsi une signature isotopique équivalente à celle de la fraction biodisponible du sol (Cheng and Hu, 2010; Reimann et al., 2008). Cette propriété en fait un bioindicateur robuste permettant de tracer les sources de

contamination. Toutefois, les avancées récentes en spectrométrie de masse de haute précision ont conduit à remettre en question cette hypothèse. Plusieurs études, dont celle de Wu et al. (2024) sur le maïs ou celle de Stegink et Rader (2024) sur la moutarde, ont mis en évidence des variations isotopiques entre le sol et les tissus végétaux, suggérant que certaines espèces pourraient induire un fractionnement de Pb. Ces observations indiquent que le comportement isotopique de Pb dans les systèmes biologiques pourrait être plus complexe qu'initialement considéré, et qu'un fractionnement isotopique ne peut désormais plus être totalement exclu.

3 Objectifs et démarche

Face à la contamination des sols agricoles par Pb, qui menace la sécurité alimentaire et la productivité agricole, il est essentiel d'évaluer les stratégies de remédiation disponibles. Parmi les ETM, le Pb constitue un contaminant particulièrement problématique. Dans ce contexte, la phytostabilisation apparaît comme une approche pertinente, visant à immobiliser durablement le Pb dans les sols.

L'objectif de ce mémoire est d'évaluer, à l'aide d'une approche isotopique, la capacité du miscanthus à stabiliser le Pb. Cette étude s'appuie sur un site agricole contaminé sur le long terme par des activités métallurgiques, illustrant les problématiques liées aux dépôts atmosphériques d'ETM. La mise en place d'une phytostabilisation par une culture de miscanthus depuis 2010 offre ainsi un cadre pertinent pour analyser l'évolution des sources de Pb encore présentes dans les sols.

3.1 Effets d'une culture de miscanthus sur le plomb dans le sol

Le premier objectif consiste à évaluer l'influence de la culture de miscanthus sur la distribution et l'origine de Pb dans les sols. Les teneurs en Pb sont d'abord analysées afin d'identifier un éventuel effet de la plante sur les stocks de Pb. En parallèle, les rapports isotopiques de Pb sont utilisés pour discriminer les différentes sources et suivre leur évolution.

Les teneurs en Pb et signatures isotopiques de Pb sont étudiées dans trois compartiments : le sol de surface avant (1) et après (2) la culture du miscanthus, et le sol profond (3) (Figure 3.1). Les sols de surface sont étudiés selon deux modalités : une zone cultivée en miscanthus (traitement) et une zone témoin.

Dans la zone de traitement, la comparaison entre les états « avant » et « après » culture permet d'évaluer l'effet de la phytostabilisation. La zone témoin sert de référence de l'évolution naturelle du sol, permettant de distinguer les effets de la phytostabilisation des processus pédogénétiques.

Le sol profond est considéré comme une référence géochimique, caractérisant la signature naturelle du site peu influencée par les apports anthropiques. Sa comparaison avec les horizons de surface permet d'estimer la contribution relative des sources naturelles et anthropiques de Pb.

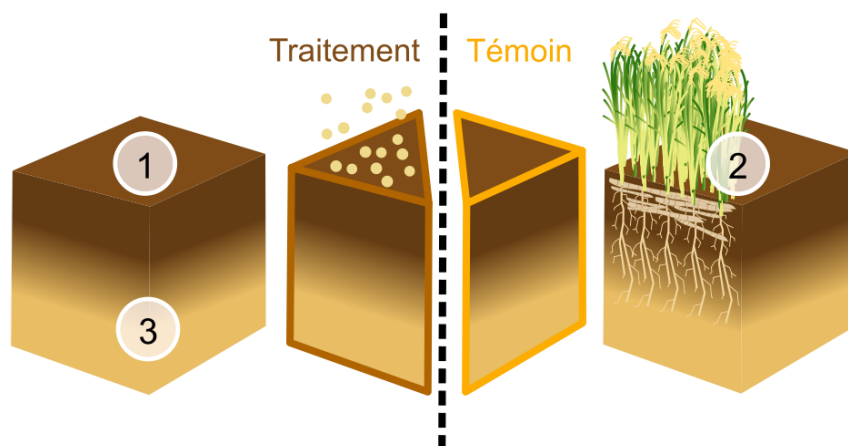


Figure 3.1 : Compartiments et modalités de la démarche pour étudier les effets d’une culture de miscanthus sur le plomb dans le sol.

3.2 Identification de l’origine du plomb présent dans le miscanthus

Afin de mieux comprendre le devenir de Pb dans le système sol–plante, un quatrième compartiment est étudié : le miscanthus. Celui-ci est subdivisé en différents organes (Figure 3.2), permettant d’analyser la distribution interne des signatures isotopiques.

3.2.1 Evaluation du fractionnement isotopique

Les différents organes du miscanthus sont analysés afin de mettre en évidence d’éventuels fractionnements isotopiques de Pb entre les compartiments souterrains et aériens. Cette approche vise à caractériser la distribution des signatures isotopiques au sein de la plante et à identifier d’éventuelles différences entre organes.

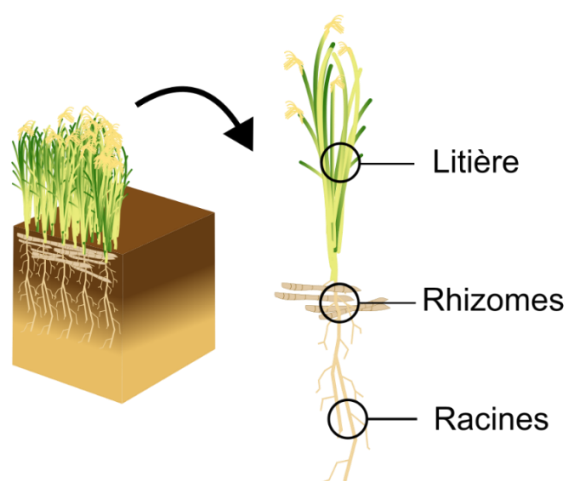


Figure 3.2 : **Organes analysés pour identifier les sources majeures de plomb au sein du miscanthus.** Les organes de miscanthus analysés pour étudier le fractionnement du plomb comprennent les organes souterrains (rhizomes et racines) et l’organe aérien (litière).

3.2.2 Disponibilité du plomb dans le système sol-plante

Les signatures isotopiques de Pb dans le miscanthus sont étudiées afin de les relier aux variations observées dans les sols après traitement. Dans la mesure où le miscanthus prélève la fraction biodisponible de Pb, sa signature isotopique permet d'accéder à celle de Pb effectivement mobilisable dans le sol et d'en inférer l'origine. Cette approche permet ainsi d'évaluer dans quelle mesure la plante influence la signature isotopique de Pb du sol, notamment à travers des processus de redistribution à l'interface sol-plante.

4 Matériel et méthodes

4.1 Site d'étude

Afin de répondre aux objectifs de ce travail, l'étude a été menée sur un site agricole contaminé à Pb situé dans le nord de la France. En effet, les sols de cette région présentent des contextes environnementaux marqués par des niveaux élevés de contamination liés aux anciennes activités métallurgiques

4.1.1 Contexte régional

Le site d'étude choisi se situe à proximité d'une ancienne zone industrielle nommée Metaleurop, principalement spécialisée dans la production de Pb et de Zn. Durant un siècle d'activité, la fonderie a émis d'importantes quantités d'ETM, dont Pb, dans l'environnement. À la suite de sa fermeture en 2003, ce secteur a été identifié comme l'un des plus fortement contaminés de France, ce qui constitue aujourd'hui un enjeu majeur pour la durabilité des usages agricoles locaux.

Implantée en 1894 dans la région du Nord-Pas-de-Calais, l'ancienne fonderie est localisée à proximité immédiate de la commune d'Évin-Malmaison, à la jonction des communes de Noyelles-Godault et de Courcelles-lès-Lens. L'ensemble des analyses réalisées dans cette étude porte sur la parcelle expérimentale MV, située à environ un kilomètre du site industriel (Figure 4.1).

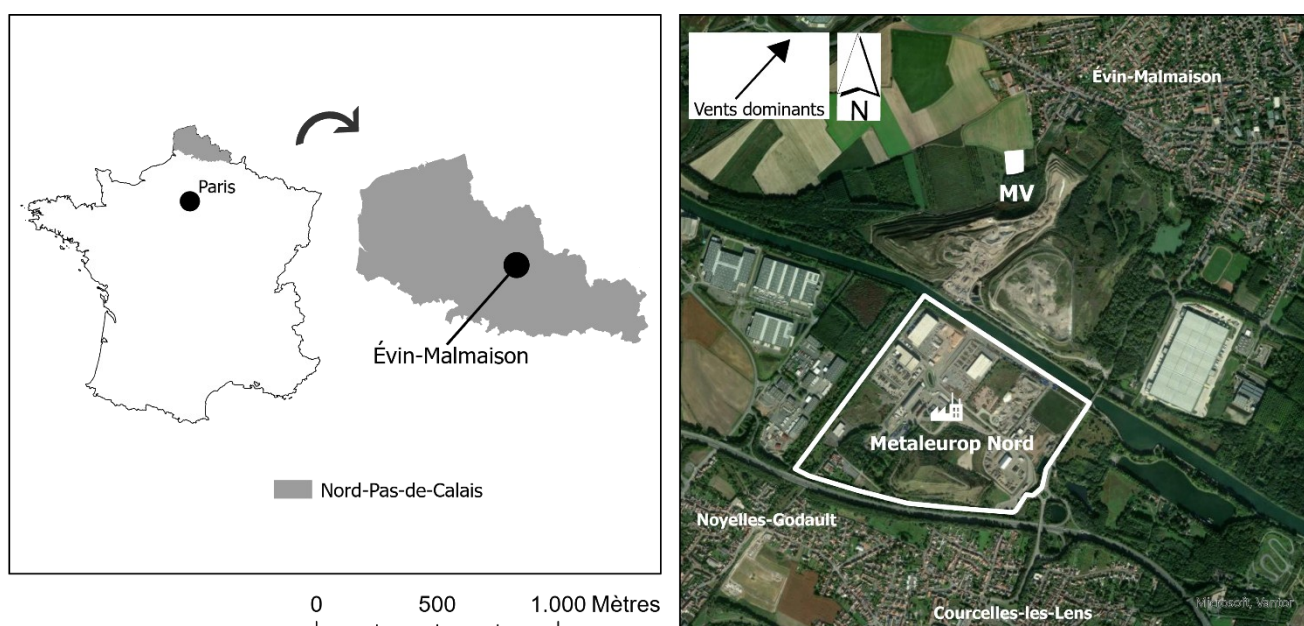


Figure 4.1 : **Carte de localisation du site d'étude.** Carte montrant la localisation géographique du site d'étude correspondant à la parcelle MV cultivée en miscanthus.

Les activités de production et de traitement de Pb ont généré d'importantes émissions atmosphériques, entraînant au fil des ans le dépôt de particules sur les sols voisins. La parcelle se situe dans une zone directement exposée aux retombées de poussières métalliques. Elle a été sélectionnée en raison de sa forte contamination, avec des teneurs en Pb comprises entre 501 et 1 000 mg·kg⁻¹ témoignant d'un impact majeur des dépôts atmosphériques liés à la proximité de la fonderie (Figure 4.2). L'influence des vents dominants de secteur Sud-Ouest a favorisé le transport et la sédimentation des particules métalliques en direction de cette parcelle (Figure 4.1).

Dans ce contexte, une plantation expérimentale de miscanthus a été établie en 2010 dans le cadre du projet *Phytener*, visant à évaluer la viabilité écologique et socio-économique du phytomanagement sur des sols agricoles contaminés par les ETM. Dans la continuité de ces travaux, le projet *MISTICC* étudie les effets de 15 années de culture sur le fonctionnement des sols, le stockage du carbone organique et la mobilité des ETM, afin d'évaluer la durabilité de cette stratégie de gestion.

Ce contexte environnemental justifie pleinement le choix de ce site pour l'évaluation des capacités de phytostabilisation du miscanthus et des perspectives de reconversion agricole.

Afin d'analyser les différentes modalités liées à la question de recherche, le site expérimental est divisé en deux zones. Une zone de traitement en miscanthus labourée au printemps 2023 (2 000 m²) qui est divisée en trois parcelles A, B, C et une zone témoin sans miscanthus (140 m²) qui reçoit les mêmes traitements culturaux.

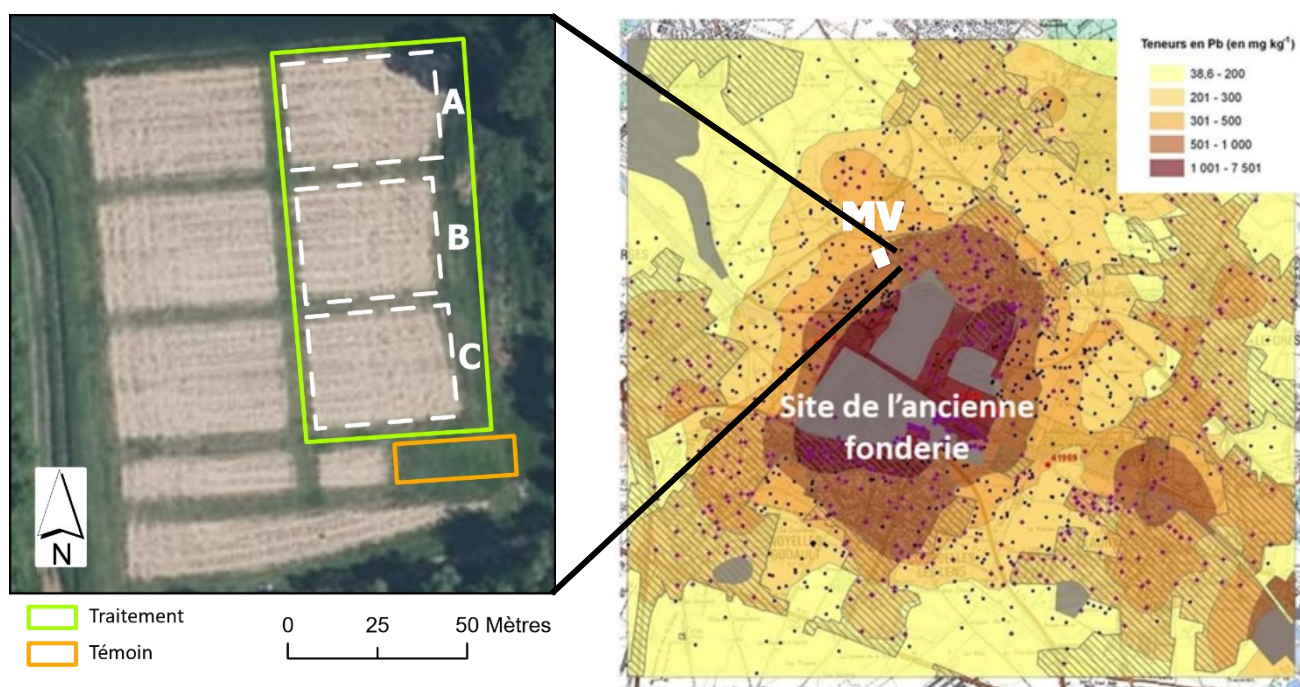


Figure 4.2 : Localisation et contamination en plomb de la parcelle d'étude. À gauche : carte de la parcelle présentant les deux modalités de l'étude, avec une zone cultivée en miscanthus (Traitement) et une zone sans miscanthus (Témoin). À droite : teneurs en plomb aux alentours de l'ancienne fonderie et visualisation de la contamination de la parcelle d'étude MV ; données extraites du rapport intermédiaire du projet MISTICC.

4.1.2 Contexte pédogéologique

La parcelle est caractérisée par un Brunisol rédoxique issu de lœss, sol évolué mais peu différencié, fréquent dans les plaines limoneuses. Il présente un horizon B brun, enrichi en argiles et en oxydes de fer ce qui favorise la rétention de Pb, ainsi qu'une texture limoneuse équilibrée. Le sol est également bathycarbonaté, indiquant la présence de calcaire en profondeur ce qui peut limiter la solubilité de Pb. Le sol est également moyennement hydromorphe, avec des alternances d'oxydation et de réduction liées aux excès d'eau temporaires, ce qui peut entraîner des alternances de mobilisation et remobilisation de Pb.

Moins de 1 % de Pb total est mobilisable, avec des valeurs comprises entre 0,6 et 0,8 % dans les parcelles de miscanthus après plus d'une décennie de culture. Cette faible disponibilité s'explique par la forte affinité de Pb pour les particules du sol. Même après perturbation du sol par labour, le Pb reste majoritairement immobilisé.

4.2 Echantillonnage

La totalité des échantillons analysés pour ce mémoire ont été prélevés par l'école d'ingénieur Lilloise JUNIA dans le cadre du projet MISTICC.

Pour les horizons de surface, le sol labouré a été prélevé à la tarière sur les 30 premiers centimètres pour chaque point GPS bien localisé. D'abord en 2010 avant la culture de miscanthus et en 2023 après celle-ci. La litière n'est pas comprise dans l'échantillonnage contrairement aux végétaux en voie de décomposition. Pour chaque modalité, un triplicat a été prélevé. Pour les horizons profonds, des fosses ont été creusées en 2010 et en 2011.

Les échantillons de miscanthus ont été collectés selon un protocole similaire selon les différentes parties de la plante : pour les parties aériennes, les tiges ont été coupées à environ 10 cm de leur base à chaque point d'échantillonnage. Les résidus de culture ont été prélevés après la récolte, en collectant la litière et les tiges présentes au sol. Enfin, les organes souterrains ont été récupérés après le labour de destruction, les rhizomes et racines remontés en surface ayant été ramassés manuellement.

Un total de 13 échantillons de sol a été prélevé pour analyse. En 2010, un triplicat d'échantillons de surface a été récolté dans les parcelles témoins non cultivées, notées Mis (-), ainsi que dans les parcelles de traitement cultivées en miscanthus, notées Mis (+). L'opération a été répétée en 2023 afin de comparer l'évolution des sols laissés à nu à celle des sols soumis à une phytostabilisation par miscanthus. Enfin, un échantillon profond (P) a été prélevé entre 95 et 120 cm afin de comparer les horizons de surface aux horizons profonds (Figure 4.3).

Le fractionnement de Pb dans le miscanthus est analysé afin de relier les transferts sol-plante aux variations potentielles des signatures isotopiques observées dans les sols après implantation du miscanthus. Pour cela, 9 échantillons de végétaux ont été prélevés respectivement dans les zones où les échantillons de sol ont été prélevés. Un triplicat par

organe a été échantillonné : la litière, les rhizomes et les racines de trois plants de miscanthus distincts (Figure 4.3).

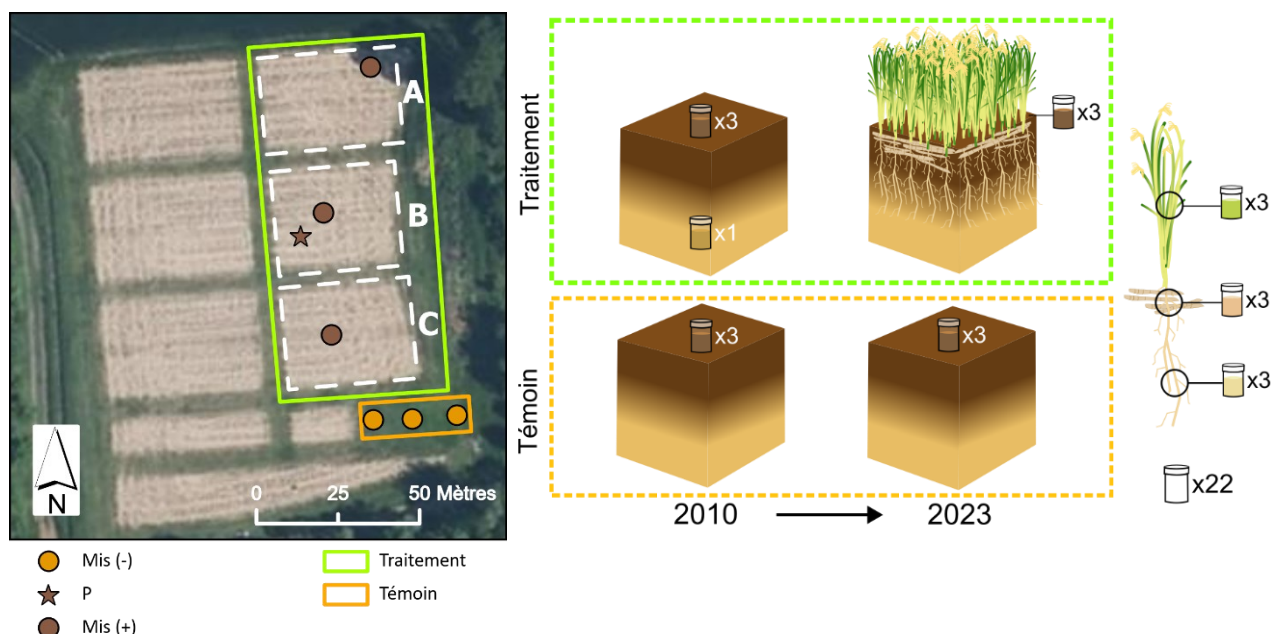


Figure 4.3 : Localisation des échantillons sur la parcelle MV et schéma des prélèvements réalisés dans les compartiments étudiés. À gauche, localisation des points d'échantillonnage sur la parcelle MV, distinguant la zone traitée en miscanthus et la zone témoin. À droite, schéma de la stratégie d'échantillonnage des sols et du miscanthus entre 2010 et 2023, incluant les prélèvements de sol de surface, de sol profond et d'organes de miscanthus.

4.3 Traitement et analyse des échantillons

Pour tous les échantillons de sol récoltés, les racines ont été retirées et les sols ont été séchés à température ambiante. Ils ont ensuite été passés au travers d'un tamis de 2 mm puis broyés.

Pour les échantillons végétaux, les feuilles ont été séparées des tiges, puis l'ensemble des parties végétales a été séché à 40 °C jusqu'à l'obtention d'une masse constante. Les feuilles ont ensuite été broyées finement à 250 µm à l'aide d'un broyeur à couteaux (GM200, Retsch), tandis que les tiges et les rhizomes ont fait l'objet d'un pré-broyage en copeaux grossiers avant de passer au broyeur ultracentrifuge (ZM200, Retsch). Les rhizomes et racines extraits du sol ont été lavés à l'eau du robinet à l'aide d'une brosse afin d'éliminer toute trace de sol, puis séchés. Malgré ces dispositions, il est possible que des particules de sols soient encore présentes dans les organes souterrains.

4.3.1 Analyses des teneurs en plomb

Les teneurs en Pb utilisées dans cette étude proviennent des analyses réalisées dans le cadre des projets *MISTICC* et *Phytener*. Pour les sols, les teneurs pseudo-totales ont été déterminées après digestion acide à l' HNO_3 (70 %) en milieu fermé sous pression (micro-ondes MARS X). Les teneurs en Pb ont ensuite été mesurées par spectroscopie d'absorption atomique (AAS). Les

teneurs dans les tissus végétaux ont été obtenues après séparation des organes, séchage, broyage fin et digestion acide à l' HNO_3 (70 %) en milieu fermé sous pression (Mars6, CEM®), puis analysées par AAS.

4.3.2 Analyse isotopique du plomb

L'analyse isotopique se déroule en quatre étapes : la calcination, la digestion acide, la purification par chromatographie sur colonne et enfin la mesure par le spectromètre de masse à Plasma Inductif Multi-Collecteur (MC-ICP-MS). La calcination a été réalisée dans la plateforme MOCA du *Earth and Life Institute* (UCLouvain, Louvain-la-Neuve, Belgique), les autres étapes ont quant à elles été menées par le *Laboratoire G-TIME* (ULB, Bruxelles, Belgique), spécialisé en géochimie et géophysique. Les différentes étapes sont décrites dans les sections qui suivent.

Calcination

Entre 0,5 et 1 g de chaque échantillon de sol ou de végétal broyé est d'abord placé dans un creuset. Les échantillons sont ensuite calcinés par chauffage au four (Carbolite ELF 11/14B Economy Chamber Furnace, Carbolite®) pendant au moins 14 heures, avec une montée en température progressive par paliers de 150 °C jusqu'à 800 °C afin d'éviter toute inflammation.

Digestion acide

Après l'étape de calcination, les résidus ont été soumis à une digestion acide en deux étapes afin de dissoudre l'entièreté de l'échantillon. Dans un premier temps, un mélange d'acides suprapurs HNO_3 et HF (3–4 mL chacun) a été ajouté aux échantillons et chauffé dans des réacteurs micro-ondes (190 °C, 40 min), puis la solution a été laissée au sec sur plaque chauffante (90 °C). Ensuite, 6 M HCl (environ 3–4 mL) a été ajouté afin de garantir une dissolution complète, l'objectif étant de maintenir le Pb en solution.

Purification par chromatographie

La purification de Pb a été réalisée par chromatographie en phase liquide sur résine AG1-X8, qui est un échangeur d'anions fortement basique grâce à ses groupements ammonium positifs (Shabbir and Rhee, 2015) (Figure 4.4). La séparation repose sur l'interaction entre une phase stationnaire (résine) et une phase mobile entraînée par gravité. La colonne, constituée d'un embout de pipette réutilisé, contenait 200 μL de résine (100–200 mesh), permettant des débits d'élution élevés tout en assurant un bon rendement de récupération.

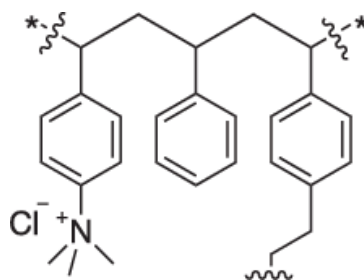


Figure 4.4 : Structure de la résine échangeuse d'ions AG1-X8 Bio-rad (Shabbir & Rhee, 2015)

La procédure chromatographique suit une séquence de nettoyage, préparation et conditionnement de la résine (H₂O, HBr 0,5 M, HCl 6 M), conformément au protocole présenté (Tableau 4.1). L'échantillon, dissous dans HBr 0,5 M, est ensuite chargé en deux fractions successives, favorisant la formation de complexes anioniques Pb–bromure retenus sur la résine. La matrice est éliminée par rinçages successifs à l'HBr 0,5 M. Le plomb est ensuite collecté par élution avec HCl 6 M, qui déstabilise les complexes Pb–bromure et permet sa récupération sous forme Pb²⁺ (Figure 4.5). Les fractions collectées sont évaporées à sec puis reprises dans HCl afin d'éliminer d'éventuelles traces organiques, avant une évaporation finale préalable aux analyses isotopiques.

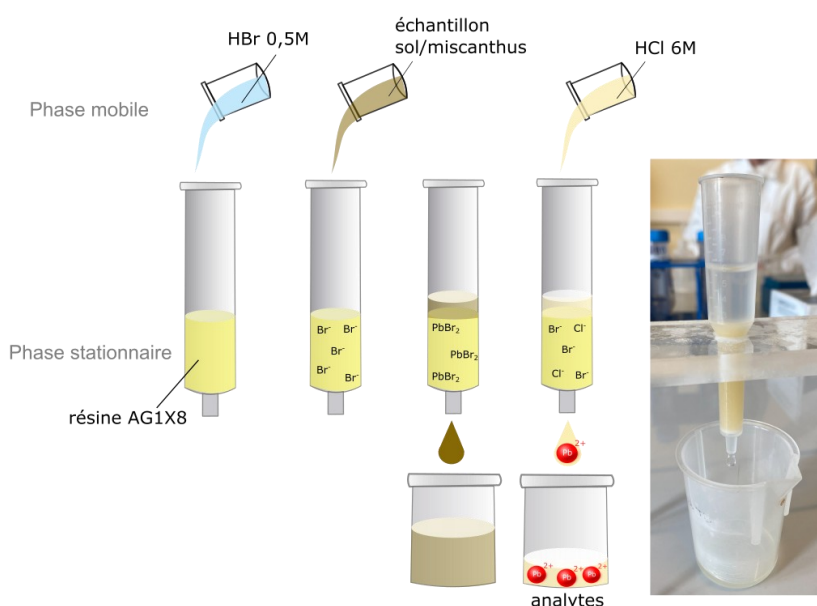


Figure 4.5 : Chromatographie sur résine échangeuse d'anions pour la séparation et l'élution du plomb par **complexation bromure**. La séparation repose sur l'interaction phase stationnaire/résine–phase mobile. Après conditionnement (H₂O, HBr 0,5 M, HCl 6 M), l'échantillon en HBr 0,5 M est chargé, les complexes Pb–bromure sont retenus, la matrice est éliminée par HBr 0,5 M, puis le plomb est élué avec HCl 6 M sous forme Pb²⁺.

Tableau 4.1 : Protocole de purification du plomb sur colonne chromatographique.

Etape	Eluant	Volume (mL)
Nettoyage	H ₂ O	1
Préparation	HBr 0,5M	1
Préparation	HCl 6M	1 + 1
Préparation	H ₂ O	1
Conditionnement	HBr 0,5M	1
Chargement	Echantillon	1 + 1
Rinçage	HBr 0,5M	1 + 1 + 1
Collecte Pb	HCl 6M	2 + 1 + 1

Nettoyage	HCl 6M	1 + 1
Nettoyage	H ₂ O	1

Spectromètre de masse : MC-ICP-MS

Après avoir isolé Pb, le but est d'identifier la proportion de chaque isotope présent dans l'analyte. L'isotopie de nos échantillons a été analysée par un spectromètre de masse à plasma à couplage inductif multi-collecteur (MC-ICP-MS, *nu Plasma II*®). C'est un instrument de pointe conçu pour mesurer les compositions isotopiques avec une précision extrême. Il combine deux technologies : la haute efficacité d'ionisation de la technologie « ICP » et la précision de détection d'un système multi-collecteur. Dans le cadre de nos analyses, c'est le *nu Plasma II*® qui a été utilisé.

L'échantillon, sous forme de solution aqueuse purifiée, est nébulisé en aérosol puis introduit dans le plasma, où il subit déshydratation, vaporisation et ionisation. Les ions produits sont ensuite transférés via une interface composée de cônes, puis focalisés en faisceau ionique par des lentilles. Ce faisceau est séparé selon le rapport masse/charge (m/z) dans un analyseur magnétique, puis mesuré simultanément par plusieurs détecteurs, permettant de déterminer la composition isotopique (Figure 4.6 ; W. Li et al., 2019)

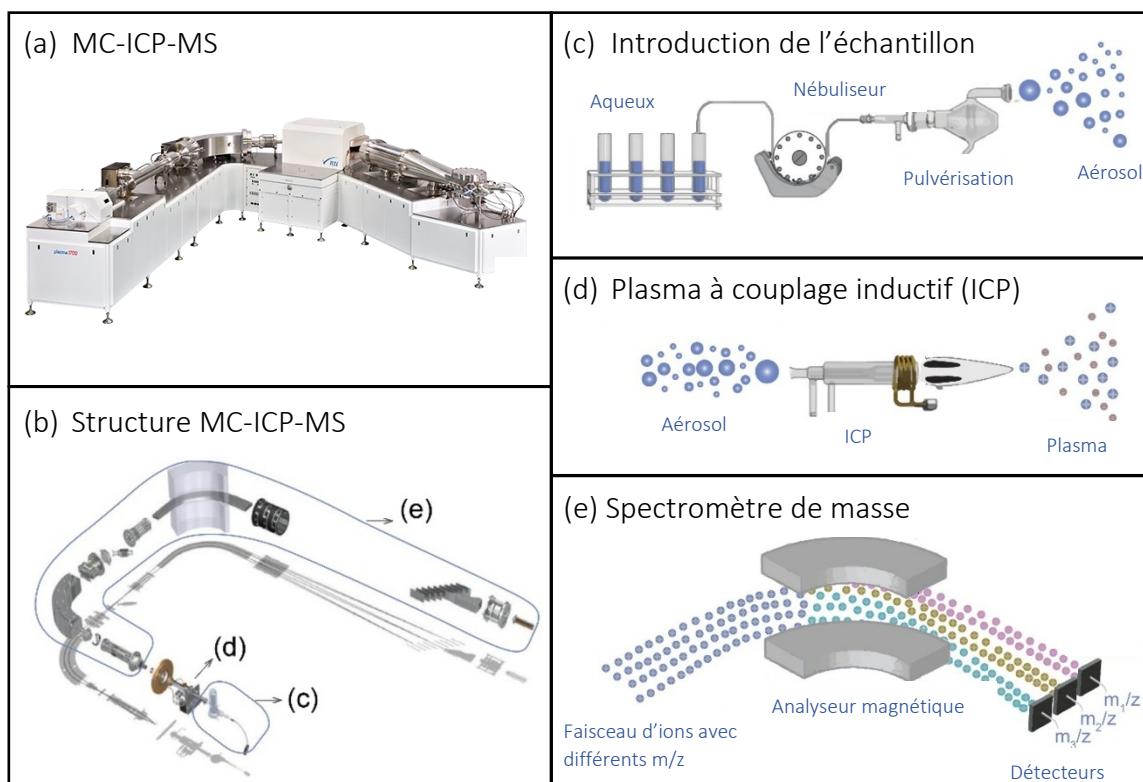


Figure 4.6 : Schéma d'un MC-ICP-MS utilisé pour la mesure des rapports isotopiques stables. L'instrument comprend un système d'introduction de l'échantillon, un plasma à couplage inductif, une interface et un spectromètre de masse. Adapté de W. Li et al. (2019).

4.3.3 Qualité des données

Pour vérifier la qualité des données, la dérive du MC-ICP-MS a été corrigée via la méthode de *sample-standard bracketing*, consistant à analyser chaque échantillon entre deux mesures d'un standard de référence. Chaque échantillon a été mesuré en double, encadré par une analyse du standard, afin de corriger les dérives instrumentales et d'estimer la reproductibilité des mesures. Le standard NBS981, couramment utilisé pour l'analyse des isotopes de Pb (Yuan et al., 2016), a été utilisé à une teneur de 25 ng·mL⁻¹. En complément, un dopage au thallium (Tl, 10 ng·mL⁻¹ ; Z = 81) a été réalisé pour corriger le fractionnement isotopique instrumental, en supposant que sa dérive reflète celle de Pb (Z = 82).

L'assurance et le contrôle qualité ont été évalués à l'aide de deux matériaux de référence (Tableau 4.2). Le basalte BHVO-2, soumis à l'ensemble du protocole analytique (calcination, digestion et purification), permet de valider la performance globale de la chaîne analytique et du MC-ICP-MS. Les résultats du BHVO-2 montrent une excellente performance analytique, avec une erreur relative inférieure à 0,09 % et un RSD inférieur à 0,03 %, indiquant une très bonne justesse et une excellente stabilité instrumentale (*cf.* Annexes ; Tableau 9.2). Une tourbe de contrôle qualité interne a également été analysée afin de suivre la stabilité instrumentale. L'erreur relative obtenue ne dépasse pas 0,021 %, confirmant la stabilité des mesures (*cf.* Annexes ; Tableau 9.3).

Enfin, la reproductibilité de la méthode sur matrices environnementales a été évaluée à partir de duplicats d'un même échantillon de sol. Les rapports isotopiques impliquant le ²⁰⁴Pb présentent les RSD les plus élevés, avec des valeurs comprises entre 0,011 % et 0,014 %, ce qui reste très faible et cohérent avec la faible abondance naturelle de cet isotope, générant des intensités de signal plus faibles et donc une plus grande variabilité relative des mesures. À l'inverse, les rapports isotopiques principalement utilisés dans cette étude pour l'interprétation des dynamiques de Pb, soit ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb et ²⁰⁸Pb/²⁰⁶Pb, présentent des RSD particulièrement faibles de respectivement 0,0022 % et 0,0035 %, traduisant une excellente précision analytique (*cf.* Annexes ; Tableau 9.4).

Tableau 4.2 : Signatures isotopiques de Pb dans les matériaux de référence (moyenne ± 2 écarts-types entre parenthèses).

Matériaux de référence	²⁰⁸ Pb/ ²⁰⁶ Pb	²⁰⁷ Pb/ ²⁰⁶ Pb
USGS BHVO-2 (Weis et al., 2006)	2,051 (0,000)	0,8330 (0,0024)
Tourbe	2,099 (0,000)	0,8569 (0,0001)
NBS981	2,168 (-)	0,9148 (-)

4.4 Traitement des données

L'ensemble des données a été collecté dans deux fichiers Excel distincts, l'un regroupant les résultats des échantillons de sols et l'autre ceux des échantillons de miscanthus. Les données brutes ont ensuite été vérifiées et organisées afin de corriger d'éventuelles incohérences, notamment les erreurs de saisie et les dilutions, et d'assurer leur compatibilité pour l'analyse statistique.

Les données ont été traitées et visualisées à l'aide de l'environnement RStudio, en utilisant respectivement le langage R. Les analyses graphiques ont été réalisées sous R à l'aide du package *ggplot2*. L'ensemble des résultats a été présenté sous forme de graphiques et tableaux afin de faciliter l'interprétation des variations des données.

Les figures finales ont été exportées en format vectoriel puis retouchées et mises en page à l'aide du logiciel libre Inkscape, afin d'assurer une qualité graphique homogène et adaptée à la présentation du mémoire.

4.4.1 Fraction industrielle et lithogénique

Pour interpréter la part des sources qui impactent les rapports isotopiques (R) des échantillons analysés, la fraction industrielle (f_{ind}) et la fraction lithogénique (f_{litho}) seront calculées sur base de ces formules :

$$R_{\text{échantillon}} = f_{ind} \cdot R_{ind} + f_{litho} \cdot R_{litho} \quad (1)$$

$$f_{ind} + f_{litho} = 1 \quad (2)$$

$$f_{ind} = \frac{R_{\text{échantillon}} - R_{litho}}{R_{ind} - R_{litho}} \quad (3)$$

4.4.2 Variations des teneurs en plomb

Afin d'évaluer l'évolution des teneurs en Pb au cours du temps, les variations de concentration ont été calculées sous la forme d'un $\Delta[Pb]$, correspondant à la différence de concentration entre les deux dates d'échantillonnage :

$$\Delta[Pb]_{2023,2010} = [Pb]_{2023} - [Pb]_{2010} \quad (4)$$

4.4.3 Différences de signature isotopique

Pour interpréter les variations de rapports isotopiques d'échantillons entre deux modalités, les différences ont été calculées par un Δ représentant la différence entre les rapports $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ entre deux modalités.

Pour comprendre l'évolution temporelle des échantillons, la différence entre les compartiments avant (2010) et après (2023) traitement au miscanthus a été calculée. Ceux-ci ont été calculés avec R respectivement selon la formule :

$$\Delta_{2023,2010} = (^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb})_{2023} - (^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb})_{2010} \quad (5)$$

Pour comprendre l'évolution des signatures au sein du miscanthus et analyser le potentiel fractionnement de Pb, les différences ont été calculés avec R respectivement selon les formules :

$$\Delta_{\text{Sol,Racines}} = (^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb})_{\text{Racines}} - (^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb})_{\text{Sol}} \quad (6)$$

$$\Delta_{\text{Racines,Rhizomes}} = (^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb})_{\text{Rhizomes}} - (^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb})_{\text{Racines}} \quad (7)$$

$$\Delta_{\text{Rhizomes,Litière}} = (^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb})_{\text{Litière}} - (^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb})_{\text{Rhizomes}} \quad (8)$$

$$\Delta_{\text{Sol,Litière}} = (^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb})_{\text{Litière}} - (^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb})_{\text{Sol}} \quad (9)$$

4.4.4 Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été réalisées sous R afin d'évaluer les différences entre les modalités étudiées. En raison du faible nombre de répétitions et de la non-normalité potentielle des données isotopiques et des teneurs en Pb, des tests non paramétriques de Wilcoxon ont été utilisés pour comparer les différents groupes d'échantillons.

Une corrélation de Pearson a également été réalisée afin d'évaluer la relation entre les rapports isotopiques $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ et $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$. Le coefficient de corrélation (r) permet de mesurer l'intensité et le sens de la relation linéaire entre deux variables, tandis que le coefficient de détermination (R^2), représente la proportion de variance expliquée par cette relation linéaire.

Les analyses statistiques ont été réalisées avec un seuil de confiance fixé à $\alpha = 0,05$. Les différences et corrélations ont été considérées comme statistiquement significatives lorsque la valeur de p était inférieure à ce seuil ($p < 0,05$).

5 Résultats et discussion

5.1 Distribution du plomb dans le sol

L'étude de la distribution de Pb dans le sol vise, dans un premier temps, à quantifier les teneurs en Pb des horizons superficiels et profonds des sols. Cette approche permet de mettre en évidence une éventuelle différence entre ces deux compartiments et de poser l'hypothèse d'apports différenciés.

5.1.1 Distribution verticale des teneurs en plomb

Les sols de surface de la parcelle, tous traitements confondus, échantillonnés sur les 30 premiers centimètres, présentent des teneurs élevées en Pb (Figure 5.1), avec une concentration moyenne de $785 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, soit environ 46 fois supérieure à celle mesurée dans le sol profond échantillonné entre 95 et 120 cm ($[\text{Pb}] = 17 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (cf. Annexes : Tableau 9.5). À titre de comparaison, les teneurs mesurées dans des sols non contaminés au niveau des horizons superficiels se situent autour de $30,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Sterckeman et al., 2000), tandis que médiane européenne, calculée à partir des données LUCAS disponibles via la base ESDAC, est évaluée à $14,23 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Orgiazzi et al., 2018).

Ces résultats sont cohérents avec les teneurs rapportées par Cloquet et al. (2006), qui varient de 101 à $1132 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans des sols prélevés sur les 40 premiers centimètres à environ 1 km de la fonderie Metaleurop, dans les secteurs Nord-Ouest, Nord et Nord-Est. Les échantillons de la présente étude ayant été prélevés à une distance similaire de la même fonderie, entre les secteurs Nord-Ouest et Nord, les teneurs observées dans les horizons de surface se situent donc dans la gamme haute des valeurs précédemment rapportées.

Les faibles teneurs mesurées dans le sol profond sont également cohérentes avec les observations de Cecchi et al. (2008), qui rapportent une teneur de $3,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans des horizons situés entre 120 et 130 cm de profondeur sur un site contaminé avec des teneurs de $280\text{--}1933 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ sur les 30 premiers centimètres.

Les échantillons de surface présentent une variabilité notable des teneurs en Pb (intervalle : $611\text{--}968 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Cette dispersion peut s'expliquer à la fois par l'évolution temporelle des apports et des processus de redistribution de Pb dans les sols qui peuvent différer selon les modalités étudiées. En conditions naturelles, la teneur en Pb des sols non contaminés est principalement contrôlée par le matériau parental (Rahman et al., 2024). Les processus d'altération favorisent la redistribution et la fixation de Pb en profondeur, tandis qu'en surface, sa rétention dépend davantage de la MO et des oxydes métalliques (Cheema et al., 2020).

Les résultats observés suggèrent donc une contamination significative en Pb dans la parcelle. Celle-ci est cohérente avec des retombées atmosphériques industrielles, héritées notamment de l'ancienne fonderie Metaleurop Nord, qui affectent principalement les horizons de surface et traduisent l'impact des activités métallurgiques sur les sols de la région (Cloquet et al., 2006; Franssens et al., 2004). Le contraste observé entre horizons superficiels et profonds constitue donc un indicateur robuste d'apport anthropique.

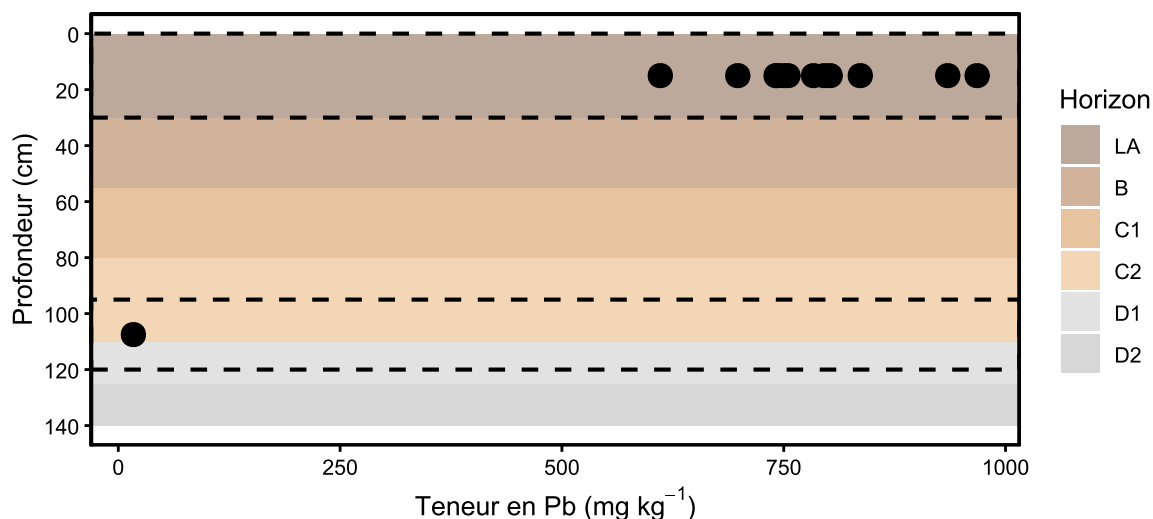


Figure 5.1 : Profil vertical de la teneur en plomb de la parcelle MV. Le profil pédologique est subdivisé en six horizons : un horizon labouré organo-minéral de 0 à 30 cm (LA), suivi d'une succession d'horizons intermédiaires (B), de transition (C1, C2) et profonds (D1, D2), s'étendant jusqu'à 140 cm de profondeur. Les échantillons de surface ($n = 12$) correspondent au sol total de l'horizon LA, tandis que le sol profond ($n = 1$) a été prélevé entre 95 et 120 cm de profondeur à partir d'une fosse pédologique.

Toutefois, l'analyse des teneurs seules ne permet pas d'identifier l'origine de Pb. L'étude des signatures isotopiques a donc été réalisée afin de retracer les sources potentielles de contamination et d'évaluer leur contribution relative.

5.1.2 Comparaison des signatures isotopiques et identification des sources

Afin d'identifier l'origine de Pb encore présent dans les sols, les rapports isotopiques de Pb des différents échantillons de sols (i.e., surface et profondeur) ont été comparés à différentes signatures isotopiques issues de la littérature (cf. Annexes ; Tableau 9.1). Cette approche permet ainsi de relier la distribution verticale de Pb à l'histoire des dépôts et aux processus de redistribution au sein des différents compartiments étudiés.

Les signatures isotopiques de Pb mesurées dans les différents échantillons ont été comparées aux gammes isotopiques décrites dans la littérature pour les sources lithogéniques et anthropiques (Tableau 5.1). Les sols de surface présentent des signatures isotopiques homogènes, avec des rapports $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ compris entre 1,154 et 1,156 et des rapports $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ entre 2,112 et 2,113. Le sol profond présente une signature isotopique plus légère, caractérisée par un rapport $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ de 1,196 et un rapport $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ de 2,072.

Tableau 5.1 : Signatures isotopiques des échantillons de sols (i.e : surface et profond) de cette étude comparées aux sources lithogéniques et anthropiques issues de la littérature.

Type d'échantillon	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	$^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$	n
Sols de surface	1,154 – 1,156	2,112 – 2,113	12
Sol profond	1,196	2,072	1
Sources lithogéniques (littérature)	1,202 – 1,249	1,962 – 2,044	11
Sources anthropiques (littérature)	1,069 – 1,352	1,786 – 2,198	69

La comparaison avec les rapports isotopiques de référence montre que le sol profond présente des valeurs proches des signatures lithogéniques (Figure 5.2). Il se rapproche également des signatures des sols agricoles européens de référence ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} = 1,202$; $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb} = 2,067$; 0-20 cm) qui reflètent principalement le fond lithologique malgré des influences anthropiques variables selon les zones (Reimann et al., 2012). Ces résultats confirment ainsi une origine majoritairement lithogénique de Pb présent dans les horizons profonds.

La large gamme de signatures isotopiques observée pour les sources anthropiques souligne l'absence d'une signature anthropique unique. Les activités industrielles présentent en effet une forte variabilité isotopique selon la nature des sources considérées, avec des rapports $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ variant par exemple de 1,069 à 1,132 pour les essences européennes et de 1,297 à 1,352 pour les activités métallurgiques américaines (Figure 5.2 ; Chiaradia & Cupelin, 2000; Monna et al., 1997; Rabinowitz, 2005). Cependant, les signatures mettent en évidence des contrastes marqués entre les différentes sources anthropiques, permettant ainsi de les discriminer.

Les signatures des fonderies de Pb ont une gamme de 1,134-1,178 pour $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ et 2,081-2,128 pour $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$. Cette source est celle à laquelle correspondent le plus fidèlement les échantillons de cette étude (Figure 5.2). Cette localisation suggère que le Pb de surface de la parcelle étudiée est majoritairement d'origine anthropique et fortement marqué par l'héritage d'une fonderie de Pb.

Cependant, les échantillons de surface ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} = 1,155$; n = 12) présentent un décalage isotopique par rapport aux aérosols, poussières et scories provenant de Metaleurop, pour lesquels des rapports $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ de 1,104 (scories ; n = 1), 1,133 (aérosols ; n = 2) et 1,129 (poussières ; n = 2) ont été rapportés (Cloquet et al., 2006; Véron et al., 1999). La scorie, correspondant au résidu solide prélevé à la sortie du four, représente la matrice la plus brute et la plus concentrée en Pb issu du minerai, ce qui peut expliquer les différences de signatures observées avec les aérosols et les poussières. Les signatures obtenues dans cette étude concordent avec celles précédemment publiées pour des matrices pédologiques similaires

issues de la même fonderie (Cloquet et al., 2006; Franssens et al., 2004; Véron et al., 1999), ce qui suggère une hétérogénéité du signal selon la nature des matrices analysées.

Les signatures isotopiques mesurées reflètent donc davantage un mélange historique des différents minerais raffinés par la fonderie depuis 1894, issus de gisements lithologiques variés possédant chacun leur propre signature isotopique (Cloquet et al., 2006) plutôt que les émissions les plus récentes du site industriel. Les aérosols, poussières et scories reflètent directement la signature isotopique des minerais traités lors des activités de la fonderie, contrairement aux sols qui intègrent à la fois les retombées atmosphériques accumulées et une composante issue du fond pédologique. Toutefois, la très faible teneur en Pb mesurée dans le sol profond, représentant environ 2 % de celle des horizons superficiels, indique que la contribution lithogénique demeure marginale par rapport aux apports anthropiques et ne peut expliquer à elle seule les écarts isotopiques observés entre les matrices. Les sols de surface constituent ainsi une véritable archive géochimique intégrant plus d'un siècle de retombées atmosphériques autour de Metaleurop. De plus, bien qu'un fractionnement isotopique de Pb dans l'atmosphère soit possible (Cheema et al., 2020), celui-ci reste négligeable au regard des contrastes entre les différentes sources d'émission.

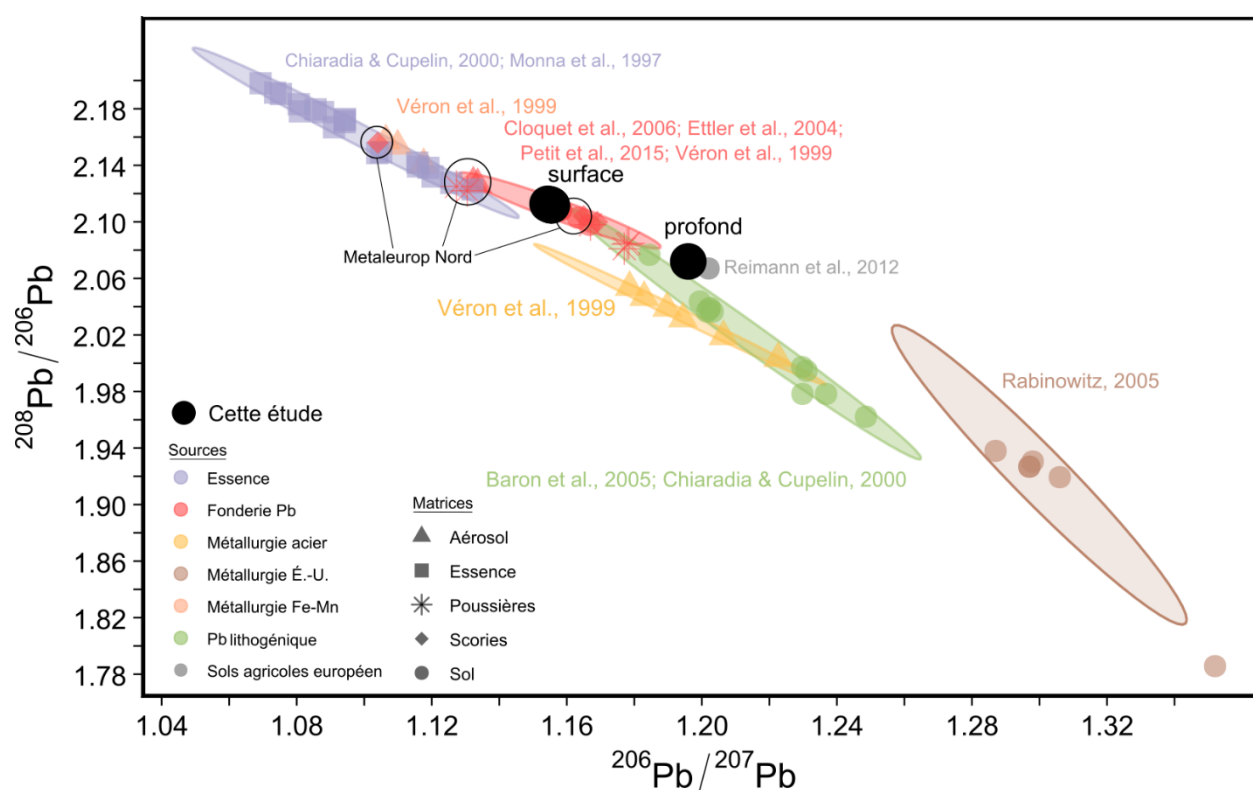


Figure 5.2 : Comparaison des signatures isotopiques du plomb des sols de surface et du sol profond avec celles de diverses sources de la littérature. Comparaison des rapports isotopiques $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ en fonction de $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ pour les sols de surface et le sol profond, confrontés à différentes sources de la littérature. Les échantillons sont distingués selon leur matrice. Les champs isotopiques considérés incluent des sources anthropiques (essence, métallurgies de l'acier, des États-Unis et Fe-Mn) ainsi que des signatures naturelles (fond géochimique).

Malgré l'hétérogénéité potentielle des sources historiques, les signatures isotopiques des sols de surface restent relativement homogènes, suggérant une forte intégration des retombées atmosphériques au sein des horizons superficiels. Le contraste marqué observé entre les

horizons de surface et l'horizon profond met en évidence une contamination majoritairement limitée aux couches superficielles, tandis que les niveaux plus profonds conservent une empreinte dominée par la lithologie locale. L'horizon profond, caractérisé par une signature proche du fond lithologique, peut ainsi être considéré comme un pôle de référence lithologique, alors que les horizons superficiels présentent des signatures enrichies en Pb d'origine anthropique témoignant d'un mélange de sources industrielles. Cette structuration verticale des signatures isotopiques constitue un élément clé pour retracer l'origine de Pb dans les différents compartiments étudiés et représente également un aspect important dans l'interprétation des processus de phytostabilisation, le miscanthus se développant dans un contexte où la contamination demeure principalement concentrée dans les horizons de surface.

5.2 Effet du miscanthus sur la disponibilité du plomb en surface

Maintenant que l'origine anthropique de Pb dans les sols de surface est établie, l'influence potentielle de la culture de miscanthus sur la disponibilité de Pb peut être évaluée. La comparaison entre les sols témoins et les sols soumis à une culture de miscanthus permet d'identifier d'éventuelles différences entre modalités. Le miscanthus absorbant principalement la fraction disponible de Pb, les signatures isotopiques constituent un outil pertinent pour évaluer la disponibilité et l'origine de Pb mobilisable par la plante. L'objectif est donc de déterminer si la présence de miscanthus influence les teneurs et les signatures isotopiques de Pb dans les sols de surface.

5.2.1 Évolution des teneurs en plomb du sol avec ou sans miscanthus

Sur 13 ans, une chute globale de la teneur en Pb de 11,4 % est observée dans l'horizon de surface sur la parcelle, toutes modalités confondues ($\Delta[\text{Pb}]_{\text{moy}} = -95,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; $p < 0,05$). Dans un sol contaminé en Pb par une usine de recyclage, et recouvert d'une pelouse, il y a une migration verticale descendante de Pb par lixiviation dans les sols à une vitesse estimée de $1,5 \text{ cm}\cdot\text{an}^{-1}$ (Cecchi et al., 2008). En l'absence de labour durant les 13 années de culture du miscanthus, le Pb a ainsi pu migrer sur une profondeur estimée à 19,5 cm, contribuant potentiellement à une diminution des teneurs dans les horizons superficiels. Les premiers centimètres sont particulièrement exposés aux agents d'érosion tel que le ruissellement ou le vent, ce qui peut expliquer une diminution des teneurs (Shackira and Puthur, 2019).

Les sols sous traitement ($\Delta[\text{Pb}]_{\text{moy.}} = -51,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) présentent une diminution des teneurs en Pb environ 2,7 fois plus faible que celle observée dans les sols témoins ($\Delta[\text{Pb}]_{\text{moy.}} = -139 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), mettant ainsi en évidence un contraste entre les deux modalités (Figure 5.3). Toutefois, cette différence entre modalités n'est pas significative ($p > 0,05$). Cette absence de significativité doit être interprétée avec prudence, compte tenu de la taille d'échantillon limitée ($n = 3$), qui réduit la puissance statistique de l'analyse.

Dans les parcelles de traitement, le miscanthus pourrait contribuer à maintenir Pb dans les horizons superficiels via une adsorption de Pb présent par son système racinaire dense et profond qui est une de ses capacité majeures de phytostabilisation (Cecchi et al., 2008; Shackira and Puthur, 2019). Bien que le miscanthus limite la translocation, une fraction de Pb peut être transportée vers les parties aériennes (Nsanganwimana et al., 2021). Ainsi, il peut retenir Pb via un recyclage biogéochimique, notamment par restitution via la litière. La couverture végétale permanente et le système racinaire du miscanthus créent une barrière physique contre l'érosion éolienne et hydrique (Shackira and Puthur, 2019), ce qui peut donc limiter les pertes physiques.

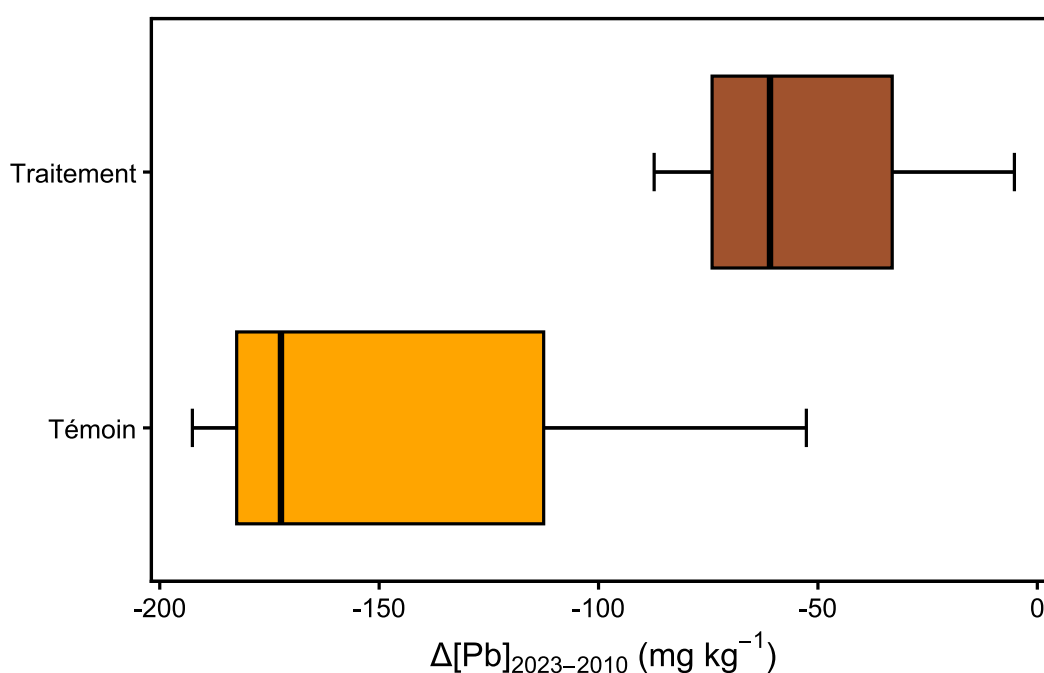


Figure 5.3 : Évolution temporelle des teneurs en Pb des sols de la parcelle MV selon les modalités.

L'analyse des teneurs en Pb met en évidence une diminution globale en surface significative, ainsi qu'une diminution moins élevée dans les sols de traitement. Les signatures isotopiques apportent un complément essentiel pour distinguer les effets de mélange avec le fond lithologique et d'influence potentielle du miscanthus sur la rétention de Pb.

5.2.2 Variations des signatures isotopiques du plomb dans le sol

Les sols de surface présentent des rapports isotopiques $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ compris entre 1,154 et 1,156, associés à des teneurs en Pb variant de 611 à 968 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, tandis que le sol profond se caractérise par un rapport isotopique plus élevé ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} = 1,196$) et une faible teneur en Pb (17 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

La représentation du rapport $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ en fonction de $1/[\text{Pb}]$ confirme une organisation des échantillons selon un modèle de mélange binaire. En effet, les points s'alignent selon une

tendance linéaire ($R^2 = 0,999$), caractéristique d'un mélange entre deux réservoirs de Pb présentant des signatures isotopiques distinctes (Figure 5.4).

D'une part, l'échantillon de sol profond se situe dans la partie avec un fort $1/[Pb]$ et un rapport isotopique élevée, représentant le pôle lithogénique du site avec une signature de 1,196, cohérente avec le fond géochimique naturel régional compris entre 1,190 et 1,210 (Cloquet et al., 2006; Monna et al., 1997). D'autre part, les sols de surface se regroupent dans la partie avec un faible $1/[Pb]$ et un faible rapport isotopique, représentant le pôle anthropique du site. Ce pôle traduit des teneurs maximales en Pb et donc la signature la plus anthropique possible. Leur signature isotopique converge vers une valeur de 1,154, comprise dans la gamme des signatures de Pb associées aux activités de fonderie de Pb (Ettler et al., 2004; Petit et al., 2015; Véron et al., 1999). Le regroupement de ceux-ci suggère une source commune de contamination d'origine anthropique

En supposant que l'ensemble de Pb présent résulte d'un mélange binaire entre une source lithogénique et une source anthropique, les calculs indiquent que la contribution de la source industrielle est deux fois supérieure à celle de la lithologie dans les échantillons étudiés ($f_{ind} = 66,6\%$; $f_{litho} = 33,4\%$). Cependant, ces résultats supposent implicitement que les fractions sont pondérées par la quantité de Pb apportée par chaque source, ce qui n'est pas le cas au vu d'un sol de surface 46 fois plus concentré que celui en profondeur. Dès lors, le Pb de surface est quasi entièrement dominé par les apports anthropiques, mais cet apport anthropique résulte de plusieurs sources.

La proportion élevée de Pb d'origine anthropique est cohérente avec la proximité du site vis-à-vis des activités de la fonderie Metaleurop Nord, déjà identifiée dans la littérature comme une source majeure de contamination en Pb dans la région (Cloquet et al., 2006; Franssens et al., 2004).

Une différence de l'ordre de 10^{-3} est observée entre les intercepts des droites de régression des deux modalités (Figure 5.4), suggérant des signatures isotopiques légèrement plus lithogénique dans les sols témoins par rapport aux sols en traitement. Les sols témoins présentent des signatures isotopiques relativement stables, voire légèrement décroissantes entre 2010 et 2023, tandis que les sols traités montrent au contraire une tendance à l'augmentation du rapport $^{206}Pb/^{207}Pb$. Ces observations suggèrent une évolution légèrement différenciée des contributions relatives des pôles anthropique et lithogénique selon les modalités de gestion des sols. Afin de confirmer et préciser cette interprétation, il est nécessaire d'examiner plus spécifiquement l'évolution temporelle des signatures isotopiques de Pb au cours des 13 années de culture.

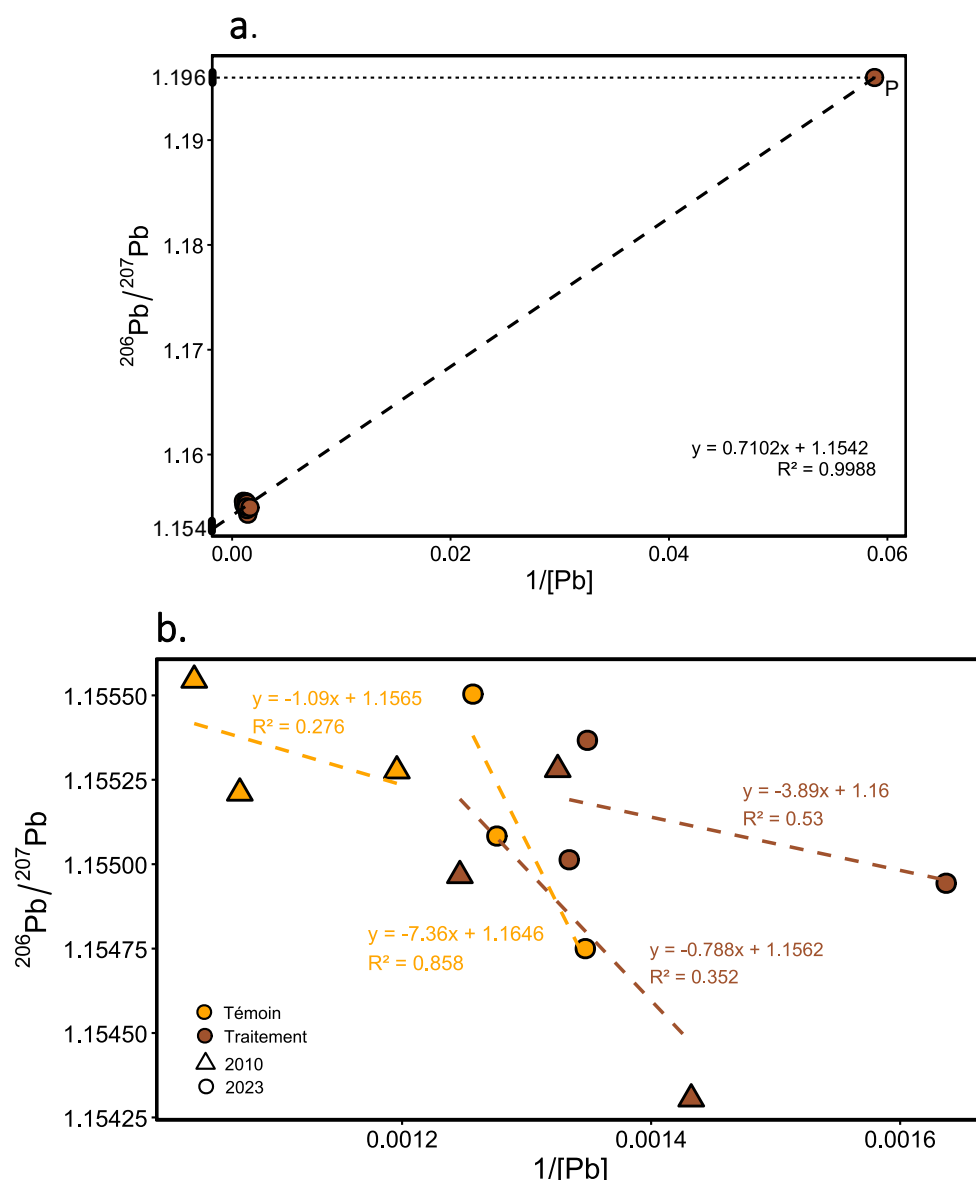


Figure 5.4 : Relations isotopiques de Pb ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$) en fonction de l'inverse des teneurs en plomb des sols. **a.** Représentation du rapport isotopique $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ en fonction de $1/[\text{Pb}]$ pour les sols de surface et le sol profond. **b.** Zoom sur les sols de surface et évolution temporelle selon le traitement.

5.2.3 Evolution temporelle des signatures isotopiques du plomb

L'analyse indique une très faible variation des signatures isotopiques des sols au cours du temps, de l'ordre de 10^{-4} (Figure 5.5), traduisant une forte homogénéité isotopique à l'échelle du site étudié, indépendamment des modalités.

Une différence entre les deux modalités peut néanmoins être distinguée. Les sols témoins présentent une légère diminution de leur rapport $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ au cours du temps et une augmentation de $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, suggérant une évolution progressive vers des signatures plus anthropiques (Figure 5.5). Les sols de traitement montrent l'opposé, indiquant un déplacement relatif vers des signatures plus proches du fond pédogéochimique. Il est donc supposé que le

miscanthus a un effet sur la signature isotopique des sols de surface. Pour vérifier cette tendance, ces variabilités ont été analysées grâce au $\Delta_{2023,2010}$ par échantillon de sol et ainsi évaluer l'homogénéité du résultat.

Les rapports $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ et $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ présentent une très forte corrélation inverse ($r = -0,997$; $p < 0,05$; $n = 22$), aussi bien dans les parcelles témoins que dans les parcelles traitées. Cette relation permet d'utiliser les variations du rapport $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ comme indicateur représentatif des principales dynamiques isotopiques observées dans les sols. De plus, ce rapport présente la meilleure précision analytique parmi les rapports mesurés ($\text{RSD} = 0,002\%$).

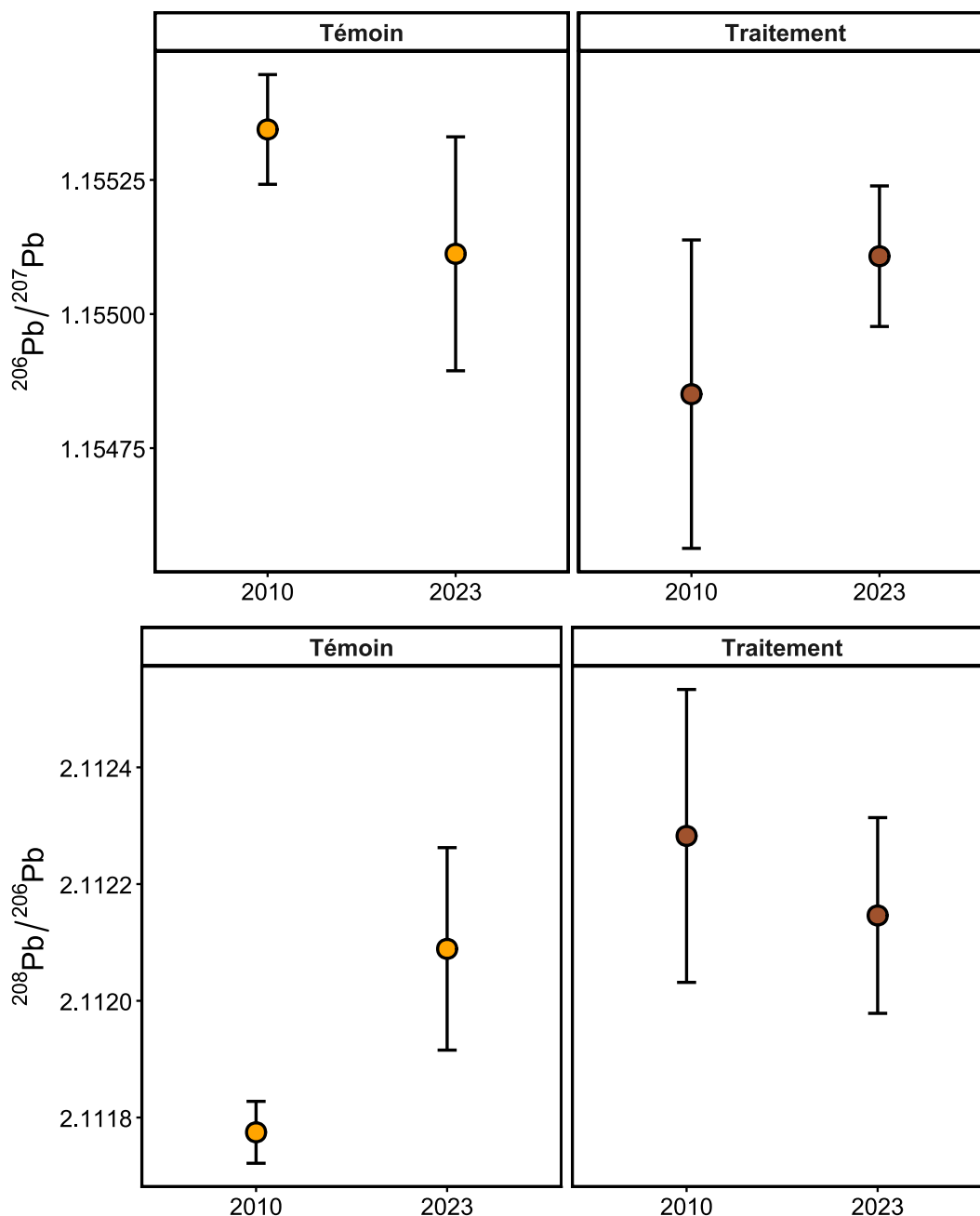


Figure 5.5 : Evolution temporelle de la signature isotopique ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ et $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$) sur 13 ans entre deux modalités appliquées à la parcelle MV : une zone témoin sans plantation et une zone de traitement cultivée en miscanthus.

L'échantillon Mis(+) 2, cultivé en miscanthus, suit une dynamique similaire à celle des témoins Mis(-), tandis que les deux autres Mis(+) présentent une évolution opposée (Figure 5.6). Les parcelles de traitement révèlent ainsi une hétérogénéité spatiale marquée. Ces variations reflètent vraisemblablement des différences locales dans les processus de redistribution de Pb, qu'elles soient liées aux propriétés du sol ou à des potentiels apports aériens.

Les trois témoins présentent tous une évolution similaire, caractérisée par un alourdissement de leur signature isotopique ($\Delta_{2023,2010} < 0$). Les parcelles de traitement montrent une tendance inverse, traduisant un allègement relatif (Figure 5.6). Toutefois, cette différence entre modalités n'est pas statistiquement significative ($p > 0,05$).

Cette absence de significativité doit être interprétée avec prudence. D'une part, la taille d'échantillon très limitée ($n = 3$ par groupe) contraint fortement la puissance statistique du test, réduisant sa capacité à détecter un effet. D'autre part, la variabilité intra-groupe augmente la dispersion des valeurs et diminue le contraste statistique entre les modalités. Ainsi, le test de Wilcoxon ne permet pas de conclure formellement à une différence entre traitements, mais les tendances observées de manière cohérente au sein de chaque modalité suggèrent l'existence d'un effet. Ces résultats soulignent la nécessité d'augmenter le nombre de répétitions pour confirmer robustement ces différences.

L'alourdissement des signatures isotopiques observé dans les parcelles de traitement suggère une évolution vers des signatures plus lithogéniques, tandis que les sols témoins présentent des signatures relativement plus anthropiques. Cette opposition entre modalités est cohérente avec les observations réalisées sur les isotopes de Cu sur ce même site où une tendance inverse entre sols témoins et sols cultivés en miscanthus avait également été mise en évidence (Petit, 2024). Toutefois, la direction de cette évolution diffère selon l'ETM considéré : contrairement

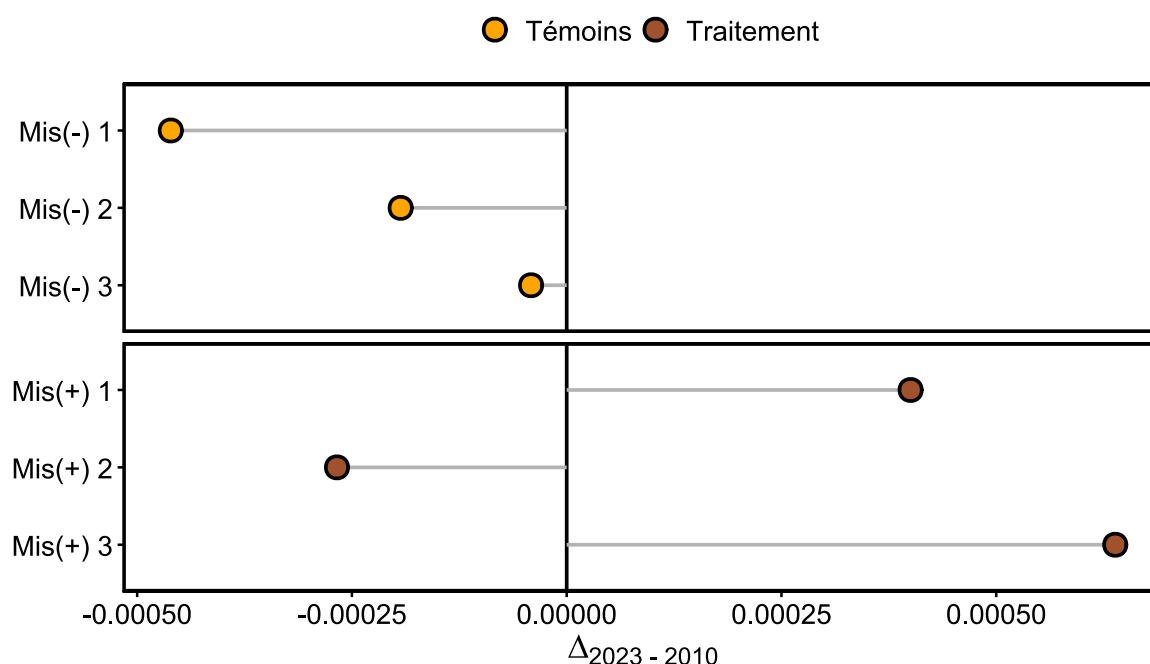


Figure 5.6 : Variabilité intra parcellaire du rapport $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ sur une échelle temporelle de 13 ans identifiée à l'aide du $\Delta_{2023-2010}$.

à Pb, les signatures isotopiques de Cu dans les sols cultivés en miscanthus tendaient vers une signature plus anthropique, tandis que les sols témoins se rapprochaient davantage de la source lithogénique. Ces résultats suggèrent que le miscanthus influence les processus de stabilisation des ETM, mais que les mécanismes de redistribution et de rétention diffèrent selon l'élément étudié.

Les différences isotopiques observées entre modalités semblent ainsi davantage refléter des variations de mobilité et de disponibilité des différents pools de Pb qu'un véritable fractionnement isotopique de Pb au cours des processus de transfert dans le système sol-plante. Cette hypothèse sera néanmoins examinée plus spécifiquement dans la section suivante, afin de distinguer les effets de mélange entre sources de ceux potentiellement liés à des processus biologiques internes.

5.3 Variabilité des signatures isotopiques dans les organes du miscanthus

La comparaison entre les matrices analysées met en évidence un léger contraste entre les sols de surface et le miscanthus (Figure 5.7). Les sols présentent des signatures plus regroupées, ce qui s'explique par leur rôle de réservoir passif intégrant les dépôts atmosphériques et les héritages de contamination sur le long terme (Cecchi et al., 2008; Jensen et al., 2006). Le miscanthus, au contraire, affiche une variabilité isotopique plus large, montrant qu'il ne se contente pas de refléter passivement le sol mais interagit activement avec le Pb via l'absorption racinaire, d'éventuels fractionnements isotopiques et la modification de la rhizosphère par acidification et exsudation de composés organiques (Nsanganwimana et al., 2021; Pelfrène et al., 2015). Cette variabilité reste compatible avec une stratégie d'exclusion, puisque le miscanthus est reconnu comme une espèce intéressante pour la phytostabilisation de sites contaminés, avec une translocation limitée vers les parties aériennes (Rahman et al., 2024; Shackira and Puthur, 2019).

Les organes souterrains présentent des signatures isotopiques très similaires, traduisant une forte homogénéité du signal au sein des compartiments racinaires. Bien que non significative ($p > 0,05$), la litière montre une légère divergence, avec un rapport $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ visuellement plus faible (Figure 5.7), suggérant une signature relativement plus lithogénique des organes aériens.

Cette tendance apparaît cohérente avec les observations réalisées par Arbalestrie (2024). Ces travaux menés sur le maïs, également une graminée en C4, ont montré que les tissus aériens peuvent présenter des signatures isotopiques légèrement décalées vers le pôle lithogénique par rapport aux organes souterrains. Ces observations suggèrent que les protéines liées au transport de Pb dans la plante pourraient contribuer à modifier légèrement les signatures isotopiques lors de la translocation entre racines et parties aériennes.

La signature plus naturelle de la litière pourrait également s'expliquer par les processus de transfert de Pb au sein de la plante. Le miscanthus est une graminée pérenne dont le système racinaire dense est capable d'explorer le profil du sol en profondeur (Al Souki et al., 2021 ; Nsanganwimana et al., 2021). Les racines peuvent notamment dépasser 90 cm de profondeur

sur la parcelle étudiée, alors que l'échantillon de sol profond représentatif de la signature lithogénique a été prélevé entre 95 et 120 cm. Le plomb transloqué vers les parties aériennes pourrait ainsi résulter d'un mélange entre des éléments absorbés à différentes profondeurs du sol, incluant des horizons où la contribution lithogénique est plus marquée. Ce mélange pourrait contribuer à expliquer la signature isotopique légèrement moins anthropique observée dans la litière.

Par ailleurs, une partie des différences observées pourrait également être liée à des effets méthodologiques et matriciels. La séparation complète des particules de sol adhérant aux organes souterrains reste difficile à garantir. La présence résiduelle de particules édaphiques peut induire un mélange entre signal végétal et signal du sol, rapprochant artificiellement la signature isotopique des organes souterrains de celle du compartiment édaphique. À l'inverse, les organes aériens présentent un risque beaucoup plus faible de contamination par des particules de sol lors des analyses.

Toutefois, les mécanismes impliqués restent encore peu documentés et l'amplitude des différences observées dans cette étude demeure faible. De plus, l'importante variabilité inter-parcellaire observée entre les différents plants ne permet pas de conclure à l'existence d'un fractionnement isotopique biologique actif au sein du miscanthus. Les différences observées pourraient également résulter d'effets de mélange entre différentes fractions de Pb disponibles dans le sol.

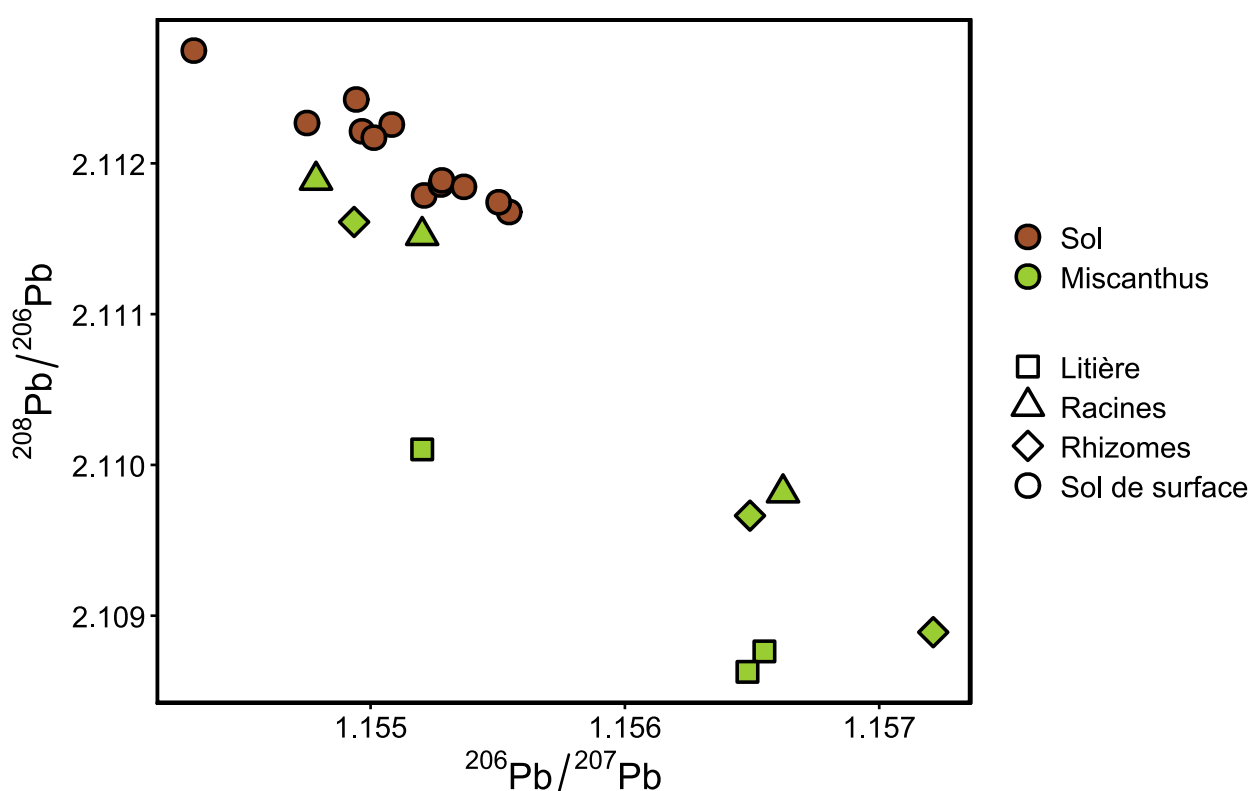


Figure 5.7 : Tendances des signatures isotopiques du Pb ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ et $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$) selon la matrice sol-miscanthus

Une analyse plus précise de l'évolution de la signature au sein d'un même plant de miscanthus permet d'appuyer les résultats obtenus. Les $\Delta_{\text{Racines,Sol}}$ sont positifs pour A et B mais négatifs pour C, tandis que les $\Delta_{\text{Rhizomes,Racines}}$ et $\Delta_{\text{Litière,Rhizomes}}$ présentent également des directions variables selon les individus (Figure 5.8). Aucune tendance dans les variations de Δ entre compartiments pour les parcelles A, B et C n'est observée ce qui met en évidence une forte hétérogénéité interindividuelle. Cette absence de cohérence isotopique suggère que le miscanthus ne réalise pas de fractionnement biologique actif de Pb : si tel était le cas, une direction systématique des Δ entre organes serait observée. À l'inverse, les variations mesurées semblent davantage refléter des facteurs externes, notamment l'hétérogénéité locale du sol ou des effets de prélèvement massique, indiquant que le miscanthus se comporte principalement comme un intégrateur passif de Pb disponible.

Cette interprétation est renforcée par la comparaison avec le maïs (Wu et al., 2024), pour lequel un fractionnement isotopique marqué a été mis en évidence dans un contexte contaminé (province du Guizhou, Chine), avec un $\Delta_{\text{Litière,Sol}}$ de 1,45 % contre seulement 0,08 % dans le cas de notre miscanthus. Ce contraste indique que le maïs agit comme un trieur isotopique actif tandis que le miscanthus conserve largement la signature isotopique des sources sans fractionnement notable.

Toutefois, une tendance cohérente apparaît pour le $\Delta_{\text{Litière,Sol}}$, systématiquement positif pour les trois individus, traduisant un allègement de la signature isotopique. Les signatures isotopiques du sol reflètent le pool total de Pb, tandis que celles du miscanthus sont supposées représenter préférentiellement la fraction effectivement biodisponible. Il en ressort alors que le miscanthus assimile plus de Pb lithogénique, ce qui peut être lié à la disponibilité de celui-ci.

Dans ce contexte, la biomasse qui retourne au sol, caractérisée par une signature isotopique plus lithogénique, constitue un vecteur potentiel de redistribution de ce Pb au sein du système. Bien que le miscanthus se comporte globalement comme un intégrateur passif, le retour annuel de cette biomasse au sol pourrait, à terme, influencer la composition isotopique des fractions superficielles ou labiles. Dès lors, il devient nécessaire de dépasser l'analyse des signatures seules pour intégrer une approche en termes de flux et de stocks, afin d'évaluer dans quelle mesure ce recyclage biologique est susceptible de modifier la dynamique de Pb et sa biodisponibilité dans le système sol-plante.

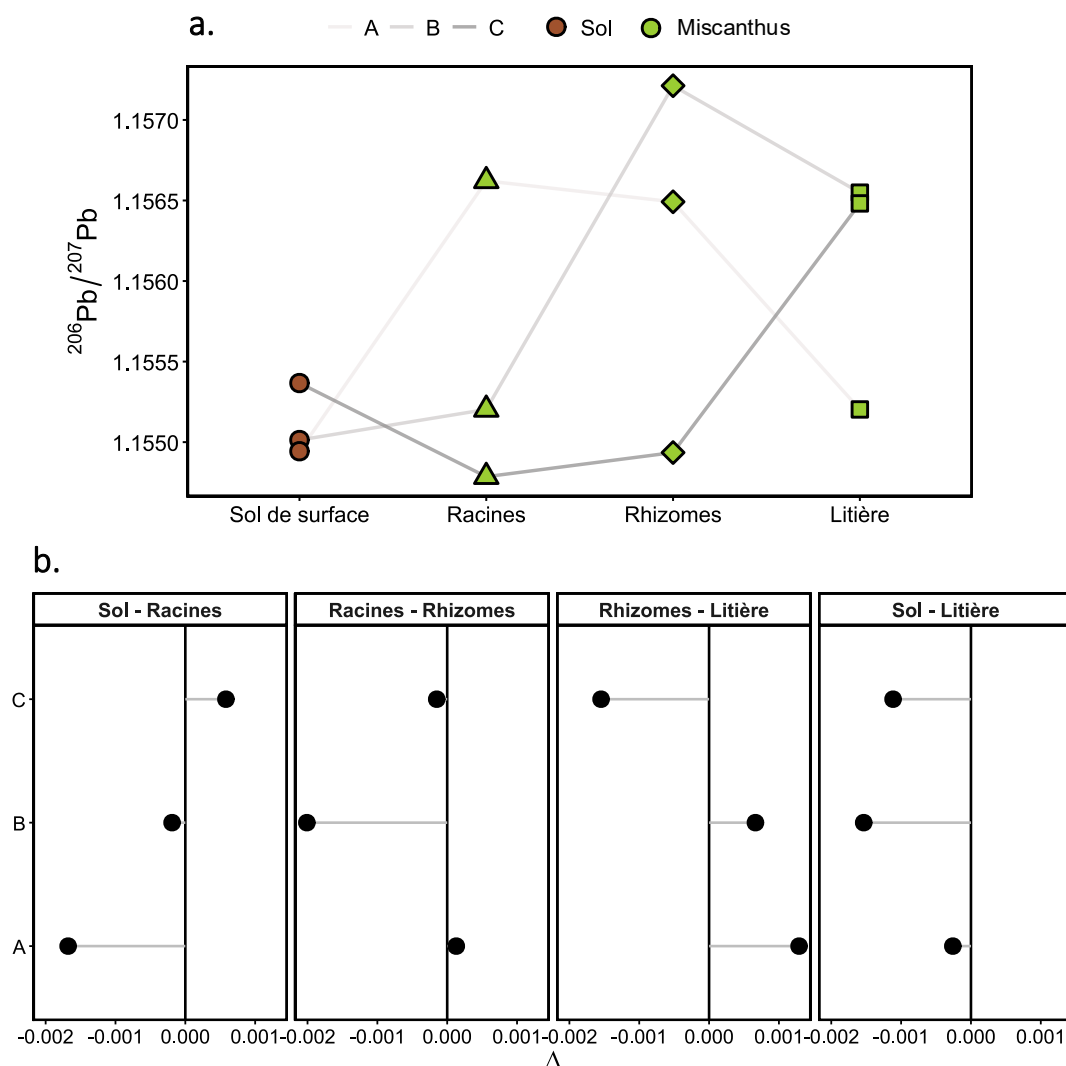


Figure 5.8 : Tendances isotopiques du plomb ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$) dans le système sol–plante. **a.** Évolution des signatures isotopiques du Pb ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ et $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$) dans le sol et les différents organes (racines, rhizomes, litière) pour trois plants de miscanthus cultivés sur des parcelles distinctes (A, B et C). **b.** Écarts isotopiques (Δ) entre le sol et les racines ainsi qu’entre les différents organes de miscanthus.

5.4 Dynamique de redistribution et disponibilité du plomb

5.4.1 Contribution de la litière à la dilution du plomb dans le sol

Après avoir analysé les différences de signature entre les sols et la litière, il est pertinent de quantifier l’impact du retour de la litière dans les sols de surface pour comprendre la dilution concrète créée par les isotopes de Pb apportés par la litière. En combinant les résultats obtenus par Kounougous (2025) sur la même parcelle expérimentale, relatifs aux pools et aux flux de carbone (C) entre la litière de miscanthus et le sol, avec les teneurs en Pb mesurées dans le sol et la biomasse, il est possible d’estimer la redistribution annuelle de Pb via la litière vers le sol de surface, ainsi que son potentiel effet de dilution.

La production annuelle de litière a été estimée à environ $2 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, correspondant à un apport de $0,8 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, ce qui est en accord avec un apport moyen de miscanthus sur un sol contaminé (Pavel et al., 2014). La teneur en Pb de la litière n'ayant pas pu être quantifiée précisément en raison d'une limite de détection de $2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (cf. Annexes : Tableau 9.6), les calculs ont été réalisés en considérant cette valeur comme une teneur maximale. Sur cette base, la teneur en Pb rapportée au C est estimée à $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ en prenant en compte que la litière contient en moyenne 39,6 % de C (Briones et al., 2023). Cela conduit à un flux annuel maximal de $4 \text{ g Pb} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ via la litière. Cette approche constitue donc une estimation, surestimant probablement les flux réels.

En parallèle, le stock total de Pb dans le sol de surface est estimé à environ $2,27 \text{ t Pb} \cdot \text{ha}^{-1}$, sur base d'une teneur moyenne de $701 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($n = 3$; Mis(+) 2023). Ainsi, l'apport annuel de Pb via la litière représente environ $1,8 \times 10^{-4} \%$ du stock total de Pb du sol (Figure 5.9).

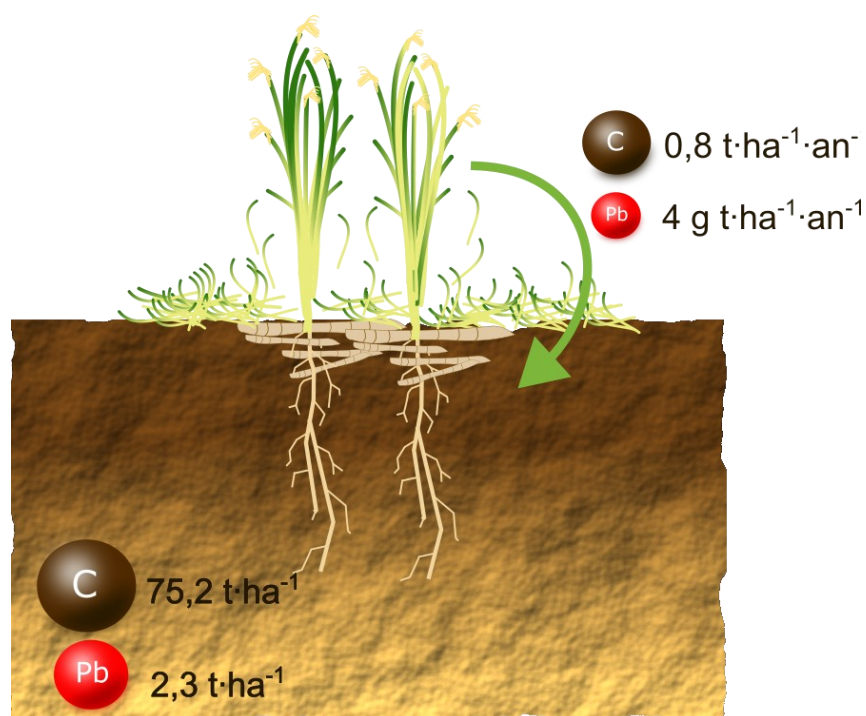


Figure 5.9 : Schéma des flux de carbone et de plomb induits par le retour au sol de la litière du miscanthus. Les stocks du sol sont indiqués ainsi que les flux annuels exportés par la biomasse.

Ces résultats indiquent que la contribution de la litière de miscanthus au pool total de Pb du sol est extrêmement faible, même dans une hypothèse maximisante. Par conséquent, l'effet de dilution de Pb du sol par les apports de litière apparaît négligeable à l'échelle du système.

Dans ce contexte, les différences de signatures isotopiques observées entre la litière et le sol ne sont pas susceptibles d'influencer significativement la signature isotopique globale du sol, dominée par un pool de Pb largement supérieur. Toutefois, un effet localisé ne peut être exclu au sein des fractions labiles ou des compartiments biogéochimiques actifs du sol, où les flux récents de Pb, bien que faibles en masse, peuvent temporairement moduler les signatures isotopiques.

5.4.2 Relation entre signatures isotopiques et disponibilité du plomb

L'objectif de cette analyse est d'évaluer si le miscanthus peut limiter la disponibilité de Pb et ainsi limiter le transfert de Pb vers des futures cultures alimentaires sur sols contaminés. Les résultats montrent que la signature isotopique de la litière est légèrement plus lithogénique que les sols de surface (Figure 5.10) En considérant que le Pb accumulé par la litière du miscanthus reflète la fraction disponible, cela suggère que le Pb disponible est relativement plus lithogénique que le Pb total.

L'enrichissement en ^{13}C observé par Kounougous (2025) témoigne d'un apport significatif de MO issue du miscanthus. La culture de miscanthus en conditions ex situ, sur un sol contaminé par Metaleurop Nord a déjà été associée à une augmentation de la teneur en C organique de 25,5-45,3 % après 93 jours (Nsanganwimana et al., 2021). À l'échelle de 13 années de culture, cet apport représente donc un levier majeur de modification des propriétés du sol. Cet enrichissement en MO s'accompagne d'une diminution marquée de la biodisponibilité de Pb, avec une réduction de 52 à 56 % de la fraction extractible, traduisant un transfert vers des formes plus stables (Nsanganwimana et al., 2021). Ces évolutions traduisent une immobilisation de Pb, favorisée par la formation de complexes organo-métalliques avec les acides organiques, limitant sa mobilité (Al Souki et al., 2017). Dans ce cadre, les processus de décomposition de la biomasse contribuent également à la stabilisation de Pb. Celui-ci est relargué lors de la minéralisation des tissus végétaux et est rapidement réassocié à la MO, renforçant son intégration dans des fractions peu mobiles (Figure 5.10).

Ainsi, l'augmentation de la teneur en MO induite par la litière du miscanthus pourrait favoriser la rétention de Pb dans les horizons superficiels et expliquer les teneurs plus élevées observées dans les parcelles traitées. Cette hypothèse apparaît cohérente avec les différences d'évolution isotopique observées entre modalités, les sols cultivés en miscanthus présentant des signatures légèrement plus naturelles que les sols témoins.

L'écart isotopique mesuré entre le sol et la litière du miscanthus (Figure 5.10) apparaît également compatible avec un processus de phytostabilisation : le Pb anthropique serait préférentiellement immobilisé dans les fractions organo-minérales enrichies en MO, tandis que la fraction restant biodisponible présenterait une signature relativement plus lithogénique. Les signatures isotopiques du miscanthus ne reflèteraient donc pas directement le stock total du sol, mais plutôt une fraction mobile et biodisponible isotopiquement distincte.

Dans ce contexte, les résultats suggèrent que le miscanthus agit comme un agent de stabilisation de Pb, limitant sa mobilité et son transfert potentiel vers la chaîne trophique.

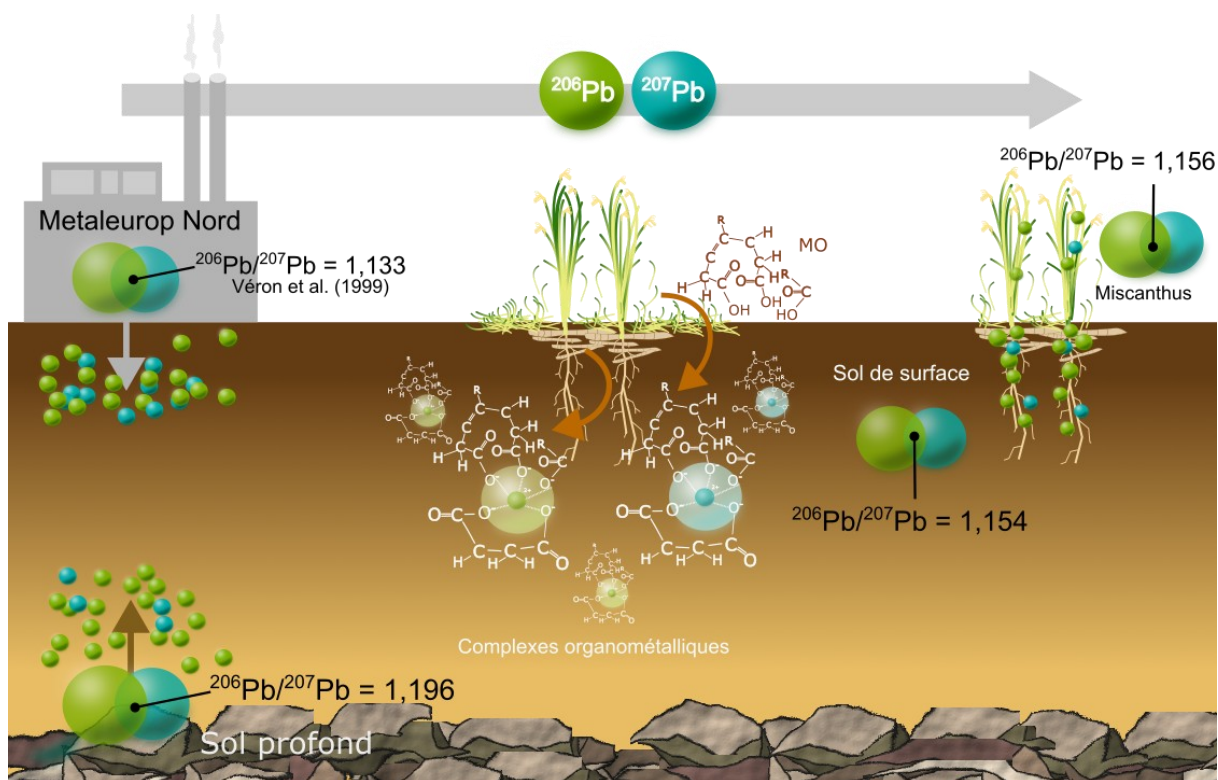


Figure 5.10 : Synthèse de l'évolution du rapport isotopique $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ au sein des différents compartiments étudiés qui sont le sol de surface avant et après le traitement en miscanthus, le sol profond et le miscanthus lui-même, combinés au rapport de la source principale étant Metaleurop Nord (Véron et al. (1999)). Visualisation la formation de la matière organique (MO) et de l'adsorption racinaire induite par la culture de miscanthus.

6 Conclusion

Ce travail s'inscrit dans une problématique environnementale touchant de nombreuses régions industrielles en Europe. Cette étude avait pour objectif d'évaluer l'influence d'une culture de miscanthus sur la dynamique de Pb dans un sol contaminé d'origine industrielle, celui utilisé dans cette étude est Metaleurop Nord. Plus précisément, le travail visait à étudier l'effet du miscanthus sur la contamination des horizons superficiels du sol et à identifier l'origine de Pb retrouvé dans les sols et dans les différents compartiments de la plante à l'aide des signatures isotopiques de Pb.

Les résultats montrent que les horizons superficiels de la parcelle présentent des teneurs en Pb 46 fois plus élevées que les horizons profonds, confirmant l'impact majeur des retombées atmosphériques liées aux anciennes activités de Metaleurop. Les signatures isotopiques indiquent également une différence claire entre les horizons profonds, proches d'un signal lithogénique, et les horizons superficiels, enrichis en Pb d'origine anthropique. Toutefois, les signatures observées dans les sols de surface diffèrent légèrement de celles directement associées aux émissions industrielles. Cette différence semble davantage refléter le caractère intégrateur des sols, qui enregistrent l'ensemble des retombées atmosphériques accumulées au cours de plus d'un siècle d'activité métallurgique et des différents minerais historiquement raffinés par la fonderie, plutôt qu'une contribution significative du fond lithogénique, dont l'impact apparaît très limité (2 %) au regard des faibles teneurs mesurées dans les horizons profonds (Figure 6.1).

L'analyse temporelle des sols de surface sur une période de 13 ans met en évidence une diminution significative des teneurs en Pb de 11 %, toute modalité confondue. Cette diminution pourrait être liée à différents processus environnementaux tels que l'érosion ou la lixiviation. Néanmoins, cette baisse apparaît 2,7 fois moins marquée dans les parcelles cultivées en miscanthus que dans les sols témoins. Cela pourrait refléter une limitation des transferts de Pb hors du système par le miscanthus. Cette observation est compatible avec un processus de phytostabilisation, potentiellement favorisé par l'adsorption de Pb sur le système racinaire ainsi que par l'apport de MO issu du miscanthus, susceptible de renforcer la rétention de Pb dans les horizons superficiels.

Les signatures isotopiques confirment également la présence d'un mélange binaire entre un pôle lithogénique et un pôle anthropique dans les sols de surface. Bien que les différences observées entre modalités restent limitées, les sols cultivés en miscanthus présentent une évolution isotopique tendant légèrement vers des signatures plus lithogénique, tandis que les sols témoins évoluent davantage vers des signatures anthropiques. Ces tendances, également observées pour le Cu et le Zn dans les travaux précédents réalisés sur le site, suggèrent que le miscanthus pourrait modifier la dynamique des ETM dans les horizons superficiels.

Une légère différence isotopique a été observée entre les organes aériens et souterrains du miscanthus. Toutefois, l'importante variabilité inter-parcellaire et l'absence de tendance

homogène entre les différents plants ne permettent pas de conclure à l'existence d'un fractionnement biologique actif de Pb au sein de la plante.

Les signatures isotopiques mesurées dans les différents compartiments du miscanthus montrent par ailleurs que la plante possède globalement une signature plus lithogénique que celle du sol de surface total. Cette observation suggère que le Pb effectivement prélevé par le miscanthus ne reflète pas directement le stock total du sol, mais plutôt une fraction disponible. Ainsi, les résultats sont compatibles avec l'hypothèse selon laquelle le Pb anthropique présent dans les horizons superficiels serait relativement moins disponible que le Pb d'origine lithogénique (Figure 6.1).

Enfin, bien que la litière présente une signature isotopique légèrement plus naturelle que celle du sol de surface, les flux de Pb associés à sa décomposition restent très faibles comparés au stock total du sol, limitant fortement son influence isotopique directe. En revanche, l'apport continu de MO pourrait bien contribuer à renforcer les processus de stabilisation de Pb dans les horizons superficiels.

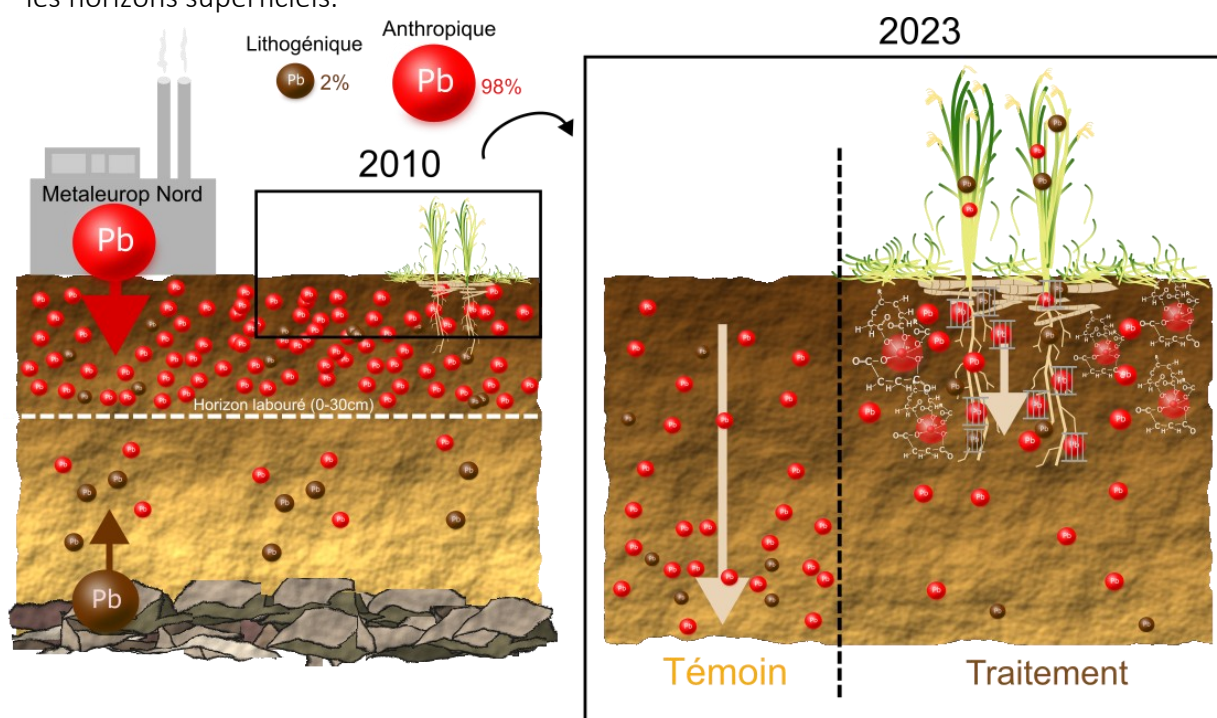


Figure 6.1 : Schéma de synthèse de l'origine du plomb présent dans les compartiments de sol et du miscanthus, ainsi que l'effet du miscanthus sur les teneurs en Pb et sa disponibilité

Dans l'ensemble, les résultats obtenus vont dans le sens d'un effet favorable du miscanthus sur la phytostabilisation de Pb dans les sols contaminés. La capacité du miscanthus à se développer sur des sols fortement contaminés, combinée à une faible accumulation de Pb dans les parties aériennes, renforce son intérêt comme espèce candidate pour la gestion durable des sols contaminés par des activités métallurgiques.

Cependant, plusieurs limites doivent être prises en compte, notamment le faible nombre de répétitions et l'hétérogénéité spatiale importante des signatures isotopiques. Des analyses complémentaires, reposant sur un plan d'échantillonnage plus robuste, permettraient de consolider les tendances observées.

7 Perspectives

Dans la continuité de ce mémoire, il serait particulièrement pertinent d'évaluer l'impact de la phytostabilisation sur une culture agricole implantée après miscanthus. L'analyse des teneurs et des signatures isotopiques de Pb dans une culture conventionnelle, telle que le maïs, également une graminée en C4, cultivée sur les modalités témoin et traitement, permettrait de déterminer si le miscanthus contribue effectivement à réduire la disponibilité de Pb anthropique pour les cultures agricoles. Une signature isotopique plus lithogénique dans les cultures implantées après miscanthus constituerait alors un argument fort en faveur de son utilisation comme stratégie de reconversion des sols contaminés.

Une autre perspective importante serait d'approfondir l'étude des potentiels fractionnements isotopiques biologiques de Pb au sein du miscanthus. Les différences observées entre organes souterrains et aériens restent faibles et hétérogènes, ne permettant pas de conclure à un fractionnement biologique significatif. De plus, les teneurs en Pb mesurées dans les organes du miscanthus restent sous les limites de détection analytiques, limitant la précision des interprétations. Des expérimentations contrôlées avec un nombre plus élevé de répétitions biologiques, ainsi que des analyses permettant de quantifier plus précisément les teneurs en Pb dans les différents organes, permettraient de mieux distinguer les effets de mélange entre sources de Pb des éventuels processus biologiques internes liés au transport et au stockage de Pb dans le miscanthus.

L'influence de la rhizosphère du miscanthus sur les propriétés physicochimiques et biologiques du sol constitue également une piste importante à approfondir. Les variations locales de pH induites par l'activité racinaire peuvent modifier les équilibres de sorption et de complexation de Pb, influençant directement sa mobilité et sa biodisponibilité. Les travaux menés sur des sols contaminés par Metaleurop dans le cadre du projet MISTICC ont notamment montré qu'une acidification liée aux processus rhizosphériques pouvait diminuer les concentrations de Pb extractibles au CaCl_2 . Par ailleurs, la culture du miscanthus modifie également le fonctionnement biologique du sol. En raison du rapport C/N élevé de sa litière, le miscanthus favorise le développement des communautés fongiques au détriment des bactéries dans les sols contaminés (Chen et al., 2020, 2021). Ces microorganismes ainsi que la mésofaune du sol pourraient jouer un rôle important dans les mécanismes de stabilisation, de redistribution ou de remobilisation de Pb (Park et al., 2011). Le suivi conjoint des signatures isotopiques, du pH, de l'activité microbienne et des communautés biologiques du sol permettrait ainsi de mieux comprendre les mécanismes impliqués dans la phytostabilisation de Pb par le miscanthus.

Enfin, cette étude met en évidence l'héritage durable des contaminations en ETM dans les territoires anciennement industrialisés. Bien que plusieurs programmes de surveillance et inventaires de sites pollués existent déjà, tels que l'ESDAC ou le programme européen LUCAS, intégrant des caractérisations physicochimiques et des données sur les teneurs en ETM, les contaminations diffuses héritées des retombées atmosphériques industrielles restent encore partiellement caractérisées dans de nombreux territoires. Une partie des populations vivant à

proximité d'anciens sites métallurgiques n'a ainsi potentiellement pas conscience des risques liés à la contamination des sols et aux transferts possibles de Pb dans l'environnement. Le développement d'approches complémentaires, notamment géochimiques et isotopiques, permettant une identification plus fine des sources de contamination et des zones localement impactées, associé à des stratégies renforcées de sensibilisation et de gestion des risques, constituerait une étape importante pour améliorer la prévention sanitaire dans ces territoires.

8 Références

- Abdu, N., Abdullahi, A.A., Abdulkadir, A., 2017. Heavy metals and soil microbes. *Environ. Chem. Lett.* 15, 65–84. <https://doi.org/10.1007/s10311-016-0587-x>
- Adriano, D.C., 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. Springer Science & Business Media.
- Ajeesh Krishna, T.P., Maharajan, T., Victor Roch, G., Ignacimuthu, S., Antony Ceasar, S., 2020. Structure, Function, Regulation and Phylogenetic Relationship of ZIP Family Transporters of Plants. *Front. Plant Sci.* 11, 662. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00662>
- Al Souki, K.S., Liné, C., Douay, F., Pourrut, B., 2021. Response of Three *Miscanthus × giganteus* Cultivars to Toxic Elements Stress: Part 1, Plant Defence Mechanisms. *Plants* 10, 2035. <https://doi.org/10.3390/plants10102035>
- Al Souki, K.S., Louvel, B., Douay, F., Pourrut, B., 2017. Assessment of *Miscanthus x giganteus* capacity to restore the functionality of metal-contaminated soils: *Ex situ* experiment. *Appl. Soil Ecol.* 115, 44–52. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.03.002>
- Ali, H., Khan, E., 2018. What are heavy metals? Long-standing controversy over the scientific use of the term ‘heavy metals’ – proposal of a comprehensive definition. *Toxicol. Environ. Chem.* 100, 6–19. <https://doi.org/10.1080/02772248.2017.1413652>
- Arbalestrie, B., 2024. Role of exogenous organic matter in the transfer of trace elements in the soil-plant system : contribution of metal isotopes, rare earth elements, and organic matter characterization. UCLouvain.
- Bastia, G., Al Souki, K.S., Pourrut, B., 2023. Evaluation of *Miscanthus × giganteus* Tolerance to Trace Element Stress: Field Experiment with Soils Possessing Gradient Cd, Pb, and Zn Concentrations. *Plants* 12, 1560. <https://doi.org/10.3390/plants12071560>
- Bech, J., Roca, N., Tume, P., Ramos-Miras, J., Gil, C., Boluda, R., 2016. Screening for new accumulator plants in potential hazards elements polluted soil surrounding Peruvian mine tailings. CATENA, Section 1 : Special issue on Reclamation of mining site soils, Part I; Edited by: Jaume Bech. and Section 2 : Special Issue on Understanding hydrological and erosion processes under changing environment; Edited by: Lei, T W, Yu, X X, Zhuang, J. 136, 66–73. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.07.009>
- Bhat, B.A., Rather, M.A., Bilal, T., Nazir, R., Qadir, R.U., Mir, R.A., 2025. Plant hyperaccumulators: a state-of-the-art review on mechanism of heavy metal transport and sequestration. *Front. Plant Sci.* 16. <https://doi.org/10.3389/fpls.2025.1631378>
- Briones, M.J.I., Massey, A., Elias, D.M.O., McCalmont, J.P., Farrar, K., Donnison, I., McNamara, N.P., 2023. Species selection determines carbon allocation and turnover in *Miscanthus* crops: Implications for biomass production and C sequestration. *Sci. Total Environ.* 887, 164003. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164003>
- Byers, H.L., McHenry, L.J., Grundl, T.J., 2020. Increased risk for lead exposure in children through consumption of produce grown in urban soils. *Sci. Total Environ.* 743, 140414. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140414>
- Casas, J.S., Sordo, J., 2006. Lead: Chemistry, Analytical Aspects, Environmental Impact and Health Effects. Elsevier.
- Cecchi, M., 2008. Devenir du plomb dans le système sol-plante (phdthesis). Institut National Polytechnique de Toulouse.

- Cecchi, M., Dumat, C., Alric, A., Felix-Faure, B., Pradere, P., Guiresse, M., 2008. Multi-metal contamination of a calcic cambisol by fallout from a lead-recycling plant. *Geoderma, Antarctic Soils and Soil Forming Processes in a Changing Environment* 144, 287–298. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.11.023>
- Cheema, A.I., Liu, G., Yousaf, B., Abbas, Q., Zhou, H., 2020. A comprehensive review of biogeochemical distribution and fractionation of lead isotopes for source tracing in distinct interactive environmental compartments. *Sci. Total Environ.* 719, 135658. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135658>
- Chen, Y., Tian, W., Shao, Y., Li, Y.-J., Lin, L.-A., Zhang, Y.-J., Han, H., Chen, Z.-J., 2020. *Miscanthus* cultivation shapes rhizosphere microbial community structure and function as assessed by Illumina MiSeq sequencing combined with PICRUSt and FUNGUld analyses. *Arch. Microbiol.* 202, 1157–1171. <https://doi.org/10.1007/s00203-020-01830-1>
- Chen, Z.-J., Tian, W., Li, Y.-J., Sun, L.-N., Chen, Y., Zhang, H., Li, Y.-Y., Han, H., 2021. Responses of rhizosphere bacterial communities, their functions and their network interactions to Cd stress under phytostabilization by *Miscanthus* spp. *Environ. Pollut.* 287. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117663>
- Cheng, H., Hu, Y., 2010. Lead (Pb) isotopic fingerprinting and its applications in lead pollution studies in China: A review. *Environ. Pollut.* 158, 1134–1146. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.12.028>
- Chiaradia, M., Cupelin, F., 2000. Behaviour of airborne lead and temporal variations of its source effects in Geneva (Switzerland): comparison of anthropogenic versus natural processes. *Atmos. Environ.* 34, 959–971. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00213-7](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00213-7)
- Chou, C.-H., 2009. *Miscanthus* plants used as an alternative biofuel material: The basic studies on ecology and molecular evolution. *Renew. Energy, 2007 World Renewable Energy Conference - Pacific Rim Region* 34, 1908–1912. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2008.12.027>
- Clark, M.A., Douglas, M., Choi, J., 2018. Transport of Water and Solutes in Plants. OpenStax.
- Cloquet, C., Carignan, J., Libourel, G., 2006. Tracing Source Pollution in Soils Using Cadmium and Lead Isotopes. *Environ. Sci. Technol.* 40, 2525–2530. <https://doi.org/10.1021/es052232+>
- Commission européenne, 2023. Commission Regulation (EU) 2023-915 on maximum levels for certain contaminants in food.
- Cui, W., Li, X., Duan, W., Xie, M., Dong, X., 2023. Heavy metal stabilization remediation in polluted soils with stabilizing materials: a review. *Environ. Geochem. Health* 45, 4127–4163. <https://doi.org/10.1007/s10653-023-01522-x>
- Dar, M.I., Green, I.D., Khan, F.A., 2019. Trace metal contamination: Transfer and fate in food chains of terrestrial invertebrates. *Food Webs* 20, e00116. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2019.e00116>
- Ettler, V., Mihaljevic, M., Komárek, M., 2004. ICP-MS measurements of lead isotopic ratios in soils heavily contaminated by lead smelting: tracing the sources of pollution. *Anal. Bioanal. Chem.* 378, 311–317. <https://doi.org/10.1007/s00216-003-2229-y>
- FAO, 2025. La Situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture 2025. Lutter contre la dégradation des terres à toutes les échelles d'exploitation. Rome. <https://doi.org/10.4060/cd7067fr>
- FAO, U., 2021. Global assessment of soil pollution - Summary for policy makers. Rome. <https://doi.org/10.4060/cb4827en>

- Fischer, S., Kühnlenz, T., Thieme, M., Schmidt, H., Clemens, S., 2014. Analysis of plant Pb tolerance at realistic submicromolar concentrations demonstrates the role of phytochelatin synthesis for Pb detoxification. *Environ. Sci. Technol.* 48, 7552–7559. <https://doi.org/10.1021/es405234p>
- Franssens, M., Flament, P., Deboudt, K., Weis, D., Perdrix, E., 2004. Evidencing lead deposition at the urban scale using “short-lived” isotopic signatures of the source term (Pb–Zn refinery). *Atmos. Environ.* 38, 5157–5168. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.05.009>
- Gelly, R., Fekiacova, Z., Guihou, A., Doelsch, E., Deschamps, P., Keller, C., 2019. Lead, zinc, and copper redistributions in soils along a deposition gradient from emissions of a Pb–Ag smelter decommissioned 100 years ago. *Sci. Total Environ.* 665, 502. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.092>
- Gupta, M., Dwivedi, V., Kumar, S., Patel, A., Niazi, P., Yadav, V.K., 2024. Lead toxicity in plants: mechanistic insights into toxicity, physiological responses of plants and mitigation strategies. *Plant Signal. Behav.* 19, 2365576. <https://doi.org/10.1080/15592324.2024.2365576>
- He, Z.L., Yang, X.E., Stoffella, P.J., 2005. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *J. Trace Elem. Med. Biol.* 19, 125–140. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2005.02.010>
- Health Effects Institute, 2024. State of Global Air 2024. Special Report.
- Hou, D., Jia, X., Wang, L., McGrath, S.P., Zhu, Y.-G., Hu, Q., Zhao, F.-J., Bank, M.S., O’Connor, D., Nriagu, J., 2025. Global soil pollution by toxic metals threatens agriculture and human health. *Science* 388, 316–321. <https://doi.org/10.1126/science.adr5214>
- Jensen, P.E., Ottosen, L.M., Pedersen, A.J., 2006. Speciation Of Pb In Industrially Polluted Soils. *Water. Air. Soil Pollut.* 170, 359–382. <https://doi.org/10.1007/s11270-005-9008-7>
- Komárek, M., Ettler, V., Chrastný, V., Mihaljevič, M., 2008. Lead isotopes in environmental sciences: A review. *Environ. Int.* 34, 562–577. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.10.005>
- Kosakivska, I.V., Babenko, L.M., Romanenko, K.O., Korotka, I.Y., Potters, G., 2021. Molecular mechanisms of plant adaptive responses to heavy metals stress. *Cell Biol. Int.* 45, 258–272. <https://doi.org/10.1002/cbin.11503>
- Kounougous, M., 2025. Rôle de la matière organique apportée par le miscanthus dans la stabilisation des éléments traces. UCLouvain.
- Li, J.-T., Baker, A.J.M., Ye, Z.-H., Wang, H.-B., Shu, W.-S., 2012. Phytoextraction of Cd-Contaminated Soils: Current Status and Future Challenges. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 42, 2113–2152. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.574105>
- Li, S.-W., Li, M.-Y., Sun, H.-J., Li, H.-B., Ma, L.Q., 2020. Lead bioavailability in different fractions of mining- and smelting-contaminated soils based on a sequential extraction and mouse kidney model. *Environ. Pollut.* 262, 114253. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114253>
- Li, T., Tao, Q., Liang, C., Shohag, M.J.I., Yang, X., Sparks, D.L., 2013. Complexation with dissolved organic matter and mobility control of heavy metals in the rhizosphere of hyperaccumulator *Sedum alfredii*. *Environ. Pollut.* 182, 248–255. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.07.025>
- Li, Wei, Gou, W., Li, Weiqiang, Zhang, T., Yu, B., Liu, Q., Shi, J., 2019. Environmental applications of metal stable isotopes: Silver, mercury and zinc. *Environ. Pollut.* 252, 1344–1356. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.037>

- Liu, L., Li, W., Song, W., Guo, M., 2018. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. *Sci. Total Environ.* 633, 206–219. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.161>
- Lu, P., Nuhfer, N.T., Kelly, S., Li, Q., Konishi, H., Elswick, E., Zhu, C., 2011. Lead coprecipitation with iron oxyhydroxide nano-particles. *Geochim. Cosmochim. Acta* 75, 4547–4561. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2011.05.035>
- McGrath, S.P., Zhao, F.-J., 2003. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Curr. Opin. Biotechnol.* 14, 277–282. [https://doi.org/10.1016/S0958-1669\(03\)00060-0](https://doi.org/10.1016/S0958-1669(03)00060-0)
- Meena, V., Dotaniya, M.L., Saha, J.K., Das, H., Patra, A.K., 2020. Impact of Lead Contamination on Agroecosystem and Human Health, in: Gupta, D.K., Chatterjee, S., Walther, C. (Eds.), *Lead in Plants and the Environment*. Springer International Publishing, Cham, pp. 67–82. https://doi.org/10.1007/978-3-030-21638-2_4
- Mishra, P., Ali, S., Kumar, R., Shekhar, S., 2025. Global lead contamination in soils, sediments, and aqueous environments: Exposure, toxicity, and remediation. *J. Trace Elem. Miner.* 14, 100259. <https://doi.org/10.1016/j.jtemin.2025.100259>
- Monna, F., Lancelot, J., Croudace, I.W., Cundy, A.B., Lewis, J.T., 1997. Pb Isotopic Composition of Airborne Particulate Material from France and the Southern United Kingdom: Implications for Pb Pollution Sources in Urban Areas. *Environ. Sci. Technol.* 31, 2277–2286. <https://doi.org/10.1021/es960870+>
- Novák, M., Emmanuel, S., Vile, M.A., Erel, Y., Véron, A., Paces, T., Wieder, R.K., Vanecek, M., Stepánová, M., Brízová, E., Hovorka, J., 2003. Origin of lead in eight Central European peat bogs determined from isotope ratios, strengths, and operation times of regional pollution sources. *Environ. Sci. Technol.* 37, 437–445. <https://doi.org/10.1021/es0200387>
- Nsanganwimana, F., Al Souki, K.S., Waterlot, C., Douay, F., Pelfrêne, A., Ridošková, A., Louvel, B., Pourrut, B., 2021. Potentials of *Miscanthus x giganteus* for phytostabilization of trace element-contaminated soils: *Ex situ* experiment. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 214, 112125. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112125>
- Nsanganwimana, F., Pourrut, B., Waterlot, C., Louvel, B., Bidar, G., Labidi, S., Fontaine, J., Muchembled, J., Lounès-Hadj Sahraoui, A., Fourier, H., Douay, F., 2015. Metal accumulation and shoot yield of *Miscanthus x giganteus* growing in contaminated agricultural soils: Insights into agronomic practices. *Agric. Ecosyst. Environ.* 213, 61–71. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.07.023>
- Orgiazzi, A., Ballabio, C., Panagos, P., Jones, A., Fernández-Ugalde, O., 2018. LUCAS Soil, the largest expandable soil dataset for Europe: a review. *Eur. J. Soil Sci.* 69, 140–153. <https://doi.org/10.1111/ejss.12499>
- Park, J.H., Bolan, N., Megharaj, M., Naidu, R., Chung, J.W., 2011. Bacterial-Assisted Immobilization of Lead in Soils : Implications for Remediation(Symposium 3.5.1 Heavy Metal Contaminated Soils,<Special Issue>International Symposium: Soil Degradation Control, Remediation, and Reclamation, Tokyo Metropolitan University Symposium Series No.2, 2010). *Pedologist* 54, 162–174. https://doi.org/10.18920/pedologist.54.3_162
- Pavel, P.-B., Puschenreiter, M., Wenzel, W.W., Diacu, E., Barbu, C.H., 2014. Aided phytostabilization using *Miscanthus sinensis* × *giganteus* on heavy metal-contaminated soils. *Sci. Total Environ.* 479–480, 125–131. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.097>

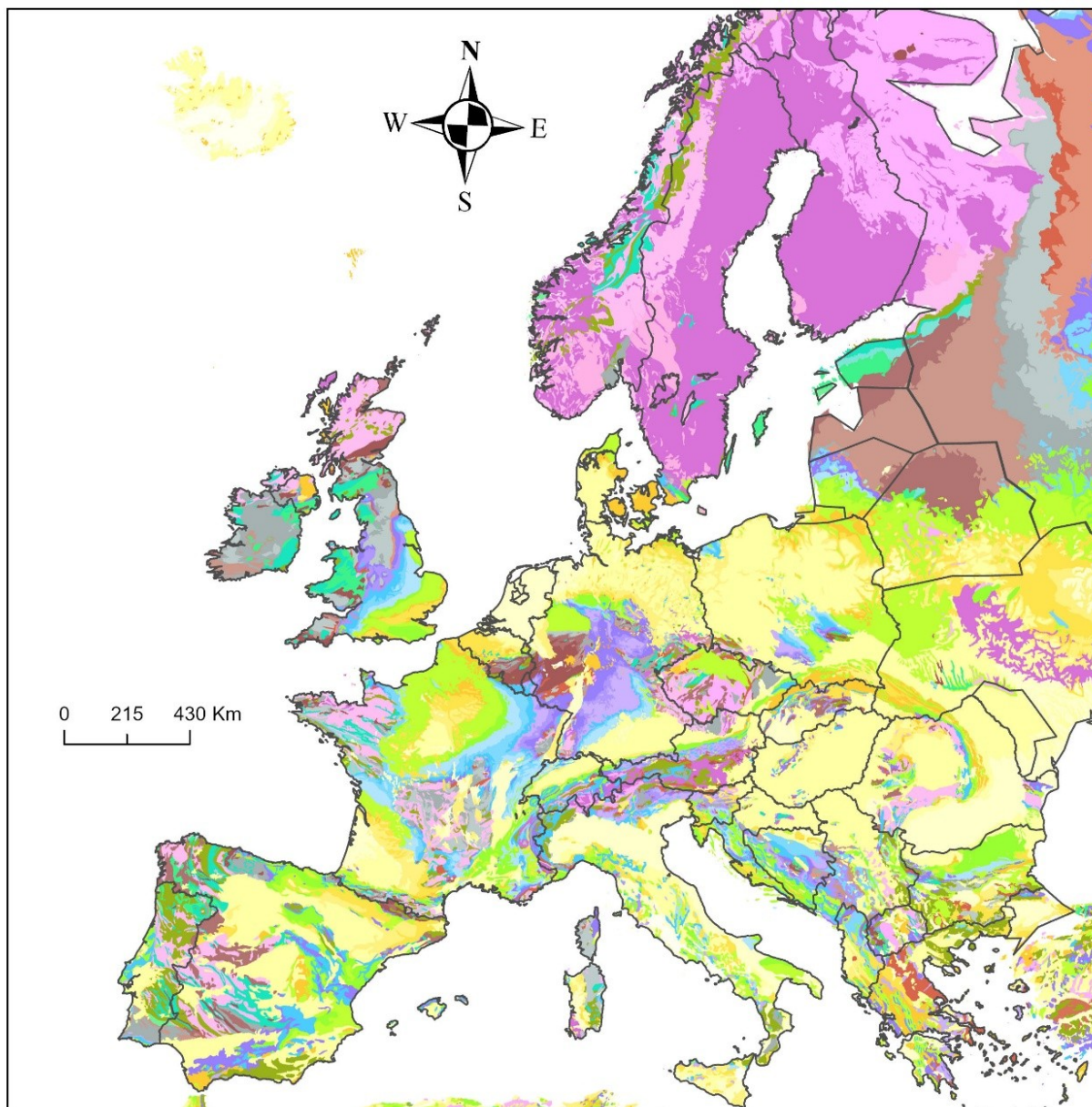
- Pelfrène, A., Kleckeroá, A., Pourrut, B., Nsanganwimana, F., Douay, F., Waterlot, C., 2015. Effect of *Miscanthus* cultivation on metal fractionation and human bioaccessibility in metal-contaminated soils: comparison between greenhouse and field experiments. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 3043–3054. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3585-1>
- Petit, D., Véron, A., Flament, P., Deboudt, K., Poirier, A., 2015. Review of pollutant lead decline in urban air and human blood: A case study from northwestern Europe. *Comptes Rendus Geosci., Geochemical and isotopic record of anthropogenic activities (Part 1)* 347, 247–256. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2015.02.004>
- Petit, L., 2024. Phytostabilisation des éléments traces par le miscanthus dans les sols contaminés : apport du traçage isotopique du cuivre et du zinc. UCLouvain.
- Pilon-Smits, E., 2005. Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Biol.* 56, 15–39. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>
- Pourret, O., Bollinger, J.-C., 2017. ‘Heavy Metals’ - What to do now: To use or not to use? *Sci. Total Environ.* 610–611, 419–420. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.043>
- Rabinowitz, M.B., 2005. Lead isotopes in soils near five historic American lead smelters and refineries. *Sci. Total Environ.* 346, 138–148. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.11.021>
- Rahman, S.U., Qin, A., Zain, M., Mushtaq, Z., Mehmood, F., Riaz, L., Naveed, S., Ansari, M.J., Saeed, M., Ahmad, I., Shehzad, M., 2024. Pb uptake, accumulation, and translocation in plants: Plant physiological, biochemical, and molecular response: A review. *Heliyon* 10. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e27724>
- Reimann, C., Flem, B., Arnoldussen, A., Englmaier, P., Finne, T.E., Koller, F., Nordgulen, Ø., 2008. The biosphere: A homogeniser of Pb-isotope signals. *Appl. Geochem.* 23, 705–722. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.12.002>
- Reimann, C., Flem, B., Fabian, K., Birke, M., Ladenberger, A., Négrel, P., Demetriades, A., Hoogewerff, J., 2012. Lead and lead isotopes in agricultural soils of Europe – The continental perspective. *Appl. Geochem.* 27, 532–542. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2011.12.012>
- Robinson, B.H., Leblanc, M., Petit, D., Brooks, R.R., Kirkman, J.H., Gregg, P.E.H., 1998. The potential of *Thlaspi caerulescens* for phytoremediation of contaminated soils. *Plant Soil* 203, 47–56. <https://doi.org/10.1023/A:1004328816645>
- Salt, D.E., Smith, R.D., Raskin, I., 1998. PHYTOREMEDIATION. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 49, 643–668. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.49.1.643>
- Sangster, D.F., Outridge, P.M., Davis, W.J., 2000. Stable lead isotope characteristics of lead ore deposits of environmental significance. *Environ. Rev.* 8, 115–147. <https://doi.org/10.1139/a00-008>
- Sarwar, N., Imran, M., Shaheen, M.R., Ishaque, W., Kamran, M.A., Matloob, A., Rehim, A., Hussain, S., 2017. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives. *Chemosphere* 171, 710–721. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.116>
- Schat, H., Llugany, M., Vooijs, R., Hartley-Whitaker, J., Bleeker, P.M., 2002. The role of phytochelatins in constitutive and adaptive heavy metal tolerances in hyperaccumulator and non-hyperaccumulator metallophytes. *J. Exp. Bot.* 53, 2381–2392. <https://doi.org/10.1093/jxb/erf107>
- Shabbir, S., Rhee, H., 2015. Pd Nanoparticles Supported on Anion Exchange Resin and its Application to Hydrodechlorination of PCBs.

- Shackira, A.M., Puthur, J.T., 2019. Phytostabilization of Heavy Metals: Understanding of Principles and Practices, in: Srivastava, S., Srivastava, A.K., Suprasanna, P. (Eds.), Plant-Metal Interactions. Springer International Publishing, Cham, pp. 263–282. https://doi.org/10.1007/978-3-030-20732-8_13
- Sharma, P., Dubey, R.S., 2005. Lead toxicity in plants. *Braz. J. Plant Physiol.* 17, 35–52. <https://doi.org/https://doi.org/10.1590/S1677-04202005000100004>
- Simard, C., 2018. Réhabilitation des sols contaminés et phytoremédiation: le modèle PhytoVan et la mesure des services écosystémiques. Institut de recherche en économie contemporaine, Montréal (Québec).
- Simatupang, M.M., Veronika, E., Irfandi, A., Azteria, V., 2024. Potential Impacts of Lead on Health: A Review of Environmental Exposure, Population at Risk, and Toxic Effects. *J. Kesehat. Lingkung.* 16, 277–288. <https://doi.org/10.20473/jkl.v16i3.2024.277-288>
- Song, P., Xu, D., Yue, J., Ma, Y., Dong, S., Feng, J., 2022. Recent advances in soil remediation technology for heavy metal contaminated sites: A critical review. *Sci. Total Environ.* 838, 156417. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156417>
- Stanek, L.W., Xue, J., Lay, C.R., Helm, E.C., Schock, M., Lytle, D.A., Speth, T.F., Zartarian, V.G., 2020. Modeled Impacts of Drinking Water Pb Reduction Scenarios on Children's Exposures and Blood Lead Levels. *Environ. Sci. Technol.* 54, 9474–9482. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00479>
- Stegink, T.G., Rader, S.T., 2024. Lead Translocation and Isotopic Fractionation after Uptake by *Brassica juncea* (Brown Mustard). *ACS Earth Space Chem.* 8, 2187–2197. <https://doi.org/10.1021/acsearthspacechem.4c00174>
- Sterckeman, T., Douay, F., Proix, N., Fourrier, H., 2000. Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in the North of France. *Environ. Pollut.* 107, 377–389. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00165-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00165-7)
- Taiz, L., Zeiger, E., Moller, I.M., Murphy, A., 2015. *Plant Physiology and Development*, Sixth Edition.
- Tóth, G., Hermann, T., Da Silva, M.R., Montanarella, L., 2016. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environ. Int.* 88, 299–309. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.12.017>
- Véron, A., Flament, P., Bertho, M.L., Alleman, L., Flegat, R., Hamelin, B., 1999. Isotopic evidence of pollutant lead sources in Northwestern France. *Atmos. Environ.* 33, 3377–3388. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00376-8](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00376-8)
- Weis, D., Kieffer, B., Maerschalk, C., Barling, J., Jong, J. de, Williams, G.A., Hanano, D., Pretorius, W., Mattielli, N., Scoates, J.S., Goolaerts, A., Friedman, R.M., Mahoney, J.B., 2006. High-precision isotopic characterization of USGS reference materials by TIMS and MC-ICP-MS. *Geochem. Geophys. Geosystems* 7. <https://doi.org/10.1029/2006GC001283>
- Wójcik, M., Vangronsveld, J., Tukiendorf, A., 2005. Cadmium tolerance in *Thlaspi caerulescens*. *Environ. Exp. Bot.* 53, 151–161. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2004.03.010>
- World Health Organization, 2025. Exposure to lead: a major public health concern, fourth edition. Preventing disease through healthy environments. Genève.
- Wu, J., Ye, J., Liu, X., Han, Z., Bi, X., 2024. Significant lead isotope ‘fractionation’ in maize records plant lead uptake, transfer, and detoxification mechanisms. *Sci. Total Environ.* 954, 176417. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176417>
- Yang, Z., Liu, S., Zheng, D., Feng, S., 2006. Effects of cadmium, zinc and lead on soil enzyme activities. *J. Environ. Sci.* 18, 1135–1141. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(06\)60051-X](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(06)60051-X)

- Yıldırım, K., Kasım, G.Ç., 2018. Phytoremediation potential of poplar and willow species in small scale constructed wetland for boron removal. *Chemosphere* 194, 722–736. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.036>
- Yuan, H., Yuan, W., Cheng, C., Liang, P., Liu, X., Dai, M., Bao, Z., Zong, C., Chen, K., Lai, S., 2016. Evaluation of lead isotope compositions of NIST NBS 981 measured by thermal ionization mass spectrometer and multiple-collector inductively coupled plasma mass spectrometer. *Solid Earth Sci.* 1, 74–78. <https://doi.org/10.1016/j.sesci.2016.04.001>
- Zeng, G., Wan, J., Huang, D., Hu, L., Huang, C., Cheng, M., Xue, W., Gong, X., Wang, R., Jiang, D., 2017. Precipitation, adsorption and rhizosphere effect: The mechanisms for Phosphate-induced Pb immobilization in soils-A review. *J. Hazard. Mater.* 339, 354–367. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.05.038>

9 Annexes

9.1 Carte géologique internationale de l'Europe



IGME5000, 2005

Figure 9.1 : **Géologie des sols européens.** Données issues de la Carte géologique internationale de l'Europe (IGME 5000, échelle 1:5 000 000), réalisée par le Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) et la Commission de la Carte Géologique du Monde (CCGM), représentant la géologie pré-quaternaire européenne.



Figure 9.2 : Légende de la Carte géologique internationale de l'Europe.

9.2 Données brutes

Tableau 9.1 : Revue des signatures isotopiques de différentes sources anthropiques et lithogénique issues de la littérature

Références	Source	Matrice	Pays	206/207	208/206
Véron et al. (1999)	Métallurgie Fe-Mn	Aérosol	Nord-Pas de Calais	1,1176	2,1406
Véron et al. (1999)	Métallurgie Fe-Mn	Aérosol	Nord-Pas de Calais	1,1064	2,1575
Véron et al. (1999)	Métallurgie Fe-Mn	Aérosol	Nord-Pas de Calais	1,1099	2,1537
Véron et al. (1999)	Métallurgie d'acier	Aérosol	Nord-Pas de Calais	1,2226	2,0035
Véron et al. (1999)	Métallurgie d'acier	Aérosol	Nord-Pas de Calais	1,2064	2,0189
Véron et al. (1999)	Métallurgie d'acier	Aérosol	Nord-Pas de Calais	1,1944	2,0315
Véron et al. (1999)	Métallurgie d'acier	Aérosol	Nord-Pas de Calais	1,1829	2,0466
Véron et al. (1999)	Métallurgie d'acier	Aérosol	Nord-Pas de Calais	1,1786	2,0537
Véron et al. (1999)	Métallurgie d'acier	Aérosol	Nord-Pas de Calais	1,1897	2,039
Véron et al. (1999)	Fonderie Pb	Aérosol	Nord-Pas de Calais	1,1336	2,1263
Véron et al. (1999)	Fonderie Pb	Aérosol	Nord-Pas de Calais	1,1323	2,1275
Baron et al. (2005)	Pb lithogénique	Sol	France(Mont-Lozère/Cévennes)	1,2368	1,9783
Baron et al. (2005)	Pb lithogénique	Sol	France(Mont-Lozère/Cévennes)	1,2486	1,9622
Baron et al. (2005)	Pb lithogénique	Sol	France(Mont-Lozère/Cévennes)	1,2298	1,9783
Baron et al. (2005)	Pb lithogénique	Sol	France(Mont-Lozère/Cévennes)	1,2297	1,9973
Baron et al. (2005)	Pb lithogénique	Sol	France(Mont-Lozère/Cévennes)	1,231	1,9946
Baron et al. (2005)	Pb lithogénique	Sol	France(Mont-Lozère/Cévennes)	1,2032	2,0365
Baron et al. (2005)	Pb lithogénique	Sol	France(Mont-Lozère/Cévennes)	1,1994	2,0436
Baron et al. (2005)	Pb lithogénique	Sol	France(Mont-Lozère/Cévennes)	1,2024	2,0391
Baron et al. (2005)	Pb lithogénique	Sol	France(Mont-Lozère/Cévennes)	1,2021	2,0383
Reimann et al (2012)	Moyenne sols agricoles européens	Sol	Europe	1,202	2,067
Baron et al. (2005)	Pb lithogénique	Sol	France	1,2015	2,0365
(Rabinowitz, 2005)	Métallurgie (E.-U, Missouri)	Sol	US	1,298	1,93050193
(Rabinowitz, 2005)	Métallurgie (E.-U, Missouri)	Sol	US	1,352	1,78571429
(Rabinowitz, 2005)	Métallurgie (E.-U, Missouri)	Sol	US	1,306	1,9193858
(Rabinowitz, 2005)	Métallurgie (E.-U, Missouri)	Sol	US	1,297	1,92678227
(Rabinowitz, 2005)	Métallurgie (E.-U, Missouri)	Sol	US	1,297	1,92678227

(Rabinowitz, 2005)	Métallurgie (E.-U, Missouri)	Sol	US	1,287	1,9379845
(Monna et al., 1997)	Essence européenne	Essence		1,0693	2,198
(Monna et al., 1997)	Essence européenne	Essence		1,0806	2,1832
(Monna et al., 1997)	Essence européenne	Essence		1,0942	2,1719
(Monna et al., 1997)	Essence européenne	Essence		1,0942	2,1705
(Monna et al., 1997)	Essence européenne	Essence		1,0753	2,1904
(Monna et al., 1997)	Essence européenne	Essence		1,0878	2,1777
(Monna et al., 1997)	Essence européenne	Essence		1,0736	2,1914
(Monna et al., 1997)	Essence européenne	Essence		1,0856	2,1796
(Monna et al., 1997)	Essence européenne	Essence		1,0943	2,1728
(Chiaradia & Cupelin, 2000)	Pb lithogénique	Sol	Suisse	1,184476254	2,076714
(Chiaradia & Cupelin, 2000)	Essence européenne	Essence	Suisse	1,120228527	2,132083
(Chiaradia & Cupelin, 2000)	Essence européenne	Essence	Suisse	1,080943188	2,1780921
(Chiaradia & Cupelin, 2000)	Essence européenne	Essence	Suisse	1,125781292	2,127534
(Chiaradia & Cupelin, 2000)	Essence européenne	Essence	Suisse	1,105055407	2,149301
(Chiaradia & Cupelin, 2000)	Essence européenne	Essence	Suisse	1,119000062	2,138214
(Chiaradia & Cupelin, 2000)	Essence européenne	Essence	Suisse	1,132048986	2,122904
(Chiaradia & Cupelin, 2000)	Essence européenne	Essence	Suisse	1,091049142	2,166866
(Chiaradia & Cupelin, 2000)	Essence européenne	Essence	Suisse	1,115705338	2,14191
(Chiaradia & Cupelin, 2000)	Essence européenne	Essence	Suisse	1,103842919	2,148633
(Chiaradia & Cupelin, 2000)	Essence européenne	Essence	Suisse	1,115940654	2,139145
(Ettler et al., 2004)	Fonderie Pb	Scories	Příbram (Czech Republic)	1,165	2,104
(Ettler et al., 2004)	Fonderie Pb	Scories	Příbram (Czech Republic)	1,169	2,1
(Ettler et al., 2004)	Fonderie Pb	Poussières	Příbram (Czech Republic)	1,167	2,098
(Ettler et al., 2004)	Fonderie Pb	Poussières	Příbram (Czech Republic)	1,177	2,081
(Petit et al., 2015)	Fonderie Pb	Poussières	Hoboken (Belgique)	1,1779	2,0841
(Petit et al., 2015)	Fonderie Pb	Poussières	Hoboken (Belgique)	1,1784	2,0849
(Cloquet et al., 2006)	Fonderie Pb	Sol	Nord-Pas de Calais	1,1549	2,11169091
(Cloquet et al., 2006)	Fonderie Pb	Sol	Nord-Pas de Calais	1,1576	2,11056947
(Cloquet et al., 2006)	Fonderie Pb	Sol	Nord-Pas de Calais	1,1569	2,11100648

(Cloquet et al., 2006)	Fonderie Pb	Sol	Nord-Pas de Calais	1,1563	2,11205941
(Cloquet et al., 2006)	Fonderie Pb	Sol	Nord-Pas de Calais	1,1565	2,11117878
(Cloquet et al., 2006)	Fonderie Pb	Sol	Nord-Pas de Calais	1,1579	2,10911105
(Cloquet et al., 2006)	Fonderie Pb	Sol	Nord-Pas de Calais	1,1565	2,11115421
(Cloquet et al., 2006)	Fonderie Pb	Sol	Nord-Pas de Calais	1,1574	2,11004096
(Cloquet et al., 2006)	Fonderie Pb	Sol	Nord-Pas de Calais	1,1583	2,10841039
(Cloquet et al., 2006)	Fonderie Pb	Sol	Nord-Pas de Calais	1,1575	2,10937068
(Cloquet et al., 2006)	Fonderie Pb	Sol	Nord-Pas de Calais	1,1584	2,10829366
(Cloquet et al., 2006)	Fonderie Pb	Sol	Nord-Pas de Calais	1,1667	2,09787141
(Cloquet et al., 2006)	Fonderie Pb	Sol	Nord-Pas de Calais	1,1633	2,10297117
(Cloquet et al., 2006)	Fonderie Pb	Poussières	Nord-Pas de Calais	1,1305	2,12202043
(Cloquet et al., 2006)	Fonderie Pb	Poussières	Nord-Pas de Calais	1,1273	2,1250569
(Cloquet et al., 2006)	Fonderie Pb	Scories	Nord-Pas de Calais	1,104	2,15599276

Tableau 9.2 : Rapports isotopiques mesurés du standard BHVO2 avec les valeurs théoriques (Weis et al., 2006) associées, incluant les écarts-types, erreurs relatives et RSD (%).

	208/204	207/204	206/204	208/206	206/207	n
BHVO2 (exp.)	38,2521	15,5364	18,6382	2,0524	1,1997	2
BHVO2 (th.)	38,2367	15,5334	18,6474	2,0505	1,2005	5
Écart-type	0,0038	0,0013	0,0041	0,0006	0,0002	-
RSD (%)	0,0099	0,0084	0,0220	0,0298	0,0295	-

Tableau 9.3 : Rapports isotopiques mesurés du standard interne de la tourbe de contrôle qualité, avec les valeurs internes associées, incluant les écarts-types, erreurs relatives et RSD (%).

	208/204	207/204	206/204	208/206	206/207	n
Tourbe (exp.)	38,2659	15,6222	18,2312	2,0989	1,167028	6
Tourbe (th.)	38,2716381	15,6237269	18,2332	2,0990	1,167021	221
SD	0,0082	0,0022	0,0028	0,00013424	$7,2 \times 10^{-6}$	-

Tableau 9.4 : Statistiques de réplication des rapports isotopiques d'un échantillon Mis(-)

	208/204	207/204	206/204	208/206	206/207
Moyenne (TQ4)	38,103	15,615	18,044	2,1117	1,1555
Écart-type	0,0052	0,0022	0,0020	$7,4 \times 10^{-5}$	$2,5 \times 10^{-5}$
RSD (%)	0,014	0,014	0,011	0,0035	0,0022

Tableau 9.5 : Rapport isotopique et teneur des échantillons de sol profond (2011) et de surface (2010 et 2023).

Année	Type	208/206	206/207	Pb (mg·kg ⁻¹)
2011	Sol	2,071998851	1,195971636	17
2010	Sol	2,111787273	1,15521074	934,8653
2010	Sol	2,111859615	1,155276586	836,2676
2010	Sol	2,111677192	1,155545123	967,9939
2010	Sol	2,112212623	1,15496646	802,3051
2010	Sol	2,111887065	1,15528052	754,7229
2010	Sol	2,112747892	1,154304989	698,2163
2023	Sol	2,112267689	1,154749885	742,2974
2023	Sol	2,11225718	1,155083314	783,6318
2023	Sol	2,111742105	1,155503665	795,6185
2023	Sol	2,111844392	1,155366794	741,3868
2023	Sol	2,112170468	1,155013103	749,4994
2023	Sol	2,112423746	1,154943554	610,8899

Tableau 9.6 : Rapports isotopiques et teneur des échantillons de miscanthus. Limite de détection de la teneur en Pb (DL) = 2 mg·kg⁻¹

Année	Type	208/206	206/207	Pb (mg·kg ⁻¹)
2023	Litière	2,11010297	1,155202976	DL
2023	Litière	2,108763241	1,156548579	DL
2023	Litière	2,108627585	1,156481886	DL
2023	Racines	2,109814757	1,156621769	DL
2023	Racines	2,11152179	1,155202845	DL
2023	Racines	2,111888281	1,154785493	DL
2023	Rhizomes	2,109663468	1,156491847	DL
2023	Rhizomes	2,108890376	1,157212413	DL
2023	Rhizomes	2,111611211	1,154935319	DL

Phytostabilisation du plomb par le miscanthus et traçage isotopique : comprendre le devenir du plomb pour la reconversion agricole.

Cas d'étude à Evin-Malmaison, France

Théo Quinet

La dégradation des terres a entraîné l'abandon annuel d'environ 3,6 millions d'hectares de sols agricoles à l'échelle mondiale entre 1992 et 2020. Parmi les facteurs responsables, la contamination par les éléments traces métalliques (ETM), héritage des activités industrielles passées, est considérée par la FAO comme l'une des dix principales causes de cette dégradation. Le plomb (Pb) est particulièrement préoccupant en raison de sa persistance dans les sols et de ses risques écotoxicologiques et sanitaires.

Cette étude évalue l'impact du miscanthus sur la dynamique de Pb dans des sols agricoles contaminés par les retombées d'un ancien site métallurgique. Elle repose sur une parcelle expérimentale cultivée depuis 13 ans sur un sol historiquement impacté par l'ancienne fonderie Metaleurop. L'objectif principal est d'identifier les sources de Pb dans les sols et dans la plante à partir des signatures isotopiques afin d'évaluer les processus de transfert, de redistribution et de stabilisation. Les teneurs en Pb et leur distribution verticale sont mobilisées en complément pour contextualiser les variations isotopiques.

Après 13 ans, les teneurs en Pb des horizons de surface diminuent globalement de 11 %, traduisant une redistribution de Pb dans le sol. Cette diminution reste toutefois moins marquée dans les parcelles cultivées en miscanthus, où les signatures isotopiques évoluent vers des valeurs légèrement plus lithogéniques, contrairement aux témoins qui tendent vers des signatures plus anthropiques. Les signatures isotopiques des organes du miscanthus ne montrent pas de fractionnement biologique marqué. Cependant, la litière présente une signature relativement plus lithogénique que celle du sol de surface, suggérant que le Pb mobilisé par la plante correspond à une fraction disponible relativement appauvrie en Pb anthropique, ce dernier étant davantage associé aux fractions stabilisées du sol.

Ces résultats indiquent que le miscanthus constitue une espèce pertinente pour la phytostabilisation des sols contaminés par Pb, en limitant sa mobilité et son transfert potentiel vers la chaîne trophique en modifiant sa distribution et sa disponibilité dans les sols.