



HAL
open science

Phytoremédiation des sols pollués par les rejets de l'exploitation artisanale de l'or sous contexte sahélien

Rose Yamma

► To cite this version:

Rose Yamma. Phytoremédiation des sols pollués par les rejets de l'exploitation artisanale de l'or sous contexte sahélien. Génie des procédés. Université de Strasbourg; Université Joseph Ki-Zerbo (Ouagadougou, Burkina Faso), 2025. Français. ⟨NNT : 2025STRAD056⟩. ⟨tel-05515058⟩

HAL Id: tel-05515058

<https://theses.hal.science/tel-05515058v1>

Submitted on 17 Feb 2026

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

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



HAL Authorization

ÉCOLE DOCTORALE MATHÉMATIQUES, SCIENCES DE L'INFORMATION ET DE L'INGÉNIEUR

Laboratoire ICube - UMR 7357 CNRS

En cotutelle avec l'Université Joseph KI-ZERBO

THÈSE présentée par :

Rose YAMMA

soutenue le: **17 décembre 2025**

pour obtenir le grade de : **Docteur de l'université de Strasbourg**

Discipline/ Spécialité : Génie des procédés - Environnement

**PHYTOREMÉDIATION DES SOLS
POLLUÉS PAR LES REJETS DE
L'EXPLOITATION ARTISANALE DE
L'OR SOUS CONTEXTE SAHÉLIEN**

RAPPORTEURS :

M. LEBEAU Thierry
M. ZONGO Inoussa

Professeur, université de Nantes
Directeur de recherche, CNRST

AUTRES MEMBRES DU JURY :

Mme MAIGA YALEU BATCHAKOUE Stéphanie
Mme QUARANTA Gaetana
M. GAUTIER Mathieu
Mme NGUEMTE MATSODOUM Pulchérie (invité)

Maitre de conférences, UJKZ
Maitre de conférences, IPHC
Professeur, INSA Lyon
Dr, Business Developer at SPARTHA MEDICAL

THÈSE dirigée par :

Mme DIALLO KONE Martine
M. YONLI Arsène
M.WANKO NGNIEN Adrien

Maitre de recherche, CNRST
Professeur, université Joseph KI-ZERBO
Professeur, université de Strasbourg

Rose YAMMA

PHYTOREMÉDIATION DES SOLS POLLUÉS PAR LES REJETS DE L'EXPLOITATION ARTISANALE DE L'OR SOUS CONTEXTE SAHÉLIEN

RESUME

Au Burkina Faso, l'exploitation minière artisanale de l'or (EMA), en forte expansion au cours des deux dernières décennies, constitue aujourd'hui une activité socioéconomique majeure au même titre que l'agriculture et l'élevage. Si elle représente une source importante de revenus pour les populations locales, elle génère toutefois d'importantes dégradations environnementales, notamment par l'accumulation d'éléments traces métalliques (ETM) dans les sols et résidus miniers. Dans ce contexte sahélien caractérisé par des contraintes climatiques sévères, l'identification de solutions écologiquement durables apparaît prioritaire. La phytoremédiation constitue à cet égard une alternative prometteuse.

La présente étude a pour objectif général d'évaluer le potentiel phytoremédiateur de deux graminées tropicales adaptées au climat sahélien pour la dépollution des sols contaminés par les rejets de l'EMA. Elle combine une expérimentation *in situ* sur deux sites miniers artisanaux (Nébia et Nimbrogo) et une expérimentation *ex situ* sous serre en conditions contrôlées, permettant d'analyser à la fois l'efficacité opérationnelle sur le terrain et les mécanismes physico-chimiques sous-jacents.

Les essais *in situ* réalisés avec *Chrysopogon zizanioides* ont montré, après douze mois, une réduction significative des teneurs totales en fer (Fe) et en zinc (Zn), respectivement de 22 % et 35 %. Cette diminution s'accompagne d'une amélioration notable de la structure du sol, d'une réduction de l'érosion et d'une recolonisation progressive par d'autres espèces herbacées, confirmant la faisabilité technique de la phytoremédiation en milieu sahélien non contrôlé.

Les essais *ex situ* conduits sur dix-huit mois ont permis d'approfondir la compréhension des mécanismes impliqués. Les deux espèces étudiées, *Chrysopogon zizanioides* et *Andropogon gayanus*, présentent des stratégies phytoremédiatrices contrastées mais complémentaires. *C. zizanioides* montre les meilleures performances, avec des taux d'élimination atteignant 38 % pour le Fe et 68 % pour le Zn, et un potentiel phytoremédiateur du Zn compris entre 75 et 78 % selon les campagnes. En conditions contrôlées, la réduction globale du Zn atteint environ 75 % pour le vétiver contre 45 % pour *A. gayanus*.

Les indices de bioaccumulation ($BCF < 1$) traduisent une accumulation racinaire modérée, tandis que les facteurs de translocation du Zn ($TF > 1$) indiquent une phytoextraction partielle de cet élément, notamment chez *C. zizanioides*. À l'inverse, *A. gayanus* présente une accumulation majoritairement racinaire et un transfert limité vers les parties aériennes, témoignant d'un mécanisme dominant de phytostabilisation.

L'analyse séquentielle BCR révèle que le Fe est majoritairement associé à la fraction résiduelle ($> 80\%$), traduisant une immobilisation durable dans la matrice minérale. Le Zn demeure plus labile, avec un facteur de mobilité supérieur à 50% , bien que cette mobilité tende à diminuer progressivement au cours de l'expérimentation. Les extractions sélectives ($CaCl_2$ et $NH_4OAc-EDTA$) confirment cette dynamique : la fraction soluble du Zn reste faible ($< 10\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) et la fraction potentiellement biodisponible diminue au fil du temps, suggérant un effet stabilisateur du système racinaire et des interactions rhizosphériques.

La confrontation des résultats *in situ* et *ex situ* montre que les essais en conditions contrôlées permettent d'identifier les mécanismes dominants de transfert, de stabilisation et de régulation des métaux, fournissant ainsi une base scientifique robuste pour interpréter les évolutions observées sur le terrain, malgré l'absence d'analyses de spéciation directement réalisées *in situ*. En définitive, *Chrysopogon zizanioides* combine phytostabilisation et phytoextraction partielle, tandis que *Andropogon gayanus* agit principalement comme plante barrière par stabilisation racinaire. Leur complémentarité fonctionnelle indique le potentiel des graminées tropicales adaptées aux conditions sahéniennes pour la réhabilitation durable des sites miniers artisanaux. Cette étude constitue ainsi une contribution scientifique et opérationnelle majeure à l'application de la phytoremédiation en contexte sahélien.

Mots clés : Phytoremédiation - Résidus miniers - Mobilité – Toxicité- Climat sahélien

ABSTRACT

In Burkina Faso, artisanal gold mining (AGM), which has expanded considerably over the past two decades, has become a major socioeconomic activity alongside agriculture and livestock farming. Although it represents a significant source of income for local populations, it also generates substantial environmental degradation, particularly through the accumulation of trace metals (TMs) in soils and mine tailings. In this Sahelian context, characterized by severe climatic constraints, the identification of environmentally sustainable remediation solutions has become a priority. Phytoremediation appears as a promising alternative in this regard.

The overall objective of this study was to assess the phytoremediation potential of two tropical grass species adapted to Sahelian climatic conditions for the remediation of soils contaminated by artisanal gold mining residues. The research combined an in situ experiment conducted on two artisanal mining sites (Nébia and Nimbrogo) with an ex situ greenhouse experiment under controlled conditions, enabling the evaluation of both field-scale operational efficiency and the underlying physicochemical mechanisms.

The in situ trials conducted with *Chrysopogon zizanioides* showed, after twelve months, a significant reduction in total iron (Fe) and zinc (Zn) concentrations of 22% and 35%, respectively. This decrease was accompanied by noticeable improvements in soil structure, reduced erosion, and progressive natural recolonization by other herbaceous species, thereby confirming the technical feasibility of phytoremediation under uncontrolled Sahelian field conditions.

The eighteen-month ex situ experiments provided further insight into the mechanisms involved. The two studied species, *Chrysopogon zizanioides* and *Andropogon gayanus*, exhibited contrasting yet complementary phytoremediation strategies. *C. zizanioides* demonstrated the highest performance, with removal rates reaching 38% for Fe and 68% for Zn, and a Zn phytoremediation potential ranging from 75% to 78% depending on the sampling campaign. Under controlled conditions, the overall Zn reduction reached approximately 75% for vetiver compared to 45% for *A. gayanus*.

Bioaccumulation factors ($BCF < 1$) indicated moderate root accumulation, while Zn translocation factors ($TF > 1$) suggested partial phytoextraction of this element, particularly in *C. zizanioides*. In contrast, *A. gayanus* exhibited predominantly root accumulation and limited transfer to aerial parts, reflecting a dominant phytostabilization mechanism.

Sequential BCR extraction analysis revealed that Fe was mainly associated with the residual fraction (> 80%), indicating long-term immobilization within the mineral matrix. Zn remained more labile, with a mobility factor exceeding 50%, although this mobility gradually decreased over time. Selective extractions (CaCl₂ and NH₄OAc–EDTA) confirmed this trend: the soluble Zn fraction remained low (< 10 mg·kg⁻¹), and the potentially bioavailable fraction progressively declined, suggesting a stabilizing effect of the root system and rhizospheric interactions.

The comparison between in situ and ex situ results shows that controlled experiments allow identification of the dominant mechanisms of metal transfer, stabilization, and regulation, thus providing a robust scientific basis for interpreting field-scale observations despite the absence of direct speciation analyses conducted on the mining sites.

Overall, *Chrysopogon zizanioides* combines phytostabilization and partial phytoextraction, whereas *Andropogon gayanus* primarily acts as a barrier plant through root-mediated stabilization. Their functional complementarity highlights the potential of tropical grasses adapted to Sahelian conditions for the sustainable rehabilitation of artisanal mining sites. This study therefore constitutes a major scientific and operational contribution to the application of phytoremediation in Sahelian environments.

Keywords : Phytoremediation - Mining residues - Mobility - Toxicity - Sahelian climate

DEDICACE

C'est avec un profond respect et une immense reconnaissance que je dédie cette thèse :

À **mes parents**, *YAMMA Bila Pierre* et son épouse *Christine*, pour vos bénédictions, et votre amour inconditionnel qui m'accompagnent à chaque étape de ma vie ;

À **mon frère**, *YAMMA Hermann*, pour ton appui indéfectible et tes encouragements permanents ;

À **mon époux**, *KOANDA Abdou Karim*, pour ta compréhension, ta patience et ton appui fidèle durant toutes ces années d'effort et de persévérance ;

À **nos enfants**, *Thara Elfried Sterenn*, *Afdal Ishhod Achraf* et *Neyla Christina Naelle*, dont l'amour et la présence m'inspirent chaque jour ;

Et enfin, à **tous les artisans mineurs** rencontrés sur les sites d'exploitation artisanale de l'or, que cette œuvre contribue humblement à améliorer vos conditions de vie et à faire entendre vos réalités.

CITATION

*« La persévérance, c'est ce qui rend
l'impossible possible, le possible probable
et le probable réalisé ».*

Robert Hal

REMERCIEMENTS

Cette thèse a été réalisée en cotutelle entre l'Université de Strasbourg en France et l'Université Joseph KI-ZERBO du Burkina Faso.

Avant tout propos, j'exprime ma profonde gratitude au Dieu Tout-Puissant, qui m'a comblée d'innombrables grâces et m'a soutenue tout au long de ce parcours doctoral.

- Je tiens à exprimer ma reconnaissance aux autorités de l'Université de Strasbourg et de l'Université Joseph KI-ZERBO qui m'ont permis de conduire cette thèse au sein de l'école doctorale Mathématiques, Sciences de l'Information et de l'Ingénieur (MSII 269) et de l'école doctorale Sciences et Technologies (EDST).

- Mes sincères remerciements vont également aux directeurs des laboratoires ICUBE (Sciences de l'Ingénieur, de l'Informatiques et de l'Imagerie) et LPCE (Physique et Chimie de l'environnement) pour m'avoir accueillie dans leurs unités de recherche.

- Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à l'Ambassade de France au Burkina Faso pour l'octroi de la bourse de mobilité dans le cadre de la cotutelle entre l'Université Joseph Ki-Zerbo et l'Université de Strasbourg. Ce financement, condition essentielle à la mise en œuvre de cette cotutelle, m'a permis d'effectuer quatre séjours scientifiques à Strasbourg. Ce soutien a non seulement rendu possible mon inscription à l'Université de Strasbourg, mais a également contribué de manière déterminante aux analyses de laboratoire et à l'aboutissement de cette thèse.

- Ma gratitude va également à l'ENGEES, pour son soutien financier à travers le projet Physolor qui a rendu possible la construction des pilotes expérimentaux.

- Je remercie le Fonds National de la Recherche et de l'Innovation pour le Développement (FONRID) du Burkina Faso ainsi que de l'Organisme Non gouvernemental Eau Clé du Développement Durable (ECDD/ Water-net) pour le financement des travaux de mise en œuvre de la phytoremédiation sur les sites expérimentaux.

- Ma reconnaissance la plus profonde va à l'équipe d'encadrement de cette thèse :

Professeur Adrien NGNIEN WANKO,

Sans même me connaître, vous m'avez ouvert les portes de l'Université de Strasbourg, et par extension celles du laboratoire ICUBE. Merci pour votre confiance. Vous n'avez ménagé aucun effort pour m'encadrer au quotidien, trouver des soutiens financiers, me conseiller et m'aider à évoluer dans le monde scientifique. Ce parcours fut des plus enrichissants à vos côtés, tant sur le plan personnel que professionnel. Recevez du fond du cœur mes sincères remerciements. Recevez du fond du cœur mes sincères remerciements. My "Daddy scientifique", votre contribution distinguée restera à jamais gravée dans ma mémoire.

Professeur Arsène Hampougouni YONLI,

Vous m'avez accompagnée depuis la licence jusqu'au doctorat. À travers ces lignes, je vous exprime toute ma gratitude pour la confiance renouvelée au fil des années, vos conseils scientifiques, votre disponibilité et vos encouragements constants malgré vos lourdes responsabilités.

Docteure Martine DIALLO/KONE,

C'est à vos côtés que j'ai véritablement débuté ma carrière de chercheuse. Vous m'avez accordé votre confiance depuis le master jusqu'à aujourd'hui. Cette étude est née de votre projet FONRID, et je vous suis infiniment reconnaissante pour votre rigueur scientifique, vos suggestions pertinentes, votre soutien administratif et surtout votre disponibilité et votre écoute bienveillante, qui m'ont souvent guidée dans mes décisions les plus importantes. C'est une grâce de vous avoir comme une « mère scientifique ».

- A toute l'équipe scientifique qui a bien voulu apprécier le présent travail, je vous adresse mes chaleureux remerciements. Je témoigne ma profonde gratitude à : M. LEBAU Thierry, Professeur à l'Université de Nantes ; M. GAUTIER Mathieu, Professeur à l'Université de Lyon (INSA) ; M. ZONGO Inoussa, Directeur de Recherches à IRSAT/CNRST ; Mme MAIGA YALEU BATCHAKOUE Stéphanie, Maître de Conférences à l'Université Joseph Ki-ZERBO et Mme QUARANTA Gaetana, Maître de conférences à l'Institut Pluridisciplinaire Hubert Curien (IPHC). Recevez mes sincères remerciements pour l'attention portée à ce travail et d'y apporter vos critiques constructives.

- Au laboratoire d'Etude des Eaux (LEE) de l'ENGEES, qui m'as accordé sa plateforme technique pour les analyses et les extractions chimiques. Merci à Marie-Pierre OTTERMATTE et Carole LUTZ pour leur accompagnement au laboratoire. Un merci particulier à Marie pour sa bienveillance et son écoute attentive.

- Au Centre de Recherches YSER LABS (CRYL) pour son précieux appui dans les analyses et caractérisations chimiques.

- J'exprime également ma reconnaissance et mes sincères remerciements à Dr Charles PARKOUDA, Directeur de l'IRSAT pour son soutien institutionnel.

- Je remercie Monsieur SENOU, Directeur du laboratoire SENEXEL et toute son équipe technique, pour leur aide dans les analyses des échantillons.

- Merci à mes collègues du Département Substances Naturelles de l'IRSAT (DSN/IRSAT), pour leur appui constant et leur marque de solidarité.

- A tous les membres du "journal club" DSN merci beaucoup, nos échanges et les critiques ont grandement contribué à améliorer la qualité du manuscrit.

- J'adresse ma profonde gratitude à mes camarades du Centre de Recherche YSER LABS, tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à l'élaboration et à la réalisation de ce projet, notamment Francis KONATE et Woulou SOMDA. Un merci spécial à Francis pour ses conseils avisés et sa présence fraternelle tout au long de ce parcours souvent semé d'embûches.

- Je souhaite aussi remercier chaleureusement les stagiaires MAIGA Guébré, NANA Asmao et SANOU Leslie qui m'ont accompagnée durant la mise en place des pilotes et le suivi des expérimentations. Leur engagement, leur sérieux et leur disponibilité ont été essentiels, notamment lors de mes séjours à Strasbourg, où ils ont assuré un suivi régulier et rigoureux des essais. Leur contribution a largement facilité l'avancement et la continuité de ce travail.

- Merci à ma team des doctorants ICUBE, notamment Salah, Shixian pour leur bonne humeur, leur solidarité et les excellents moments partagés au bureau.

- Je tiens à remercier sincèrement mes parents qui ont cru en moi et qui ont fait cette thèse avec moi à travers leur amour et soutien inestimable durant ce parcours. Mamie et papy YAMMA comme j'aime bien vous appeler, merci du fond du cœur. Que Dieu vous comble d'une longue vie paisible et heureuse.

- A mon frère Herman YAMMA, tu es une véritable bénédiction. Merci pour ton appui constant, tes encouragements et ton écoute depuis le premier jour où je t'ai parlé de mon rêve de faire une thèse. Ce travail est aussi le fruit de ton soutien.

- A ma belle-sœur Abzeta YAMMA ainsi qu'à mes enfants Mechior Yannick ; Fidelia et Imelda merci pour votre amour et votre soutien infaillible.

- A mes frères et sœurs Perpétue, Olive, Christian et Aristide, merci pour l'ambiance familiale tout au long de ce parcours doctoral.

- À mes amies chères de toujours Opportune, Francine et Liliane, merci à vous qui avez toujours cru à la « Madré » et pour vos mots réconfortants, pour votre présence ainsi que votre bienveillance dans les moments de doute. Vous avez toujours su me redonner le sourire ; je vous garde précieusement dans mon cœur.

- Enfin, je ne saurais clore ces remerciements et de reconnaissances, sans exprimer toute ma profonde gratitude à mon époux Karim Abdou KOANDA et à nos enfants Thara Elfried Sterenn, Afdal Ishhod Acharaf et Neylla Christina Naelle. Vous avez supporté mes longues absences et vous avez été ma source quotidienne de motivation, de réconfort et de persévérance. Vous êtes mes amours, ma force et ma fierté.

- Mon cher Karim, merci pour ton immense patience, ton soutien sans faille et ton double rôle de père et de mère durant toute cette aventure. Tu as toujours su m'encourager et me redonner le sourire dans les moments les plus difficiles. Bien que tu sois d'un domaine différent, sache que cette thèse est aussi la tienne, car tu l'as vécue avec moi et pour moi et, cela restera à jamais gravé dans mon cœur.

TABLE DES MATIERES

RESUME.....	i
ABSTRACT	iii
DEDICACE.....	v
REMERCIEMENTS	vii
TABLE DES MATIERES	xi
SIGLES ET ABREVIATIONS	xv
LISTE DES FIGURES.....	xvi
LISTE DES TABLEAUX.....	xix
LISTE TABLE	xix
INTRODUCTION GENERALE.....	1
Généralités sur l'exploitation artisanale de l'or au sahel.....	1
Généralités sur la phytoremédiation des sols	5
Les objectifs de l'étude.....	6
Organisation du manuscrit.....	7
PARTIE I : ETAT DE L'ART	11
Chapitre 1 : Généralités sur l'Exploitation Minière Artisanale (EMA) de l'or.....	12
I.1. Exploitation minière artisanale de l'or : contexte mondial.....	12
I.2. Exploitation minière artisanale de l'or en Afrique de l'Ouest.....	13
I.3. L'exploitation minière artisanale de l'or au Burkina Faso	14
I.4. Procédés d'exploitation	16
I.5. Les impacts de l'exploitation minière artisanale	24
I.6. Que retenir de l'exploitation minière artisanale ?	30
Chapitre 2 : Dynamique des éléments traces métalliques dans les sols	31
I.2.1. Généralités sur les sols	31
I.2.2. Géochimie des éléments traces métalliques étudiés	35
I.2.3. Méthodes d'évaluation de la dynamique des éléments traces métalliques.....	46
I.2.4. Que retenir de la dynamique de la dynamique des éléments trace dans les sols	56
Chapitre 3 : Les procédés d'élimination des éléments traces métalliques dans le sol - Focus sur la phytoremédiation	57
I.3.1. Les différentes techniques d'éliminations des éléments traces métalliques dans le sol	57
I.3.2. Application de la phytoremédiation à la dépollution des sols	60

I.3.3. Mécanismes de transfert et d'élimination des contaminants par les plantes	73
I.3.4. Potentialités des espèces végétales étudiées	76
I.3.5. Que retenir des différents procédés d'élimination des ETM dans le sol ?	84
PARTIE II : MATERIEL ET METHODES	85
Chapitre 1 : Cadre général de l'étude, contexte climatique et matériel végétal	87
II.1.1. Contexte climatique de la zone d'étude	87
II.1.2. Synthèse générale du climat sahélien de Ouagadougou (1992 – 2022).....	96
II.1.3. Description des sites expérimentaux	97
II.1.4. Le matériel végétal utilisé	100
Chapitre 2 : Expérimentation <i>ex situ</i> de la phytoremédiation des résidus miniers <i>par C.zizanioides</i> et <i>A.gyanus</i>	102
II.2.1. Dispositif expérimental <i>ex situ</i> de la phytoremédiation	102
II.2.2. Evaluation de la croissance des plants	109
II.2.3. Evaluation de l'efficacité phytoremédiatrice des plantes.....	114
II.2.4. Méthodes analytiques appliquées aux substrats miniers	117
II.2.5. Que retenir de la méthodologie de la technique de phytoremédiation <i>ex situ</i>	122
Chapitre 3 : Expérimentation <i>in situ</i> de la phytoremédiation des sols pollués.....	124
II.3.1. Mise en œuvre de la phytoremédiation	124
II.3.2. Entretien et suivi des plantations.....	130
II.3.3. Que retenir de la méthodologie de l'expérimentation de la phytoremédiation <i>in situ</i>	133
PARTIE III : RESULTATS ET DISCUSSION	134
Chapitre 1 : Evaluation morphologique et tolérance physiologique de <i>C. zizanioides</i> et <i>A. gyanus</i> en phytoremédiation <i>ex situ</i>	136
III.1.1. Morphological evaluation of <i>Chrysopogon zizanioides</i> : Criterion for the effectiveness of phytoremediation of mine tailings under sahelian climate	137
III.1.2. Évaluation morphologique et tolérance d' <i>Andropogon gyanus</i> cultivé sur les résidus miniers	155
III.1.3. Conclusion partielle	162
Chapitre 2 : Performances phytoremédiatrices et mécanismes différenciés de <i>Chrysopogon zizanioides</i> et <i>Andropogon gyanus</i> dans la dépollution des résidus miniers	164
III.2.1. Performances phytoremédiatrices des deux espèces végétales dans la dépollution des substrats étudiés	165
III.2.2. Réponses morpho-physiologiques et stratégies d'adaptation physiologique des végétaux	169

III.2.3. Corrélation multivariée entre les paramètres morphologiques et les indicateurs de performances phytoremédiatrice.....	175
III.2.4. Conclusion partielle	184
Chapiter 3: Assessment of iron and zinc mobility and bioavailability during phytoremediation of mine tailings via sequential and selective extraction	186
Abstract	186
III.3.1. Introduction.....	187
III.3.2. Material and methods.....	189
III.3.3. Results.....	194
III.3.4. Discussion	205
III.3.7. Conclusion	211
Chapitre 4 : Évaluation <i>in situ</i> du potentiel phytoremédiateur de <i>C. zizanioides</i> sur les sols contaminés par les rejets de l'Exploitation Minière Artisanale.....	212
III.4.1. Impact de la phytoremédiation sur les sites expérimentaux	212
III.4.2. Dynamique des éléments traces métalliques et réponse des sols à la phytoremédiation	217
III.4.3. Conclusion partielle	220
Chapitre 5 : Contribution de l'étude à l'application de la phytoremédiation dans un contexte sahélien	222
III.5.1. Mécanisme de phytoremédiation mise en œuvre par <i>Chrysopogon zizanioides</i>	222
III.5.2. Mécanisme de phytoremédiation mise en œuvre par <i>Andropogo gayanus</i>	224
III.5.3. Contribution de l'étude	225
III.5.4. Conclusion partielle	227
CONCLUSION GENERALE, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES.....	228
Conclusion générale.....	229
Recommandations générales.....	232
Perspectives.....	233
LISTE COMMUNICATION SCIENTIFIQUE	235
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	236
ANNEXES	257
Annexe 1. Méthodes d'analyse de la caractérisation physico-chimique des substrats miniers et des sols pollués.	258
Annexe 2. Méthode d'analyse du schéma BCR	261
Annexe 3. Méthode d'analyse des extractions sélectives.....	262
Annexe 4. Protocole de digestion acide totale à l'eau régale	265

Annexe 5. Construction de la serre expérimentale	267
Annexe 6. Mise en œuvre des pilotes expérimentaux	268
Annexe 7. Prélèvement des plantes	269
Annexe 8. Re végétalisation du site de Nimbrogro	271

SIGLES ET ABREVIATIONS

ACP	Analyses en composantes principales
AGM	Artisanal gold mining
ANEEMAS	Agence Nationale de l'Encadrement et de
BCF	Facteur de Bioconcentration
BCR	Bureau Communautaire de Reference
CEC	Capacité d'échange cationique
CNRST	Centre National de Recherche Scientifique et Technologique
COD	Carbone Organique Dissous
COT	Carbone organique total
DSN	Département Substances Naturelles
DW	Matière sèche biomasse
ECDD	Eau Clé du Développement Durable
EDTA	Ethylène diamine tetra acétique
EMA	Exploitation minière artisanale
ENGEES	Ecole Nationale de l'Eau et de l'Environnement
ETM	Elément Trace métallique
FBC	Facteur de bioconcentration
FM	Facteur de mobilité / Fator Mobility
FONRID	Fonds National de la Recherche et de l'Innovation pour le Développement
FT	Facteur de Translocation
FW	Poids frais total de la biomasse
ICUBE	Laboratoire sciences de l'ingénieur, de l'imagerie et de l'informatique
IRSAT	Institut de Recherche en Sciences Appliquées et Technologies
LEE	Laboratoire d'Etude des Eaux
LRS	Longueur Racinaire Spécifique
MEB	Microscopie Electronique à Balayage
MO	Matière Organique
PNP	Pollué Non Planté
PP	Pollué Planté
RGI	Indice de croissance relative
RGR	Taux de croissance relative
RWC	Relative water content
SRL	Specific root length
TF	Facteur de Translocation

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Chaîne d'activité de l'EMA et flux de matières (Roamba, 2014)	17
Figure 2. Photographie du puits d'extraction de minerai.....	18
Figure 3. Photographie du concassage du minerai (Roamba, 2014).....	19
Figure 4. Photographie du broyage du minerai (Yamma, 2020).....	20
Figure 5. Photographie du lavage du minerai (Yamma, 2022)	21
Figure 6. Photographie du processus d'amalgamation (Kouadio, 2014)	22
Figure 7. Photographie du brulage de l'amalgame (Kouassi, 2014).....	22
Figure 8. Vue en plan d'un bassin de cyanuration	23
Figure 9. Photographie d'un bassin de cyanuration (Yamma,2021).....	24
Figure 10. Photographie de dégradation physique des sols (Yamma,2022)	27
Figure 11. Photographie de pollution chimique des sols (Yamma,2022)	27
Figure 12. Photographie de pollution des ressources en eau (Affessi et al., 2016).....	28
Figure 13. Photographie des impacts sur la flore (Affessi et al.,2016)	29
Figure 14. Propriétés influençant l'accumulation et la biodisponibilité des ETM dans le sol .	35
Figure 15. Dynamique des métaux étudiés dans le sol (Yamma, 2025)	42
Figure 16. Différentes techniques d'éliminations des ETM dans les sols	57
Figure 17. Les différents mécanismes de la phytoremédiation des sols (Alchimia,2016).....	62
Figure 18. Mécanisme de la phytoextraction (Yamma, 2025).....	64
Figure 19. Mécanisme de la phytostabilisation (Yamma, 2025).....	65
Figure 20. Mécanisme phytodégradation (Yamma, 2025).....	66
Figure 21; Mécanisme de la phytovolatilisation (Yamma, 2025).....	67
Figure 22. Mécanisme de rhizodégradation (Yamma,2025).....	68
Figure 23. Fonctionnement général de la physiologie d'une plante supérieure (Innoverensvt, 2012).....	74
Figure 24. Mécanismes d'entrée des ETM dans la plante (Islam, 2024).....	75
Figure 25. Photographie de <i>C. zizanioides</i>	78
Figure 26. Photographie du système racinaire	78
Figure 27. Photographie de <i>Andropogon gayanus</i>	81
Figure 28. Dendrogramme des précipitations	88
Figure 29. Dendrogramme des températures minimales.....	90
Figure 30. Dendrogramme des températures maximales	90
Figure 31. Dendrogramme des humidités minimales.....	91
Figure 32. Dendrogramme des humidités maximales	92
Figure 33. Dendrogramme de l'insolation	94
Figure 34. Dendrogramme de la vitesse du vent.....	96
Figure 35. Localisation du site de Nebia.....	98
Figure 36. Géolocalisation du site de Nimbogo.....	100
Figure 37. Les matériaux de support (A=gravier grossier, B=gravillons, C=sable de rivière)	106
Figure 38. Stratification interne des pots	107
Figure 39. Photographie de la plantule faucardée du vétiver	108
Figure 40. Transplantation plantules.....	108
Figure 41. Ensemble des pots plantés à <i>C.zizanioides</i>	108
Figure 42. Photographie du dispositif expérimental	108

Figure 43. Vue générale de la serre expérimentale	109
Figure 44. Récolte plante entière.....	112
Figure 45. Mensuration du vétiver	112
Figure 46. Schéma récapitulatif de la mise en œuvre de la phytoremédiation <i>ex situ</i>	123
Figure 47. Schéma récapitulatif de l'évaluation des potentialités des plantes.....	124
Figure 48. Photographie du repiquage des éclats de souche	125
Figure 49. Photographie des éclats de souche en pots	125
Figure 50. Photographie de vétiver un mois après repiquage	125
Figure 51. Plan d'échantillonnage du site de Nebia	127
Figure 52. Plan d'échantillonnage à Nimbrogo	127
Figure 53. Maillage topographique de prélèvement de sols de Nébïa	128
Figure 54. Photographie des tranchées parallèles	129
Figure 55. Photographie de la profondeur des tranchées	129
Figure 56. Photographie des plants du vétiver, (Kambou,2020).....	130
Figure 57. Photographie de la mise en terre des plants à Nebia (Yamma,2020)	130
Figure 58. Schéma récapitulatif de l'implantation de la technique de phytoremédiation <i>in situ</i>	133
Figure 59. Washing process (Yamma, 2022).....	140
Figure 60. Cyanidation site of Nimbrogo (Yamma,2022)	141
Figure 61. Different layers set.....	143
Figure 62. Vetiver plant (2-month-old) before transplanting.....	143
Figure 63. Experimental pot just	143
Figure 64. Experimental pilot (at T12).....	143
Figure 65. Relative growth rate of morphological parameters.....	147
Figure 66. Relative growth rate of morphological parameters for the polluted modality by climatic season	147
Figure 67. Relative growth index (RGI) of morphological parameters per sampling campaign	150
Figure 68. Taux de croissance relatif (RGR) des paramètres morphologiques de <i>A.gayanus</i>	159
Figure 69. : Indices de croissance relative (RGI) des paramètres morphologiques des plantes	161
Figure 70. Taux moyen d'éliminations du Fe et du Zn dans les pots végétalisés.....	165
Figure 71. Analyse en Composante Principale (ACP) des paramètres morphologiques de croissance (a) et des indicateurs de performance phytoremédiatrice (b) de <i>C.zizanioides</i>	177
Figure 72. Analyse en Composante Principale (ACP) des paramètres morphologiques de croissance (a) et des indicateurs de performance phytoremédiatrice (b) RGR et des indices de performances de <i>A.gayanus</i>	180
Figure 73. Analyse en composantes principales conjointe des indices de performance phytoremédiatrice (BCF, TF et P) de <i>C. zizanioides</i> et de <i>A. gayanus</i>	183
Figure 74. Classification hiérarchique des indices de performance phytoremédiatrice (BCF, TF et P) des deux espèces étudiées.	184
Figure 75. Temporal dynamics of the reduction rates of total Fe and Zn concentrations in mine tailings under phytoremediation by <i>C. zizanioides</i> and <i>A. gayanus</i>	198
Figure 76. Distribution of Fe between the chemical fractions of by BCR method.....	200
Figure 77. Distribution of Zn between the chemical fractions of by BCR method	202

Figure 78. Factor mobility of Fe and Zn	204
Figure 79. Correlation of extraction methods	207
Figure 80. Potential Fe and Zn bioavailability	209
Figure 81. Evolution des teneurs en As, Hg, Fe et en Zn dans les sols du site de à Nebia	215
Figure 82. Evolution des teneurs en As, Hg, Fe et en Zn dans les sols du site de à Nimbrogo	217

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Objectifs de qualité des sols selon la réglementation Burkinabé et des références internationales	38
Tableau 2. Principaux mécanismes de phytoremédiation : principes et types de polluants associés.....	69
Tableau 3. Synthèse des études menées au Burkina Faso avec le Quelques résultats expérimentaux du vétiver	80
Tableau 4. Caractéristiques physico-chimiques initiales du substrat minier utilisé pour l'expérimentation ex situ	104
Tableau 5. Planification des campagnes de prélèvements	111
Tableau 6. Valeur moyenne du taux de tolérance (TI) de <i>A. gayanus</i>	156
Tableau 7. Variation moyenne de la teneur en eau relative (RWC) et de la longueur relative racinaire (LRS) de <i>A. gayanus</i>	156
Tableau 8. Synthèse qualitative de l'effet des saisons climatiques sur la dynamique de croissance relative des paramètres morphologiques de <i>C. zizanioides</i> et <i>A. gayanus</i>	163
Tableau 9. Les facteurs de bioconcentration et de translocations des végétaux	167
Tableau 10. Potentiel de phytoremédiation de <i>C.zizanioides</i> et <i>A.gayanus</i> au cours des périodes T1, T2 et T3.....	168
Tableau 11. Caractéristiques physico-chimiques moyennes (\pm ET) des sites expérimentaux	214

LISTE TABLE

Table 1. Physico-chemical characteristics and average level of Fe, Zn, Hg and As.....	141
Table 2. Experimental design with <i>C.zizanioides</i>	144
Table 3. Average tolerance index (TI), relative water content (RWC) and specific root length (LRS) of Average TI, RWC and LRS values for <i>C.Zizanioides</i> during the experimental period	145
Table 4. Proprieties physicochemical of the substrates.....	196

INTRODUCTION GENERALE

Généralités sur l'exploitation artisanale de l'or au sahel

Au cours de ces dernières années, notre planète est marquée par des pollutions environnementales avec des répercussions de plus en plus préoccupantes. Selon l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS, 2016)), toutes ces pollutions posent d'énormes problèmes environnementaux dont l'essentiel découle des conséquences des activités minières. En effet, il est impossible d'exploiter les ressources naturelles de façon irréversible sans compromettre les besoins des générations futures.

Le Burkina Faso est un pays sahélien dans lequel l'agriculture occupe une place importante dans l'économie, occupant environ 80% de la population active. Cependant, du fait de la vulnérabilité du système agricole face aux aléas climatiques, à la pression démographique et à la dégradation des sols, la population se tourne vers d'autres sources de revenus complémentaires. C'est dans ce contexte que l'Exploitation Minière Artisanale (EMA) de l'or, autrefois considérée comme une activité saisonnière de subsistance, s'est transformée en une activité économique incontournable. Cette mutation rapide de l'EMA, caractérisée par une expansion spatiale et humaine sans précédent, s'est toutefois accompagnée d'impacts environnementaux significatifs, notamment sur les sols et les ressources en eau, posant ainsi la question de la gestion durable des sites miniers après exploitation.

L'exploitation minière artisanale (EMA) aurifère en Afrique représente aujourd'hui près de 20 % de la production mondiale d'or issue de l'exploitation artisanale, et emploie environ neuf (09) millions de personnes en Afrique (WGC, 2022). Elle constitue une composante essentielle des économies et une stratégie de survie de la population rurale africaine (Brugger & Zanetti, 2020). Au Burkina Faso, la production d'or a connu une croissance spectaculaire entre 2000 et 2010, dans un contexte de forte hausse du cours mondial du métal précieux, ayant favorisé un boom du secteur minier. Dans ce contexte marqué par la hausse du cours de l'or et du développement rapide du secteur minier, le Burkina Faso s'est hissé, au cours des années 2010, au rang de quatrième exportateur d'or au niveau mondial (Conseil Mondial de l'Or, 2022). Cette forte augmentation de la production aurifère s'est traduite par une multiplication des mines artisanales dont le nombre est passé d'environ 200 sites en 2003 à plus de 700 en 2014 (ANEEMAS, 2020). En effet, au Burkina Faso, cette expansion rapide se matérialise annuellement par l'ouverture de nouveaux sites miniers artisanaux, estimée entre 5 et 10 sites,

couvrant des superficies comprises entre 1 et 1,26 km² (Kagambega et al., 2023). Selon les estimations du Programme des Nations Unies pour le développement (PNUD, 2011), environ 1,3 million de personnes seraient directement impliquées dans l'exploitation artisanale de l'or au Burkina Faso, soit près de 7 % de la population nationale (Bohbot, 2017). Cette activité constitue ainsi une source substantielle de revenus pour les populations rurales, générant un chiffre d'affaires d'environ 82 milliards de FCFA (Maradan et al., 2011). Cette activité représente donc un moyen significatif de réduction de la pauvreté et des inégalités de revenus dans les zones rurales. Cependant, bien qu'elle joue un rôle clé dans la lutte contre la pauvreté par injection de revenus monétaires en milieu rural (Gueye, 2001), la pratique de l'EMA engendre d'énormes et croissants problèmes environnementaux. Elle est source de pollution chimique des eaux, de dégradation de la biodiversité et des sols, et d'impacts remarquables sur la santé publique (Kagambega et al., 2023; Kouame et al., 2017; Maradan et al., 2011). Le principal enjeu réside dans le non-respect des normes environnementales en matière d'exploitation des sols arables, d'usage des produits chimiques ainsi que la gestion inadéquate des résidus miniers (Mensah et al., 2022).

En effet, depuis deux décennies, les prémices d'une intensification des impacts négatifs des activités minières ont été observées dans les pays au sud du Sahara, en lien avec la prolifération des sites et l'usage massif du mercure et du cyanure dans les techniques d'exploitation (Cooke & Johnson, 2002; Mensah et al., 2022). Au fil du temps, l'activité agricole est progressivement abandonnée au profit de sites d'exploitation accidentés et dégradés, le plus souvent contaminés par des substances chimiques toxiques. Ces terres anciennement cultivées deviennent impropres à l'agriculture. En Afrique de l'Ouest (Burkina Faso, Ghana, Sierra Leone), cette dynamique a été mise en évidence par le Centre africain pour la transformation économique (ACET, 2017) qui rapporte l'expansion de l'EMA au détriment des exploitations agricoles locales. Par ailleurs, dans le Sahel central, les zones agricoles et forestières sont massivement détruites et dégradées par cette activité. Les travaux de Tambol et al. (2023) indiquent une dégradation cumulée de plus de 400 hectares de terres agricoles ainsi qu'une perte supérieure à 577 km² de surfaces forestières, traduisant ainsi des impacts durables sur les écosystèmes et les communautés locales. Enfin, au Burkina Faso, des concentrations alarmantes de plusieurs éléments traces incluant des métaux et des métalloïdes (As, Hg, Fe, Zn, Pb et Cd) ont été observées dans les sols agricoles, menaçant leur usage alimentaire (Dabiré & Sako, 2024).

Dans le secteur minier, les mines à ciel ouvert constituent la forme d'exploitation ayant le plus grand impact sur les zones environnantes, en raison des superficies considérables occupées par les résidus et les déblais stériles (Lin et al., 2005). Les perturbations physiques générées par l'activité sont visibles à travers l'excavation de vastes surfaces, l'empilement de stériles et l'occupation prolongée des terres, comme l'illustre les travaux de (Kouame et al., 2017) où l'EMA a entraîné la déforestation, la dégradation des sols et l'abandon de nombreuses parcelles agricoles. Ces modifications morphologiques du paysage s'accompagnent d'effets induits par les substances chimiques, d'origine naturelle ou anthropique, qui constituent un risque majeur pour les écosystèmes. Le traitement du minerai dans l'exploitation industrielle fait recours à des réactifs chimiques tels que le cyanure et dont la mauvaise gestion des effluents et résidus nécessite des dispositifs stricts de confinement (Schoenberger, 2016) qui sont tout de même régis par des cadres législatifs et réglementaires. En revanche, la situation est d'autant plus préoccupante dans l'exploitation artisanale. En effet, en plus du cyanure, le mercure demeure largement employé pour l'amalgamation de l'or dans le procédé d'exploitation minière artisanale, en dépit de son interdiction formelle au Burkina Faso (DGPE, 2017). De plus, l'accumulation non contrôlée des résidus miniers dans l'environnement entraîne une dispersion massive du cyanure et des éléments traces (ET), incluant des métaux et des métalloïdes, notamment le mercure (Hg), le zinc (Zn), le fer (Fe) et l'arsenic (As), susceptibles de contaminer les sols et les ressources hydriques (Getaneh & Alemayehu, 2006; Mensah et al., 2022; Schoenberger, 2016). Par ailleurs, des éléments naturellement présents dans les roches sous des formes stables peuvent devenir mobiles ou biodisponibles lorsque les conditions physico-chimiques sont modifiées par l'activité minière (excavation, lixiviation, drainage acide). Ce phénomène concerne notamment les éléments traces métalliques et métalloïdes tels que le cadmium (Cd), le zinc (Zn), le fer (Fe), le plomb (Pb), le sélénium (Se) et l'arsenic (As), dont la libération dans l'environnement dépend fortement de la nature géologique du substrat et des conditions physico-chimiques (Dabiré & Sako, 2024; Musiige et al., 2024). Ces processus contribuent à la pollution chimique des ressources naturelles, notamment par la diminution de l'accès à l'eau potable, la perte de fertilité des sols, la régression de la couverture végétale, la perte de biodiversité et la fragmentation des habitats (Getaneh & Alemayehu, 2006; Harimana et al., 2024; Mencho, 2022; Wambwa et al., 2023).

Malgré toutes ces contraintes environnementales, et bien que l'économie nationale repose essentiellement sur le secteur minier, les initiatives en matière de réhabilitation des sites dégradés demeurent encore limitées et insuffisamment structurées à l'échelle nationale. Face à

ce constat, la communauté scientifique et les acteurs du développement s'intéressent de plus en plus à l'étude des contaminants du sol et à la mise au point de stratégies écologiquement durables pour la restauration des sites miniers. Parmi celles-ci, la phytoremédiation apparaît comme une approche prometteuse et adaptée au contexte sahélien, permettant de stabiliser, extraire ou immobiliser les métaux lourds tout en favorisant la régénération des sols.

Généralités sur la phytoremédiation des sols

Au Burkina Faso, la réhabilitation des sols dégradés par l'exploitation minière demeure encore très limitée, laissant place à une détérioration continue des terres arables et une diminution de leur potentiel agricole. Pour atténuer les impacts environnementaux et sanitaires liés à l'exploitation aurifère, en particulier l'exploitation artisanale, il devient indispensable d'adopter des stratégies de dépollution innovantes et durables permettant la réhabilitation des sites contaminés. Parmi les différentes approches envisagées, la re-végétalisation constitue une étape clé du processus de réhabilitation. Elle représente cependant un véritable défi car les substrats miniers sont souvent pauvres en éléments nutritifs, présentent des textures défavorables à la croissance des plantes et contenant des teneurs élevées en métaux lourds. Malgré ces contraintes, le retour du couvert végétal demeure essentiel, car il permet de stabiliser les rejets miniers, de limiter l'érosion et de recréer progressivement des conditions favorables à la vie du sol (Kafle et al., 2022). Dans cette perspective, la phytoremédiation apparaît comme une voie prometteuse. Cette biotechnologie exploite les potentialités naturelles de certaines plantes à absorber, accumuler, immobiliser ou dégrader les polluants présents dans les sols, l'eau ou l'air (Ayilara et al., 2023). En associant dépollution et restauration écologique, elle s'impose aujourd'hui comme une solution douce aux effets durables, particulièrement adaptée aux contextes où les ressources techniques et financières sont limitées. Des travaux prouvent l'efficacité de la phytoremédiation dans la réduction des teneurs en métaux lourds, dans la restauration des sols dégradés. Son application est peu coûteuse par rapport aux techniques physico-chimiques conventionnelles (Hassan et al., 2024; Liu et al., 2024; Struong et al., 2009). La réussite de ce processus repose cependant sur le choix des espèces végétales. En effet, les plantes utilisées doivent pouvoir résister à des conditions extrêmes, développer une biomasse suffisante et interagir avec le sol de manière à limiter la mobilité des polluants.

La phytoremédiation est une des techniques biologiques utilisées dans les processus de décontamination de divers milieux pollués (sols, liquides et aires). Elle figure parmi les méthodes innovantes de dépollution des sols de plus en plus utilisées dans des milieux complexes en fonction de la nature des polluants à traiter. En effet, elle offre une réelle alternative, aussi bien écologique, paysagère et financière pour la réhabilitation des terres contaminées et leur reconversion à des fins agricole, urbain ou de loisirs. De par ses multiples avantages, notamment amélioration du cadre de vie, réhabilitation des terres dégradées,

réduction des risques sanitaires, elle constitue une alternative durable pour les pays en développement, où les moyens de réhabilitation restent souvent limités.

Bien que son application reste encore marginale en Afrique subsaharienne et particulièrement au Burkina Faso, la phytoremédiation connaît un intérêt croissant au cours de ces dernières années. Mise en œuvre depuis plusieurs décennies dans plus d'une centaine de pays, notamment en Asie, elle a largement démontré son efficacité dans la réhabilitation des sites miniers et la restauration des terres dégradées (Struong, 2000; Struong et al., 2009).

Les objectifs de l'étude

Face aux enjeux écologiques et socioéconomiques que soulève l'exploitation artisanale de l'or au Burkina Faso, et compte tenu de ses impacts environnementaux majeurs, il apparaît nécessaire d'explorer les approches de dépollution à la fois durables, efficaces et adaptées aux contraintes du contexte sahélien. C'est dans cette perspective que les questions de recherche suivantes ont ainsi été formulées :

- 1) Les caractéristiques morphologiques de *Chrysopogon zizanioides* et *Andropogon gayanus* constituent-elles de bons indicateurs de performance phytoremédiatrice ?
- 2) Quelles différences de tolérance aux métaux et d'efficacité phytoremédiatrice peut-on observer entre *Chrysopogon zizanioides* et *Andropogon gayanus* en conditions contrôlées sous serre ?
- 3) Quelle est la dynamique temporelle de la mobilité des métaux étudiés dans les résidus miniers au cours des expérimentations en phytoremédiation ?
- 4) La phytoremédiation par *Chrysopogon zizanioides* permet-elle, dans les conditions sahéliennes, de réduire la pollution chimique observée sur les sites miniers artisanaux à grande échelle ?

Afin d'apporter des éléments de réponse à ces questionnements, la présente étude s'est fixée pour objectif général de « contribuer à la dépollution par phytoremédiation des sols pollués par les rejets de l'exploitation artisanale de l'or au Burkina Faso sous climat sahélien ». Cet objectif général se décline en quatre objectifs spécifiques :

- (1) Evaluer, en condition *ex situ*, le potentiel phytoremédiateur de *Chrysopogon zizanioides* et *Andropogon gayanus* dans des résidus miniers sous serre expérimentale en environnement contrôlé.

- (2) Évaluer l'adaptabilité aux contraintes métalliques et climatiques, la croissance et les réponses morphologiques des deux espèces végétales, afin d'apprécier leur tolérance aux métaux et leur efficacité phytoremédiatrice.
- (3) Suivre la dynamique temporelle de la mobilité des éléments (As, Hg, Fe et Zn) dans les résidus miniers au cours des expérimentations de phytoremédiation.
- (4) Expérimenter la phytoremédiation *in situ* sur deux sites d'exploitation artisanale d'or par l'utilisation de *Chrysopogon zizanioides*, en environnement non contrôlé.

Sur la base de ces objectifs énoncés, la présente étude repose sur plusieurs hypothèses de recherche visant à évaluer les réponses morphologiques des espèces testées, leurs performances phytoremédiatrices et la dynamique de la mobilité des éléments traces, en conditions contrôlées puis en conditions réelles.

(H1) L'adaptabilité aux contraintes métalliques et climatiques, la croissance et les réponses morphologiques des deux espèces végétales varient selon le niveau de contamination et constituent des indicateurs pertinents de leur performance phytoremédiatrice.

(H2) En environnement contrôlé, *Chrysopogon zizanioides* et *Andropogon gayanus* présentent des capacités différenciées de tolérance, d'accumulation et de translocation des éléments traces, traduisant des efficacités phytoremédiatrices distinctes.

(H3) La mobilité des éléments traces dans les résidus miniers diminue progressivement au cours de la phytoremédiation sous l'effet des plantes, traduisant une stabilisation des contaminants par des mécanismes rhizosphériques.

(H4) *Chrysopogon zizanioides* permet une réduction des teneurs totales de l'As, du Hg, du Fe et du Zn dans les sols des sites miniers artisanaux en conditions sahéliennes.

Le présent travail s'inscrit dans une perspective de la biorestauration écologique des rejets miniers en zone sahélienne. Il vise à produire des résultats scientifiques applicables au développement d'outils de gestion durable des sites contaminés, en s'appuyant sur des plantes locales adaptées aux conditions climatiques et édaphiques du Burkina Faso.

Organisation du manuscrit

Cette thèse s'articule autour de quatre grandes parties :

Première partie : Revue de la littérature

Elle présente l'état de l'art, et s'articule autour de trois chapitres :

- **Chapitre 1** : Généralités sur l'exploitation minière artisanale de l'or (EMA) et ses impacts économiques et environnementaux ;
- **Chapitre 2** : Dynamique des éléments traces dans les sols ; **Chapitre 3** : Les procédés d'élimination des éléments traces dans le sol – Focus sur la phytoremédiation comme approche biologique durable.

Deuxième partie : Matériels et Méthodes

Cette section présente le cadre général de la recherche ainsi que les dispositifs expérimentaux mis en œuvre dans cette étude. Elle est structurée en trois chapitres : **Chapitre 1** : Cadre général de l'étude, contexte climatique et matériel végétal ;

- **Chapitre 2** : Expérimentation *ex situ* de la phytoremédiation des résidus miniers par *C. zizanioides* et *A. gayanus* ;
- **Chapitre 3** : Expérimentation *in situ* de la phytoremédiation des sols pollués issus de l'exploitation minière artisanale de l'or.

Troisième partie : Résultats et discussion

Cette partie est composée de cinq chapitres, et présente une analyse intégrée des résultats de l'étude assortie d'une discussion approfondie :

- **Chapitre 1** : Evaluation morphologique et tolérance physiologique de *C. zizanioides* et *A. gayanus* en phytoremédiation *ex situ* ;
- **Chapitre 2** : Performances phytoremédiatrice de *C. zizanioides* et *A. gayanus* sur des résidus miniers ;
- **Chapitre 3** : Évaluation de la mobilité et de la biodisponibilité du fer et du zinc lors de la phytoremédiation des résidus miniers par extractions séquentielles et sélectives ;
- **Chapitre 4** : Évaluation *in situ* du potentiel phytoremédiateur de *C. zizanioides* sur les sols contaminés par les rejets de l'EMA ;
- **Chapitre 5** : Contribution scientifique de l'étude à l'application de la phytoremédiation dans un contexte sahélien.

Quatrième partie : conclusion générale

Cette partie, consacrée à la conclusion générale de l'étude, synthétise les principaux résultats, répond aux problématiques de recherche, formule des recommandations à l'attention des décideurs publics et propose des perspectives d'investigations futures pour renforcer la valorisation des techniques de phytoremédiation en contexte sahélien.

Financement des activités de l'étude

La présente recherche s'inscrit dans le cadre d'une initiative nationale visant à proposer des solutions durables pour atténuer les effets néfastes des rejets miniers sur l'environnement au Burkina Faso.

Le premier ancrage institutionnel a été assuré en 2020 par le projet intitulé « Dépollution des sites d'exploitation minière artisanale et semi-mécanisée de l'or par phytoremédiation », financé par le Fonds National de la Recherche et de l'Innovation pour le Développement (FONRID) et conduit par une équipe de recherche de l'Institut de Recherche en Sciences Appliquées et Technologies (IRSAT). Ce financement a permis la mise en œuvre de la phytoremédiation sur le site de cyanuration de l'or à Nebia, dans la région du Nando (ex-région du Centre-Ouest), ouvrant la voie à une première expérimentation de cette technologie en conditions réelles.

Ensuite, un second projet, financé en 2022 par l'ONG néerlandaise World Waternet – SNV, intitulé Eau clé du développement durable (ECDD), a permis de répliquer la même technologie sur le site du traitement artisanal de l'or à Nimbrogro, dans la région du Nazinon (ex-région du Centre-Sud). Ces deux initiatives, complémentaires et successives, ont ainsi constitué un cadre opérationnel majeur. Elles ont permis d'évaluer la performance de la phytoremédiation dans des conditions environnementales contrastées et d'enrichir les connaissances disponibles sur son efficacité en contexte sahélien.

Cependant, si ces projets ont fourni des résultats probants en environnement non contrôlé, la nécessité d'approfondir l'analyse scientifique et de maîtriser les variables expérimentales s'est rapidement imposée. C'est dans ce contexte qu'en 2023, le projet PHYSOLOR, financé par l'École Nationale de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg (ENGEES), a spécifiquement appuyé la mise en œuvre du volet *ex situ* de la présente recherche doctorale. Ce soutien a permis la mise en place de pilotes sous serre expérimentale dédiés aux essais en conditions contrôlées, la réalisation des analyses de laboratoire, et le traitement systématique des données recueillies. Le financement PHYSOLOR a ainsi constitué le principal appui financier et méthodologique des expérimentations *ex situ* présentées dans cette thèse.

L'ensemble de ces appuis a permis d'articuler la recherche autour de deux volets complémentaires :

- Une seconde phase expérimentale *ex situ*, visant à analyser la croissance des plantes ainsi que les mécanismes de transfert et d'éliminations des métaux par les plantes.

- Une phase *in situ*, centrée sur l'évaluation de la phytoremédiation directement sur les sites contaminés de traitements artisanaux de l'or à Nebia et à Nimbrogro.

Cette articulation entre approche pilote et expérimentation de terrain confère à cette étude un double avantage. Elle garantit à la fois la rigueur scientifique et la reproductibilité des observations expérimentales, tout en assurant la représentativité écologique des résultats obtenus en conditions réelles. Ces travaux constituent ainsi une base de connaissances scientifiques transférables aux acteurs locaux engagés dans la réhabilitation des sites miniers en contexte sahélien.

PARTIE I : ETAT DE L'ART

Chapitre 1 : Généralités sur l'Exploitation Minière Artisanale (EMA) de l'or

I.1. Exploitation minière artisanale de l'or : contexte mondial

L'exploitation minière artisanale et à petite échelle de l'or (EMA), également désignée sous le terme ASGM (Artisanal and Small-Scale Gold Mining), constitue aujourd'hui une activité extractive largement répandue à l'échelle mondiale. Elle se caractérise par un faible niveau de mécanisation, un encadrement technique et réglementaire souvent limité, ainsi qu'un degré élevé d'informalité, en particulier dans les pays en développement (Hilson, 2002 ; Hentschel et al., 2003 ; Hilson & McQuilken, 2014).

À l'échelle planétaire, l'EMA est présente sur tous les continents. Toutefois, son intensité varie fortement selon les régions, avec une concentration marquée en Afrique, en Amérique latine et en Asie du Sud-Est. Cette répartition géographique reflète à la fois les potentialités géologiques, les contextes socio-économiques locaux et les cadres institutionnels en vigueur dans les pays concernés (World Bank & partners, base de données DELVE).

Sur le plan socio-économique, l'EMA joue un rôle central en tant que source de subsistance pour des millions de personnes. Les estimations indiquent une augmentation rapide du nombre de travailleurs impliqués dans ce secteur, passant d'environ 6 millions au début des années 1990 à près de 45 millions en 2017 (Nations Unies, 1993 ; OIT, 1999 ; Commission européenne, 2012 ; IIED, 2013 ; IGF, 2018 ; Delve, 2018). En intégrant les emplois indirects et les personnes dépendantes de cette activité, l'impact socio-économique de l'EMA concernerait aujourd'hui près de 225 millions de personnes à l'échelle mondiale (World Bank, 2019 ; Delve, 2025).

La croissance de l'exploitation minière artisanale s'est accompagnée d'une augmentation conjointe des effectifs et des volumes de production. En effet, l'expansion rapide du nombre de travailleurs impliqués dans l'EMA s'est traduite par une hausse significative de la production artisanale de minéraux, en particulier de l'or. À l'échelle mondiale, les estimations disponibles indiquent que les volumes de production sont passés de moins de 200 kg au début des années 1980 à environ 670 kg en 2018 (Delve, 2018). Cette dynamique résulte de l'accroissement du nombre de sites exploités et de l'intensification des activités extractives, lesquelles dans un contexte économique marqué par une forte demande mondiale en métaux précieux (Hilson, 2002 ; World Bank, 2019 ; Delve, 2018 ; UNEP, 2019).

Cependant, malgré son importance économique et sociale, l'EMA est également reconnue comme l'une des activités extractives exerçant les pressions environnementales les plus fortes. L'utilisation de techniques peu contrôlées, l'exploitation extensive des sols et l'absence de dispositifs efficaces de gestion des rejets contribuent à une dégradation accrue des ressources naturelles, en particulier des sols et des ressources en eau (Hilson, 2002 ; Banza et al., 2018 ; Kagambega et al., 2023). Ces impacts sont souvent exacerbés par un encadrement réglementaire insuffisant ou partiellement appliqué, limitant la mise en œuvre de pratiques minières durables (UNEP, 2019 ; Hilson & McQuilken, 2014).

Ainsi, à l'échelle mondiale, l'exploitation minière artisanale de l'or apparaît comme une activité à double enjeu. D'une part, elle constitue un levier socio-économique majeur pour les populations rurales vulnérables. D'autre part, elle engendre des impacts environnementaux croissants, soulignant la nécessité de développer des stratégies de gestion, de régulation et de remédiation adaptées, capables de concilier subsistance économique et préservation des écosystèmes.

I.2. Exploitation minière artisanale de l'or en Afrique de l'Ouest

En Afrique subsaharienne, l'exploitation minière artisanale de l'or connaît une expansion remarquable depuis le début des années 2000, s'imposant progressivement comme une composante structurante des économies rurales de la sous-région. Cette région concentre aujourd'hui une proportion importante des activités d'EMA à l'échelle mondiale, en lien avec la richesse géologique du socle birimien, la forte croissance démographique et la vulnérabilité socio-économique des populations rurales (Hilson, 2002 ; Hilson & McQuilken, 2014 ; World Bank, 2019).

À l'échelle régionale, l'EMA constitue aujourd'hui une source majeure de revenus pour les populations rurales, en particulier dans les zones où les opportunités économiques alternatives demeurent limitées. Plusieurs études montrent que, dans de nombreux pays ouest-africains, une part significative des ménages dépend directement ou indirectement de cette activité pour leur subsistance, renforçant ainsi son rôle socio-économique malgré son caractère informel (Hinton, 2005 ; Hilson, 2010 ; World Bank & DELVE, 2020). La cartographie régionale issue de la base de données DELVE met en évidence une forte proportion de mineurs artisanaux rapportée à la population totale dans plusieurs pays d'Afrique de l'Ouest, traduisant l'ancrage profond de l'EMA dans les territoires ruraux. Cette concentration témoigne à la fois de l'attractivité

économique de l'activité et de la fragilité structurelle des systèmes productifs locaux, notamment agricoles (World Bank & partenaires, base DELVE).

Dans plusieurs pays de la sous-région, notamment le Burkina Faso, le Ghana, le Mali, le Niger et la Sierra Leone, l'EMA aurifère s'est imposée comme une stratégie de subsistance majeure. Elle constitue une source de revenus essentielle pour des millions de personnes, en particulier dans des contextes marqués par l'insécurité alimentaire, la faiblesse des opportunités économiques alternatives et la variabilité climatique affectant durablement les systèmes agricoles (Bohbot, 2017 ; ACET, 2017 ; UNEP, 2019).

Cependant, cette expansion rapide de l'EMA s'inscrit dans des contextes environnementaux particulièrement fragiles, caractéristiques de nombreuses zones ouest-africaines. Les écosystèmes concernés, souvent soumis à des pressions climatiques, à une faible fertilité des sols et à une dégradation progressive des ressources naturelles, présentent une capacité limitée de résilience face aux perturbations induites par l'EMA (UNEP, 2012 ; Dutta et al., 2015 ; FAO, 2016). Dans ce contexte, l'activité contribue énormément à une dégradation durable des sols, notamment par la destruction de la couverture végétale, l'altération des horizons pédologiques et la perturbation des équilibres physico-chimiques des milieux. Plusieurs travaux menés en Afrique de l'Ouest ont mis en évidence l'accumulation d'éléments traces dans les sols et les sédiments à proximité des sites miniers, compromettant durablement les usages agricoles et écologiques des terres affectées (Alloway, 2013 ; Banza et al., 2018 ; UNEP, 2019).

Ainsi, bien que l'EMA représente un levier économique essentiel pour les populations rurales ouest-africaines, son développement rapide dans des environnements fragiles soulève des enjeux environnementaux majeurs. Cette contradiction entre besoin socio-économiques et dégradation des ressources naturelles confère à la région un caractère prioritaire pour l'évaluation de stratégies de gestion durable et de réhabilitation des sites miniers.

I.3. L'exploitation minière artisanale de l'or au Burkina Faso

L'exploitation minière artisanale de l'or (EMA) au Burkina Faso demeure une activité à forte dimension sociale, mais largement informelle. Elle se caractérise par une absence de planification, par l'usage d'outils rudimentaires et de procédés traditionnels reposant sur le savoir empirique des communautés locales. Bien que souvent critiquée pour ses impacts sociaux et environnementaux, cette activité continue de s'étendre à travers le monde, en particulier en Afrique subsaharienne.

En Afrique de l'Ouest, l'essor de l'EMA remonte aux grandes sécheresses des années 1970, qui ont fragilisé les systèmes agricoles sahéliens et poussé de nombreuses populations à rechercher des sources de revenus alternatives (Brugger et al., 2024). Au Burkina Faso, cette dynamique s'est fortement accélérée au cours des deux dernières décennies, faisant de l'EMA une activité en plein essor, largement ancrée dans les territoires ruraux (Luning, 2014 ; Werthmann, 2017 ; World Bank, 2019). Cette pratique est devenue au fil du temps une activité socio-économique majeure, générant à la fois des opportunités économiques mais entraînant aussi de profondes répercussions sur les communautés locales et sur l'environnement.

Bien qu'elle soit souvent éclipsée par l'exploitation minière industrielle à grande échelle, l'EMA représente une force économique considérable, en particulier dans les zones rurales où les perspectives d'emploi sont limitées. Elle apparaît aujourd'hui comme une activité incontournable en milieu rural, jouant un rôle clé dans la diversification des sources de revenus et la réduction relative des inégalités économiques locales (Hilson, 2002 ; Hilson, 2017 ; Hilson & McQuilken, 2014 ; Pokorny et al., 2019). Elle constitue pour beaucoup une activité de survie ; cependant, elle s'accompagne de nombreux défis. Son analyse exige donc une approche nuancée, intégrant à la fois les dimensions économiques, sociales et environnementales. Les impacts observés autour des sites d'EMA découlent directement des procédés d'exploitation utilisés. Alors, il est indispensable d'examiner les différentes étapes du processus d'extraction, depuis la recherche du gisement jusqu'au traitement du minerai et à la gestion des résidus, afin de mieux comprendre les transformations qu'il induit sur les milieux naturels (Kohio et al., 2024).

L'exploitation artisanale de l'or repose sur une organisation communautaire informelle composée de divers acteurs : creuseurs, broyeurs, laveurs, transporteurs, commerçants, collecteurs et acheteurs d'or (Ouoba, 2017 ; PAGE, 2020). Autour de cette activité gravitent de nombreux secteurs dérivés tels que le petit commerce, la restauration, le transport ou les hébergements qui stimulent les économies locales et renforcent les solidarités communautaires. Cette dynamique économique se traduit également par une augmentation notable de la production artisanale d'or qui est passée d'environ 260 kg en 2019 à 491 kg en 2023, traduisant une intensification récente de l'activité sur le territoire national (ANSAL-BF, 2025). L'EMA contribue énormément à réduire la pauvreté et à freiner l'exode rural. En effet, elle est un véritable moteur de développement local dans certaines régions marginalisées (ACET, 2017). Toutefois, cette dynamique économique s'accompagne d'une grande précarité sociale : les conditions de travail sont pénibles, souvent dangereuses, en l'absence de toutes normes de

sécurité. Le travail des enfants sur les sites reste fréquent, tout comme la surexploitation des femmes principalement impliquées dans le lavage ou le concassage du minerai (ESRM, 2020 ; PP_STT, 2024). Les effondrements de puits, les maladies respiratoires ainsi que la contamination au mercure constituent des menaces permanentes (Ondayo et al., 2024). Si les revenus issus de l'or permettent parfois d'améliorer les conditions de vie, ils demeurent instables et inégalement répartis.

Comme le souligne Bohbot (2017), l'EMA est une activité qui suscite une dynamique économique éphémère, caractérisée par la prolifération de « villes champignons » où se mêlent espoir, précarité et insécurité. De plus, des études récentes ont mis en évidence la corrélation entre l'essor de l'EMA et la dégradation du climat sécuritaire, certains sites devenant des zones d'influence de groupes armés, accentuant ainsi la vulnérabilité des populations locales (Brugger et Zongo, 2023).

I.4. Procédés d'exploitation

En Afrique de l'Ouest, et plus particulièrement au Burkina Faso, l'EMA se pratique selon deux grands types de procédés : l'exploitation alluvionnaire et l'exploitation filonienne. Ces deux formes reposent sur des logiques techniques, sociales et économiques distinctes, mais coexistent souvent sur un même site d'EMA.

I.4.1. L'exploitation alluvionnaire

L'exploitation alluvionnaire repose sur une méthode rudimentaire consistant à gratter les horizons superficiels, tamiser les sédiments puis les laver afin d'en extraire les particules aurifères, généralement présentes sous forme de pépites ou de poudre (Aryee et al., 2002; Hilson, 2002). Ce type d'exploitation, peu mécanisé, mobilise des outils rudimentaires tels que la pioche, le panier, le tamis et l'eau. Il demande peu d'effort physique et ne nécessite pas de compétences techniques particulières, ce qui explique qu'il soit majoritairement pratiqué par les femmes ainsi que par des jeunes (Hilson & McQuilken, 2014). Bien que considérée comme la forme la moins destructrice sur le plan morphologique, cette méthode contribue néanmoins à la dégradation des berges, à l'augmentation de turbidité des eaux et à la perturbation des écosystèmes aquatiques. Elle demeure ainsi une source de pressions environnementales notables, notamment dans les zones de savane où les cours d'eau sont essentiels aux activités agricoles et domestiques.

I.4.2. L'exploitation filonienne

L'exploitation de type filonienne est la forme la plus répandue au Burkina Faso et dans la sous-région ouest-africaine (Kouame et al., 2017 ; Ouoba, 2017). Des spécialistes de la tectonique des sols procèdent à la détection et au suivi de filons. Elle se fait en profondeur, nécessitant beaucoup d'effort physique et est couramment pratiquée par les hommes (Roamba, 2014). Ce procédé exige une mobilisation physique intense et une organisation collective structurée, souvent sous forme de petits groupes de creuseurs, d'extracteurs, de broyeurs et de laveurs (Hilson, 2002; PAGE, 2020). Les travaux s'effectuent manuellement à l'aide de marteaux, de pioches et de poulies, dans des puits pouvant atteindre plus de 30 mètres de profondeur (Dabiré & Sako, 2024). Ce processus, illustré par les travaux de (Roamba, 2014) sur le site d'orpaillage de Galgouli, montre la succession des produits entrants et sortants à chaque étape (**Figure 1**) et met en évidence la production importante de résidus miniers non gérés. Ces résidus, générés en grande quantité lors des opérations de creusement et de traitement du minerai, sont contiennent de substances chimiques telles que le mercure ou le cyanure, susceptibles d'affecter la qualité des sols et des eaux de surface (Getaneh & Alemayehu, 2006; Mensah et al., 2022).

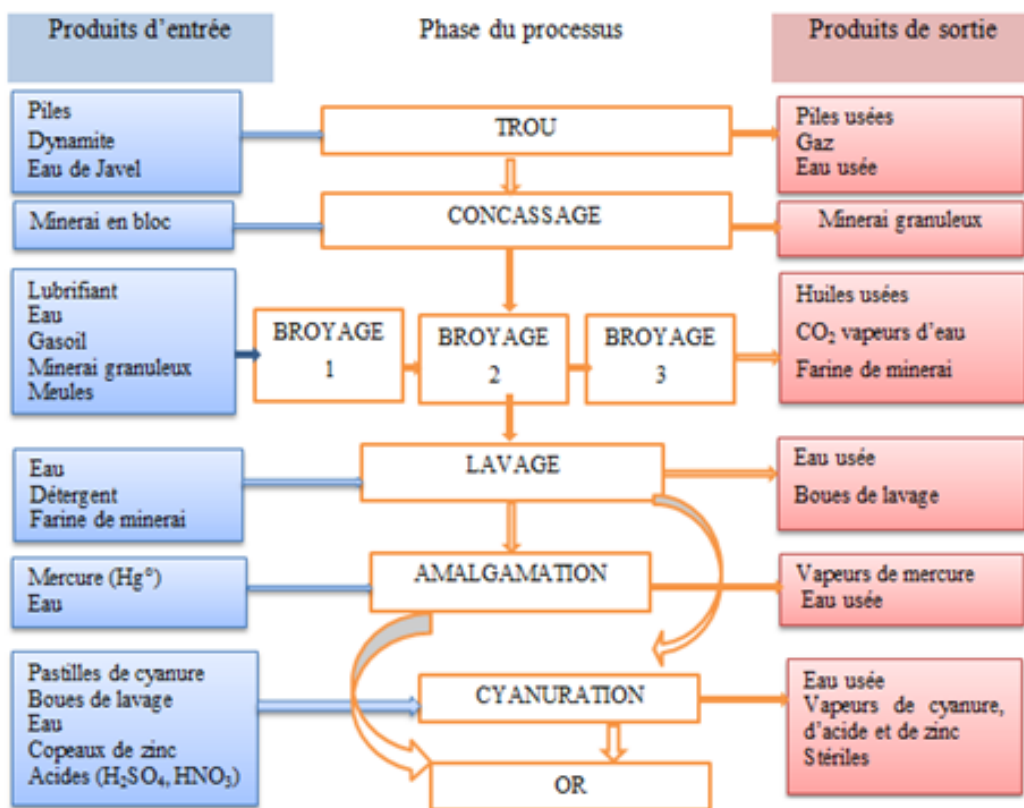


Figure 1. Chaîne d'activité de l'EMA et flux de matières (Roamba, 2014)

Les différentes étapes de l'exploitation filonienne sont décrites ci-après.

I.4.2.1. Le fonçage

Le fonçage constitue l'une des étapes les plus pénibles de la chaîne d'exploitation artisanale. Il repose essentiellement sur la force humaine, mobilisée pour creuser des puits verticaux de section circulaire ou rectangulaire, dont les dimensions varient généralement entre 1,3 et 1,5 mètre de côté. Ces puits, implantés dans le sol stérile, permettent d'accéder aux niveaux minéralisés par le creusement de galeries souterraines, comme illustré à la **Figure 2**. Dans la pratique, les mineurs recherchent d'abord la pyrite, considérée comme un indicateur géologique de la présence d'or, avant de suivre le filon pour remonter le minerai. L'accès à ces filons se fait par un système de galeries longitudinales, parfois longues de plusieurs dizaines de mètres selon la direction du gisement. Pour éviter les éboulements, les contours des puits sont consolidés à l'aide de troncs d'arbres, de sacs de sable ou de fils de fer, selon les moyens disponibles. L'aération est assurée par un dispositif artisanal ingénieux : une bâche plastique enroulée est descendue jusqu'au fond du puits, son extrémité supérieure restant évasée à l'extérieur pour faciliter la circulation de l'air, souvent appuyée par un système de ventilation mécanique rudimentaire. Les travaux sont réalisés en équipe, selon une organisation hiérarchisée où chaque groupe remplit une fonction précise : creusement, extraction, transport ou tri du minerai. Le minerai est ensuite conditionné dans des sacs et acheminé vers des points de dépôt sécurisés.



Figure 2. Photographie du puits d'extraction de minerai

Le fonçage est responsable de la dégradation physique des sols par creusement et déplacement de grandes quantités de matériaux stériles. Les déblais ainsi extraits s'accumulent autour des puits, formant des monticules stériles miniers qui altèrent durablement la structure des sols et compromettent la reprise agricole. Ces excavations favorisent également la formation de mares stagnantes, sources potentielles d'érosion, de prolifération de moustiques et de contamination des nappes phréatiques.

I.4.2.2. Le concassage

Le minerai remonté des puits se présente sous forme de blocs rocheux. L'étape de concassage consiste donc à fragmenter le minerai en granulés plus fins par réduction granulométrique manuelle (**Figure 3**). Sur les sites, cette opération est principalement assurée par les femmes, les jeunes et parfois les enfants. Elle exige une forte dépense physique et mobilise un outillage simple : un marteau de grande taille, une enclume constituée d'un bloc de granite, ainsi qu'un nœud de sac placé en protection pour limiter la projection des éclats.



Figure 3. Photographie du concassage du minerai (Roamba, 2014)

La phase de test du minerai pratiquée après l'étape de concassage permet aux artisans miniers de se rassurer s'il contient de l'or. Si le test est positif, le minerai est récupéré pour la suite du traitement. Lorsque le test est négatif, le minerai est considéré comme étant stérile et est donc mis en dépôt. De manière pratique le test consiste à broyer la roche généralement avec un mortier et un pilon en métal ferreux puis on procède à l'évaluation de sa teneur en or à l'aide d'une assiette et d'une cuvette. Cette pratique empirique permet une première estimation visuelle de la richesse aurifère du minerai avant le traitement complet.

Le concassage génère une importante production de poussières, responsables d'une pollution atmosphérique locale et d'un encrassement des sols environnants. Ces poussières, souvent chargées en particules métalliques, sont susceptibles d'être inhalées ou de se déposer sur la végétation, altérant la qualité de l'air et la santé des travailleurs. L'accumulation de résidus rocheux autour des zones de concassage contribue également à la déstructuration du sol et à l'érosion locale.

I.4.2.3. Le broyage

L'opération de broyage illustrée à la **Figure 4** vise à réduire le minerai préalablement concassé en une poudre très fine, comparable à de la farine de céréales. Cette étape mobilise principalement un disque de broyage, un moulin fonctionnant au gasoil et un apport contrôlé d'eau, afin de faciliter la pulvérisation du matériau.



Figure 4. Photographie du broyage du minerai (Yamma, 2020)

Le broyage est une source directe de pollution sonore et atmosphérique. Le fonctionnement continu des broyeurs à moteur thermique dégage des gaz d'échappement (CO, NO₂, particules fines) et des hydrocarbures imbrûlés qui polluent l'air. Par ailleurs, l'eau utilisée dans le processus, souvent rejetée sans traitement, entraîne la dispersion des fines particules et la sédimentation des cours d'eau en aval des sites.

I.4.2.4. Le lavage

La poudre du minerai issue du broyage est malaxée avec de l'eau et un détergent, dont l'ajout vise à neutraliser les résidus huileux provenant de la machine de broyage (Kouadio, 2014). La boue obtenue est ensuite lavée sur un sluice recouvert d'un tissu de coton, capable de retenir par gravimétrie les particules les plus lourdes **Figure 5**.

Une fraction de la boue est déposée dans un tamis placé sur la partie surélevée du sluice. Par ajouts successifs d'eau et par des mouvements circulaires de la main, la suspension s'écoule le long de la pente vers un bassin de décantation. Sous l'effet de la gravité, les particules lourdes, notamment l'or, sont retenues dans les fibres du tissu. Celui-ci est ensuite lavé dans de bacs pour récupérer les pépites d'or piégés. Après décantation, le concentré est débarrassé de la boue résiduelle et les particules d'or sont recueillies dans un petit récipient pour être amalgamées.



Figure 5. Photographie du lavage du minerai (Yamma, 2022)

Cette étape est grande consommatrice d'eau, souvent prélevée dans les points d'eau naturels, accentuant la pression sur les ressources hydriques locales. Les eaux de lavage, chargées de matières en suspension et d'hydrocarbures, sont généralement rejetées sans traitement, entraînant une turbidité élevée et une pollution des rivières et sols. La dégradation des berges et la destruction de la végétation aggravent l'érosion et la perte d'habitats aquatiques.

I.4.2.5. L'amalgamation

L'amalgamation est une étape clé du processus d'extraction artisanale de l'or. Elle consiste à mélanger les particules issues du lavage avec du mercure (Hg), qui se lie chimiquement à l'or pour former un amalgame or-mercure. Le mélange est malaxé

manuellement jusqu'à l'obtention d'un conglomérat grisâtre (Kouadio, 2014), comme illustré la **Figure 6** ci-dessous.

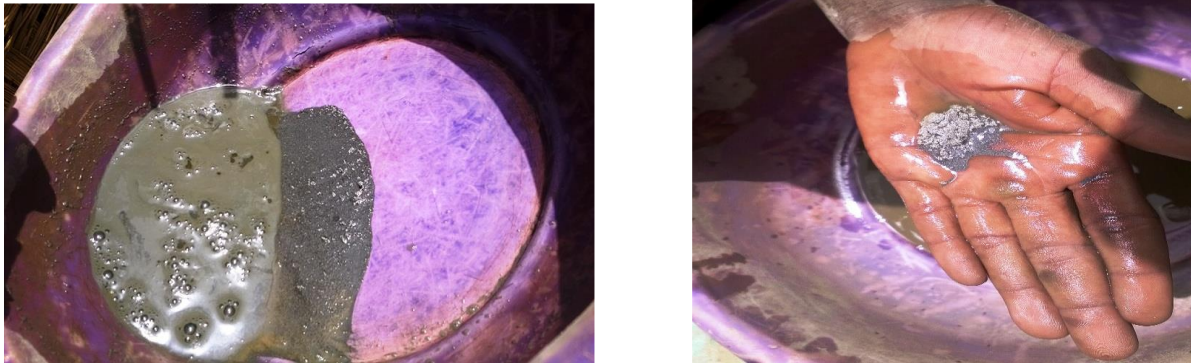


Figure 6. Photographie du processus d'amalgamation (Kouadio, 2014)

L'amalgame obtenu est déshydraté par presse à l'aide d'un tissu, puis chauffé au chalumeau à haute température (**Figure 7**). En effet, sous l'effet de la chaleur, le mercure se volatilise, permettant l'obtention d'un résidu d'or quasi pur.



Figure 7. Photographie du brulage de l'amalgame (Kouassi, 2014)

Cette opération, réalisée en l'absence de dispositifs de confinement, constitue un point critique du procédé d'amalgamation en raison de la libération de vapeurs de mercure dans l'environnement. Les émissions atmosphériques ainsi générées peuvent se déposer sur les sols et les eaux environnantes, tandis qu'une fraction du mercure non récupéré peut s'infiltrer dans le sol ou être entraînée par les effluents de ruissellement, favorisant ainsi la bioaccumulation dans les organismes vivants et la contamination de la chaîne alimentaire.

I.4.2.6. La cyanuration

Cette dernière étape, considérée comme la plus dangereuse de la chaîne opératoire de l'EMA, se déroule souvent hors des sites d'extraction du minerai, dans des zones discrètes et peu contrôlées (Roamba, 2014). Elle vise à récupérer l'or résiduel contenu dans les boues issues du lavage par lixiviation à l'aide du cyanure de sodium (NaCN). Les boues issues du lavage sont transférées dans des bassins rectangulaires creusés à même le sol, généralement imperméabilisés de manière artisanale par des bâches plastiques. Chaque bassin peut contenir environ 800 litres d'eau pour 1 litre ou 1 kg de cyanure de sodium, proportions fréquemment observées sur les sites d'orpaillage burkinabè (Roamba, 2014). Les bassins sont disposés en série afin de permettre une circulation progressive de la solution cyanurée. Sous l'action du cyanure, l'or passe en solution sous forme de complexes solubles, tandis que le surnageant s'écoule par gravité à travers des tubes en forme de « U » garnis de copeaux de zinc, placés dans un bassin parallèle (**Figure 8**). Ce dispositif favorise la précipitation de l'or par réaction de cémentation, le zinc jouant le rôle d'agent réducteur, selon un procédé largement documenté dans les pratiques artisanales (Roamba, 2014). L'eau débordante est ensuite renvoyée dans le bassin initial pour de nouvelles filtrations. Après une semaine, les tubes sont vidés, puis une solution d'acide sulfurique concentré (98 %) est ajoutée afin de dissoudre le zinc résiduel, libérant ainsi l'or sous forme solide. Le mélange ainsi obtenu est ensuite traité à l'acide nitrique (HNO_3) pour éliminer les impuretés métalliques (fer, aluminium), avant que le résidu final ne soit chauffé pour récupérer l'or. À l'issue du procédé, les boues cyanurées résiduelles sont simplement vidées des bassins et rejetées dans l'environnement, sans aucun traitement préalable, constituant ainsi une source majeure de contamination des sols et des eaux (Roamba, 2014) (**Figure 9**). Cette étape de cyanuration dure au plus 2 semaines (Tankari Dan-Badjo et al., 2015).

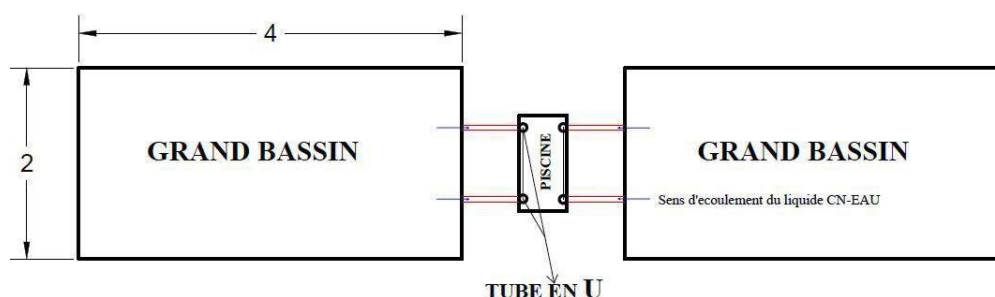


Figure 8. Vue en plan d'un bassin de cyanuration



Figure 9. Photographie d'un bassin de cyanuration (Yamma,2021)

La cyanuration est reconnue comme l'une des principales sources de pollution chimique liée à l'EMA. Les boues cyanurées entreposées dans la nature contiennent des concentrations élevées en cyanures résiduels et en éléments traces (Zn, Fe, As, Hg), qui peuvent migrer vers les eaux de surface par ruissellement ou vers les nappes phréatiques par infiltration, accentuant les risques éco toxicologiques et sanitaires, notamment pour les populations riveraines et les écosystèmes aquatiques.

I.5. Les impacts de l'exploitation minière artisanale

La pratique de l'EMA au Burkina Faso demeure une activité informelle et se caractérise par une absence de planification, avec des outils rudimentaires et des procédés traditionnels. Cette activité a toujours été contestée pour ses impacts sociaux et environnementaux dévastateurs ; cependant, elle continue à se répandre en Afrique subsaharienne et en particulier au Burkina Faso. Les pratiques d'extraction rudimentaire, la gestion inadéquate des déchets miniers et l'usage non contrôlé de produits chimiques, notamment le mercure, le cyanure et les acides sont à l'origine de problèmes environnementaux et sanitaires majeurs (Kohio et al., 2024; Ogola et al., 2002). Dans les zones rurales du Burkina Faso, cette activité est devenue une activité socio-économique importante qui entraîne des répercussions profondes sur les communautés locales et l'environnement. Bien qu'elle soit souvent éclipsée par l'exploitation minière industrielle, l'EMA représente une force économique considérable dans les zones rurales où les possibilités d'emploi sont rares. Les avantages et les défis liés à l'EMA sont multiples, d'où la nécessité d'une analyse nuancée qui intègre les dimensions économiques, environnementales et sociales.

I.5.1. Les impacts économiques

L'impact économique de l'EMA au Burkina Faso est indiscutable et généralement considéré comme positif, en particulier en termes de génération de revenus et de réduction de la pauvreté. Du fait de son ampleur au Burkina Faso, l'EMA modifie durablement le paysage social, économique et environnemental. En Afrique de l'Ouest, et particulièrement au Burkina Faso, de nombreux travaux ont révélé que l'EMA est devenue une activité structurante qui reconfigure profondément les économies locales, les rapports sociaux et l'organisation des territoires ruraux (Hilson, 2002; Knoblauch et al., 2020; Sawadogo & Sawadogo, 2025; Werthmann, 2009). L'étude de (Ouoba, 2017) examine les effets contrastés de l'EMA par rapport à l'exploitation industrielle et souligne que les pratiques minières artisanales peuvent améliorer les niveaux de pauvreté locale, car elles apportent des avantages financiers directs aux artisans miniers et à leurs familles. Dans une étude de cas au Burkina Faso, (Kaminski, 2015) décrit comment l'exploitation aurifère dans les communautés rurales constitue une source de revenus essentielle, qui facilite non seulement l'indépendance économique, mais aussi le développement d'activités locales connexes, telles que l'approvisionnement alimentaire et les services. L'EMA contribue à la diversification des revenus, à la recomposition des rapports sociaux ainsi qu'à l'émergence de nouvelles élites locales (Brugger & Zanetti, 2020; Werthmann, 2017). Il est certain que les retombées économiques sont incontestables avec une contribution significative à rehausser le niveau de vie de la population du milieu rural ; toutefois, ces retombées positives s'accompagnent d'inégalités et de tensions sociales (Zabsonré et al., 2017). De plus, l'avantage économique de l'exploitation minière artisanale est souvent mitigé par les défis réglementaires, les fluctuations du marché et la nature informelle de l'activité, rendant ainsi précaire l'activité d'artisan minier (Pokorny et al., 2019).

I.5.2. Les impacts environnementaux

Bien que l'EMA crée des opportunités économiques au niveau local, elle entraîne des répercussions environnementales significatives qui touchent les écosystèmes et les communautés environnantes. Selon les travaux de (Ouoba, 2017), la transition des méthodes agricoles traditionnelles vers des activités minières a souvent conduit à une dégradation importante de l'environnement, entraînant une diminution de la structure et de la fertilité des sols. Plusieurs sources indiquent que les principales conséquences de l'EMA comprennent la déforestation, la dégradation des sols, la pollution de l'eau et la perte de biodiversité (Brugger

& Zanetti, 2020; Kagambega et al., 2023; Mimba et al., 2023; Ogola et al., 2002; Ondo et al., 2024; Porgo & Gokyay, 2017; Tambol et al., 2023; Tankari Dan-Badjo et al., 2019). Ces effets nécessitent une analyse approfondie ainsi que l'adoption de pratiques durables pour atténuer les impacts. Cela est particulièrement avéré dans les pays d'Afrique subsaharienne tels que le Burkina Faso, où il est difficile de trouver un équilibre entre les avantages économiques de l'EMA et la durabilité environnementale.

I.5.2.1. Les impacts sur les sols

Le sol représente le compartiment environnemental le plus impliqué et affecté par l'EMA. Il est utilisé à toutes les phases du processus, depuis la création des galeries jusqu'au traitement final du minerai. L'étape de fonçage engendre d'importantes excavations, souvent dispersées (**Figure 10**), avec pour corollaire une dégradation physique souvent durable, voire irréversible du paysage. Les sols ne sont généralement pas reconstitués après l'exploitation, ce qui favorise la formation de trous béants, la désagrégation des structures et la perte de couvert végétal. À ces perturbations morphologiques des sols s'ajoutent des contaminations chimiques (**Figure 11**), liées à l'usage de produits toxiques tels que le mercure, le cyanure et les acides nitrique et sulfurique, ainsi qu'à la mauvaise gestion des déchets solides et liquides (huiles usées, hydrocarbures, déjections humaines).

Les travaux de Kohio et al. (2024) rapportent que les teneurs en mercure dans les sols et les sédiments peuvent atteindre 180 mg/kg, des niveaux largement supérieurs aux valeurs guides de sécurité environnementale. En effet, une fois libéré, le mercure peut être transformé en méthylmercure dans certaines conditions environnementales, forme hautement toxique capable de s'accumuler dans la chaîne alimentaire et d'affecter la santé humaine (Ogola et al., 2002). Par ailleurs, les résidus miniers non traités peuvent favoriser la dispersion des éléments traces métalliques et de métalloïdes tels que le plomb (Pb), le zinc (Zn), le fer (Fe) et l'arsenic (As), engendrant des phénomènes de drainage minier acide (Schoenberger, 2016). Ces processus altèrent la qualité chimique des sols, réduisent leur fertilité et compromettent les activités agricoles environnantes (Mimba et al., 2023). Les impacts majeurs de l'EMA recensés sur les sols dans la littérature sont ainsi donc : l'érosion, la dégradation physique du sol, la perte de la fertilité, la pollution chimique par des métaux lourds et substances nocives ainsi que la pollution par les déchets solides et liquides (Bohbot, 2017; Mencho, 2022; Mimba et al., 2023; Tambol et al., 2023).



Figure 10. Photographie de dégradation physique des sols (Yamma,2022)



Figure 11. Photographie de pollution chimique des sols (Yamma,2022)

I.5.2.2. Les impacts sur les ressources en eau

Les ressources en eau sont affectées tout au long du processus de l'EMA. Lors du fonçage, la nappe phréatique située en moyenne à 14 et 15 m de profondeur dans certaines régions peut être directement atteinte. De grandes quantités d'eau sont alors évacuées à l'aide de motopompes (Affessi et al., 2016; Maradan et al., 2011), ce qui entraîne une perte importante des réserves souterraines et une modification du régime hydrogéologique local. En plus de cette surexploitation quantitative, les activités de traitement du minerai génèrent une pollution

chimique sévère. L'abandon de piles usagées dans les puits, l'usage intensif du mercure, du cyanure et d'acides nitrique et sulfurique, ainsi que le déversement d'huiles et d'hydrocarbures contribuent à la contamination des eaux de surface et souterraines (**Figure 12**). Cette contamination se produit aussi bien par contact direct que par infiltration ou par lessivage des sols environnants, altérant ainsi la qualité physico chimique des ressources hydriques (Tankari Dan-Badjo et al., 2019). En conséquence, l'EMA provoque simultanément l'épuisement des ressources hydriques et leur dégradation qualitative, perturbant les régimes de ruissellement et compromettant la disponibilité d'une eau de bonne qualité pour les écosystèmes et les usages humains. Des études menées au Niger, notamment dans la zone aurifère de Komabangou–Tillabéri, ont mis en évidence une contamination significative des eaux par les éléments traces métalliques (ETM) liés à l'exploitation artisanale (Tankari Dan-Badjo et al., 2015).



Figure 12. Photographie de pollution des ressources en eau (Affessi et al., 2016)

I.5.2.3. Les impacts sur la faune et la flore

La pratique de l'EMA de l'or exerce une forte pression sur la biodiversité, en provoquant la destruction des habitats naturels et la perturbation des équilibres écologiques (**Figure 13**). Le bois est largement utilisé pour le soutènement des parois lors du fonçage des puits, mais également pour la construction d'abris ou de hangars de fortune à usage résidentiel ou commercial. Cette demande accrue en bois entraîne une réduction notable du couvert végétal et une déforestation progressive ayant pour conséquence la perte d'habitats essentiels pour de

nombreuses espèces animales (Kagambega et al., 2023; Tambol et al., 2023). Ces perturbations, accentuées par les bruits des machines, la présence humaine prolongée et la modification du paysage, entraînent la fuite des espèces sensibles et la disparition locale de plusieurs taxons fauniques. Selon (Schueler et al., 2011), ce phénomène est déjà observé dans les zones aurifères du Ghana à travers une fragmentation des niches écologiques et une réduction significative de la faune. Les principales étapes responsables de ces impacts sont le fonçage des puits et l'installation prolongée des artisans miniers sur les sites, entraînant à la fois la destruction directe de la flore et la perturbation des communautés fauniques locales (Tankari Dan-Badjo et al., 2019).



Figure 13. Photographie des impacts sur la flore (Affessi et al., 2016)

En somme, l'EMA entraîne une érosion accélérée de la biodiversité, marquée par la perte d'espèces végétales ligneuses, la disparition des habitats fauniques et une déstructuration des écosystèmes qui compromet la régénération naturelle du milieu.

I.6. Que retenir de l'exploitation minière artisanale ?

Ce chapitre a présenté les généralités sur l'EMA de l'or au Burkina Faso. Il a décrit le contexte organisationnel de l'activité, détaillé les procédés appliqués sur les sites, tout en mettant en évidence leurs impacts économiques et environnementaux.

Il ressort que l'EMA est une activité en pleine expansion dans le pays, à l'instar de plusieurs États de la sous-région ouest-africaine, et se caractérise par un fonctionnement largement informel. Sur le plan technique, deux formes principales coexistent : l'exploitation alluvionnaire et l'exploitation filonienne, cette dernière étant la plus répandue. Ces procédés s'appuient sur une chaîne d'opérations allant du fonçage des puits au traitement final du minerai par amalgamation et cyanuration. S'ils permettent l'extraction de l'or, ils induisent également une forte dégradation de l'environnement en raison de l'utilisation intensive de produits chimiques tels que le mercure et le cyanure, responsables de la dispersion des ETM et de metalloïdes. Bien que l'EMA soit souvent critiquée pour ses impacts néfastes sur l'environnement, elle demeure une source incontournable de revenus et d'emplois, en particulier dans les zones rurales où les alternatives économiques restent limitées.

Sur le plan environnemental, les conséquences sont particulièrement préoccupantes. Les sols sont dégradés par l'excavation, l'érosion et la contamination chimique. Les ressources en eau, mobilisées tout au long du processus, subissent des formes de pollutions directes et indirectes, compromettant ainsi durablement leur qualité et leur disponibilité. Quant à la biodiversité, elle est fragilisée par la déforestation, la perte d'habitats naturels et la fragmentation des écosystèmes induites par l'activité minière artisanale. L'accumulation anarchique des résidus miniers accentue par ailleurs la dispersion des ETM, dont la persistance et la toxicité constituent une menace durable pour la santé humaine et l'équilibre écologique.

En définitive, l'EMA au Burkina Faso illustre un paradoxe : si elle contribue significativement à la survie économique des populations rurales, elle engendre de profondes conséquences sur les sols, l'eau et la biodiversité. Cette situation met sans aucun doute en évidence la difficulté de concilier exploitation aurifère, lutte contre la pauvreté et durabilité environnementale. Dans ce contexte, la recherche de solutions innovantes et adaptées, telles que la phytoremédiation, apparaît indispensable pour réduire les impacts écologiques tout en préservant les bénéfices socio-économiques de l'activité.

Chapitre 2 : Dynamique des éléments traces métalliques dans les sols

I.2.1. Généralités sur les sols

I.2.1.1. Composition et formation des sols

Le sol est une entité naturelle dont la formation est consécutive à un long processus de pédogenèse, c'est-à-dire la transformation progressive du matériau parental sous l'action combinée du climat, des organismes vivants, du relief et du temps (Jenny, 2004). Cette formation confère au sol un rôle central dans les grands équilibres écologiques. Les sols se composent d'une phase minérale (argiles, sables, limons, oxydes), d'une phase organique (résidus végétaux, humus), d'une phase liquide (solution du sol) et d'une phase gazeuse (Nguemte, 2019). Ces constituants interagissent pour contrôler la rétention, la mobilité et la transformation des éléments chimiques, dont les métaux traces. En effet, le sol assure plusieurs fonctions essentielles telles que le support de la production végétale, la régulation du cycle hydrique par infiltration et stockage d'eau, réservoir de nutriments nécessaires aux végétaux et habitat d'une biodiversité microbienne (Brady & Weil, 2008; FAO, 2015). Tous ces processus caractérisent les différents types de sol en exerçant une influence sur leur qualité. En raison de ces propriétés, le sol agit comme un filtre et un tampon chimique, participant au cycle global du carbone, de l'azote et du phosphore (Delgado & Gomez, 2016). Ces propriétés lui confèrent une importance particulière dans la dynamique des éléments traces métalliques (ETM), en contrôlant leur accumulation, leur mobilité et leur transfert dans l'environnement (X. Chen et al., 2020; Cheng et al., 2020).

I.2.1.2. Propriétés des sols influençant la dynamique des éléments traces métalliques

I.2.1.2.1. Propriétés physiques des sols

Les propriétés physiques des sols déterminent la circulation de l'eau, de l'air et des solutés dans le profil, influençant ainsi la mobilité et la rétention des éléments traces métalliques (ETM). La texture des sols, définie par la proportion relative de sable, de limon et d'argile, joue un rôle déterminant dans sa capacité à retenir ou à laisser migrer les métaux (Brady & Weil, 2008). Elle correspond à l'agencement de ces particules en agrégats plus ou moins stables, dont

la cohésion dépend du taux d'argile, de la teneur en matière organique et de la dynamique de l'eau. Les sols argileux présentent une forte surface spécifique et une grande capacité d'échange cationique (CEC), favorisant l'adsorption des cations métalliques. Tandis que, les argiles chargées négativement, interagissent avec la matière organique pour former le complexe argilo-humique (Six et al., 2004), qui contribue à la rétention et à la stabilisation des métaux dans la matrice du sol. Les sols sableux en revanche, sont plus perméables et pauvres en colloïdes, favorisent la migration verticale des métaux vers les horizons profonds et les nappes souterraines (Lin et al., 2005). C'est ainsi donc qu'une structuration défectueuse liée à un faible taux de matière organique ou une mauvaise dispersion des argiles, réduit la conductivité hydraulique, entrave l'infiltration de l'eau et limite les échanges gazeux entre le sol et l'atmosphère (Bronick & Lal, 2005). A l'inverse, une organisation bien structurée favorise la circulation de l'air, l'enracinement et l'accès des plantes aux nutriments et à l'eau, tout en renforçant la résistance à l'érosion et la résilience vis-à-vis des aléas climatiques (FAO, 2015; Six et al., 2004). Dans les régions sahéliennes, la faible teneur en argile et la forte variabilité hydrique accroissent la mobilité des métaux et accentuent le risque de lessivage vers les nappes phréatiques (Tankari Dan-Badjo et al., 2015).

I.2.1.2.2. Propriétés chimiques des sols

La chimie des sols influence directement la rétention, la spéciation et la biodisponibilité des éléments traces métalliques (ETM). Quatre paramètres sont particulièrement déterminants : le pH, le potentiel d'oxydo-réduction (Eh), la capacité d'échange cationique (CEC) et la teneur en matières organiques.

✓ **Potentiel Hydrogène (pH)** : Le pH constitue un paramètre fondamental dans le contrôle de la mobilité et de la forme chimique des ETM. En effet, il influence le nombre de charges négatives disponibles en solution et, par conséquent, la solubilité des métaux. Lorsque le pH augmente, les cations métalliques deviennent moins solubles, tandis que les anions tendent à être plus mobiles. L'augmentation du pH favorise également la formation d'hydroxydes ou de carbonates, qui réduisent la biodisponibilité et la mobilité des métaux (Adamczyk-Szabela & Wolf, 2022; Kicińska et al., 2022). Toutefois, l'alcalinisation entraîne également la dissolution de la matière organique et la formation des complexes organométalliques solubles, favorisant ainsi la remobilisation des ETM (S. Zhao et al., 2024). Ainsi, les variations de pH produisent

des effets parfois contradictoires, dépendant du type de métal, de la présence de ligands organiques ou inorganiques, et des conditions chimiques du milieu.

✓ **Potentiel d'oxydo-réduction (Eh) :** Le potentiel redox (Eh) est un autre facteur clé du comportement géochimique des ETM. En effet, il contrôle la forme d'oxydation des métaux et conditionne leur mobilité, leur toxicité et leur stabilité dans les sols. En d'autres termes, il influence la disponibilité en électrons et oriente les réactions d'oxydation-réduction. Aux valeurs de Eh élevées, les formes oxydées prédominent, tandis que pour les faibles valeurs de Eh, apparaissent des formes réduites. Les valeurs les plus courantes du potentiel redox dans les sols naturels sont comprises entre -200 et 400 mV, couvrant un large domaine d'oxydation pour les métaux et les ligands. En effet, lorsque le sol devient réducteur, l'équilibre chimique change. Les sulfates se transforment en sulfures, capables de précipiter et de retenir facilement des métaux dits chalcophiles comme le fer, le zinc, le plomb ou le cadmium (Z. Zhang & Furman, 2021). Cependant, la réduction des oxydes et hydroxy-oxydes de fer ou de manganèse entraîne leur dissolution et le relargage des métaux initialement adsorbés, accroissant temporairement leur mobilité (Mohammad et al., 2025; Z. Zhang & Furman, 2021). Autrement dit, une simple baisse du potentiel redox peut, soit immobiliser, soit libérer les ETM suivant la nature des minéraux présents ainsi que des réactions en cours. Dans les contextes sahéliens soumis à de fortes alternances hydriques, les cycles répétés de saturation et dessiccation modifient rapidement le potentiel redox, entraînant des phénomènes de relargage saisonnier des ETM dans la solution des sols (Mimba et al., 2023; Tankari Dan-Badjo et al., 2019).

✓ **Capacité d'échange cationique (CEC) :** La capacité d'échange cationique (CEC) exprime la quantité de charges négatives des colloïdes du sol capables de retenir, de façon réversible, des cations. Une CEC élevée augmente le nombre de sites d'adsorption disponibles et favorise la fixation réversible des métaux en réduisant alors leur mobilité et leur absorption par les plantes (Adamczyk-Szabela & Wolf, 2022; Mohammad et al., 2025). La CEC dépend principalement de la texture (proportion d'argiles), du type minéralogique, du pH et de la teneur en matière organique (Brady & Weil, 2008; FAO, 2015). Dans les sols riches en argiles ou en humus, elle joue un rôle majeur dans la rétention des métaux lourds, notamment du Cu, Zn, Pb et Cd, limitant leur transfert vers les eaux ou les tissus végétaux (Adamczyk-Szabela & Wolf, 2022; Six et al., 2004).

✓ **La matière organique (MO) :** La matière organique joue un rôle ambivalent dans la dynamique des ETM. Par ses groupements fonctionnels réactifs (carboxyles, phénoliques, amines), elle peut complexer ou chélater les cations métalliques, réduisant ainsi leur mobilité et leur toxicité. Cependant, dans certains cas, les complexes organo-métalliques formés peuvent être solubles, facilitant au contraire le transport des métaux dans le profil du sol (Dinis et al., 2020; Lin et al., 2005). Les acides humiques et fulviques, abondants dans les sols riches en matière organique, constituent des ligands puissants qui contrôlent la spéciation chimique et la biodisponibilité des métaux (Aubertin et al., 2002). Dans les sols sahéliens, souvent pauvres en matière organique stable, cette fonction tampon est limitée, ce qui accentue la mobilité des éléments tels que le Zn, l'As et le Hg dans les zones contaminées par les rejets miniers (Mimba et al., 2023; Tankari Dan-Badjo et al., 2019).

I.2.1.2.3. Propriétés biologiques des sols

Les propriétés biologiques des sols désignent l'ensemble des composantes vivantes, micro-organismes, faune et flore des sols, qui participent activement à son fonctionnement et à sa fertilité. Elles englobent la diversité, l'abondance et l'activité métabolique de ces organismes, dont le rôle est essentiel dans le cycle du carbone, des éléments nutritifs et la régulation des contaminants. La qualité biologique des sols dépend étroitement de leurs caractéristiques physico-chimiques, notamment du pH, de l'aération, et de la teneur en matière organique, qui modulent la composition et l'activité microbienne (Nguemte, 2019). Par exemple, une bonne aération et une teneur élevée en matière organique favorisent le développement des microorganismes aérobies, tandis qu'une acidification excessive limite principalement la diversité bactérienne et fongique, les communautés fongiques présentant généralement une tolérance plus élevée aux conditions acides. De même, la présence de macrofaune, en particulier les vers de terre, améliore la porosité, le taux d'infiltration et la stabilité structurale des sols (Delgado & Gomez, 2016). Les micro-organismes du sol, en interaction avec la matière organique, influencent directement la disponibilité des nutriments et la croissance des plantes. En réalité, leur activité enzymatique permet la minéralisation des composés organiques et la régénération des éléments essentiels. Ces microorganismes jouent également un rôle clé dans la rétention, la transformation et parfois la détoxification des éléments traces métalliques (Awa & Hadibarata, 2020). L'interaction entre les plantes et les micro-organismes du sol contribue à accroître la tolérance végétale et à atténuer la toxicité des métaux lourds par des mécanismes de complexation, précipitation ou séquestration intracellulaire (Abdou Gado et al., 2018). De

plus, la diversité et l'activité du biote du sol peuvent améliorer la disponibilité des nutriments et stimuler la croissance des végétaux (Raza et al., 2020; Sabir et al., 2015). Il est donc essentiel d'appréhender l'influence des caractéristiques des sols, telles que le pH et la teneur en matière organique, afin d'optimiser ces propriétés biologiques.

Dans les sols sahéliens, où les teneurs en matière organique sont souvent faibles, la combinaison d'un pH faiblement acide, d'un Eh instable et d'une CEC réduite favorise la mobilisation et la migration des métaux dans la solution de sol. Ces interactions complexes entre les paramètres physico-chimiques et biologiques du sol déterminent non seulement la répartition des métaux entre les phases solides et liquides, mais aussi leur biodisponibilité et leur potentiel transfert vers le biote. La **Figure 14** présente une synthèse schématique de l'influence des propriétés du sol sur l'accumulation et la biodisponibilité en zone sahélienne.

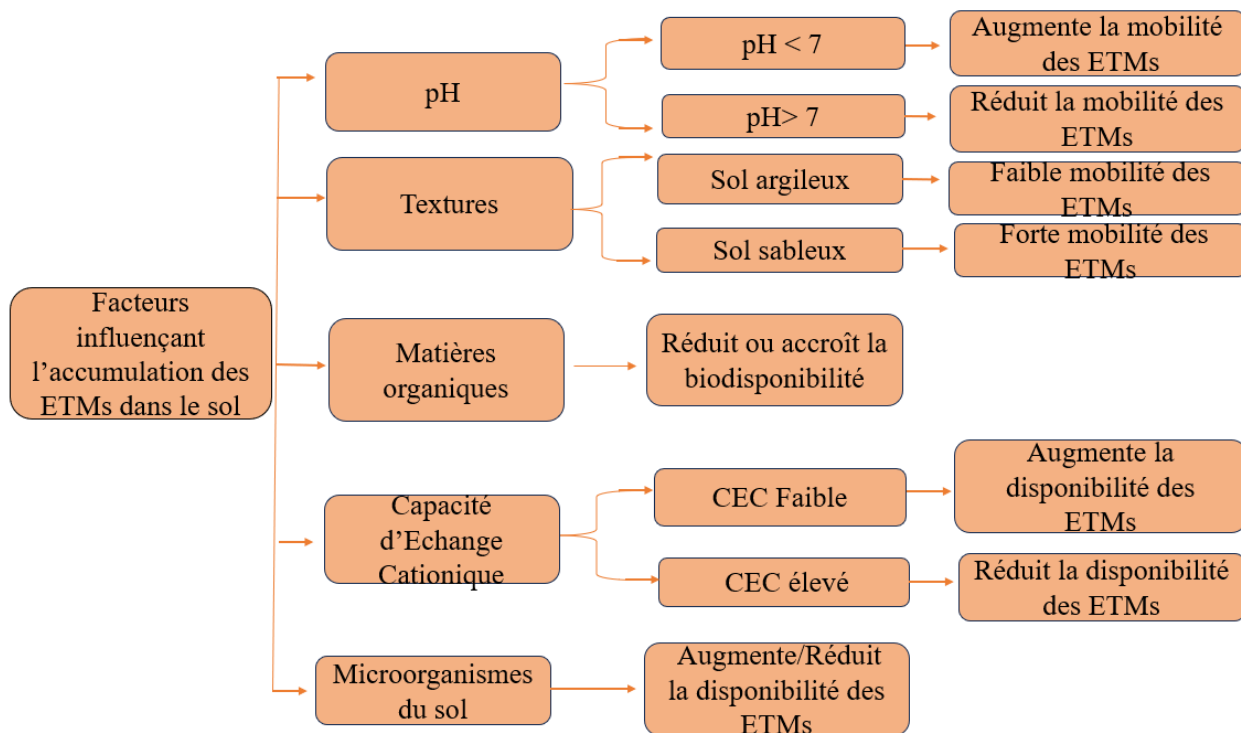


Figure 14. Propriétés influençant l'accumulation et la biodisponibilité des ETM dans le sol

I.2.2. Géochimie des éléments traces métalliques étudiés

Les éléments traces métalliques (ETM) sont des constituants naturels de la lithosphère, présents à de faibles concentrations dans la plupart des sols. Ils proviennent essentiellement de

la désagrégation des roches mères et de l'altération des minéraux primaires, ce qui entraîne leur distribution géochimique et leur disponibilité dans les écosystèmes terrestres.

Toutefois, dans certains contextes géologiques spécifiques, notamment les sols ultramafiques ou riches en minéraux sulfurés, leurs concentrations peuvent atteindre des niveaux très élevés.

La pollution métallique désigne toute modification ou dégradation d'un milieu par l'effet d'éléments métalliques, susceptible de porter atteinte à la santé humaine ou à la qualité des écosystèmes. Elle peut impacter toutes les composantes de l'environnement (eau, sol, végétation et atmosphère). En effet, au niveau mondial, la pollution par les ETM est devenue l'un des problèmes environnementaux les plus préoccupants (Petelka et al., 2019). Leur forte toxicité et leur caractère non-biodégradable engendrent une accumulation dans la chaîne alimentaire, rendant les ETM dangereux pour l'environnement et pour la santé humaine. Dans les régions à forte activité minière artisanale, comme c'est le cas au Burkina Faso, la pollution métallique des sols constitue un enjeu environnemental et sanitaire majeur. Les procédés d'extraction rudimentaires et l'usage non contrôlé de mercure, de cyanure et d'autres produits chimiques favorisent l'accumulation et la dispersion des ETM dans les sols, accentuant ainsi leur mobilité et leur biodisponibilité.

I.2.2.1. Notion d'élément trace métallique (ETM)

Selon la Convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance (ONU/CEE, 1979), le terme de « métaux lourds » désigne tout métal ou métalloïde ayant une densité supérieure ou égale à $5 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ et présentant des risques de toxicité pour les organismes vivants. Cependant, cette définition, qui englobe plus de 65 éléments chimiques, ne repose sur aucun fondement scientifique strict ni sur un cadre juridique universel (E. Tessier, 2015). Dans ce contexte, la terminologie « éléments traces métalliques » (ETM) est aujourd'hui privilégiée, car elle se réfère à la présence en faibles concentrations de ces métaux dans l'environnement, indépendamment de leur densité.

Chez les organismes vivants, notamment les végétaux, les ETM se répartissent en deux grandes catégories selon leur rôle biologique :

- ✓ Les éléments essentiels ou micronutriments (Fe, Cu, Mn, Ni, Zn, etc.) sont indispensables en faibles quantités au bon fonctionnement cellulaire et enzymatique

(Kabata Pendas, 2011). Des carences ou excès de ces éléments entraînent des déséquilibres physiologiques et biochimiques (X. Wu et al., 2016).

✓ Les éléments dits non essentiels, tels que le cadmium (Cd), le plomb (Pb) et le mercure (Hg), sont toxiques même à de très faibles concentrations (Pilon-Smits et al., 2009). Leur persistance et leur accumulation dans les organismes vivants ont des effets délétères sur la croissance, la reproduction et la santé des plantes, des animaux et des humains (Awa & Hadibarata, 2020; Hakeem et al., 2014; Sabir et al., 2015).

Les principales sources d'ETM dans les sols ont à la fois des origines naturelles et anthropiques :

✚ Des sources naturelles : Les ETM sont présents naturellement dans les roches et /ou dans les sédiments océaniques et, sont le plus souvent immobilisés sous des formes relativement inertes. Ils sont introduits dans la biosphère via l'activité volcanique, l'altération de la roche mère sous l'influence de procédés physiques, chimiques et biologiques, ou par les incendies de forêts (Bradl, 2005). La concentration naturelle de ces métaux lourds dans les sols varie selon la nature de la roche, sa localisation ainsi que son âge.

✚ Des sources anthropiques : elles sont majoritairement liées aux activités industrielles, minières et agricoles. Dans les contextes sahéliens, l'exploitation aurifère artisanale constitue la principale cause d'enrichissement des sols en métaux lourds, notamment As, Hg, Fe et Zn, via la dispersion des résidus miniers et l'usage non contrôlé du mercure dans l'amalgamation de l'or (Mimba et al., 2023; Tankari Dan-Badjo et al., 2015).

D'une manière générale, l'impact écologique des ETM ne dépend pas uniquement des concentrations totales dans un milieu donné. Il est surtout conditionné par leurs formes physico-chimiques (spéciation) qui déterminent leur toxicité, leur disponibilité et par conséquent, leur toxicité et leur devenir environnemental (Manouchehri & Bermond, 2010). En effet, la mobilité et la biodisponibilité des métaux déterminent leur capacité de transfert vers les eaux de surface ou souterraines, ainsi que leur passage dans la chaîne alimentaire via l'absorption par les végétaux, constituant ainsi le véritable facteur de risque pour les écosystèmes et la santé humaine (Awa & Hadibarata, 2020; Sabir et al., 2015).

Afin de prévenir ces risques, de nombreux pays ont mis en place des cadres réglementaires fixant des seuils de concentrations en ETM dans les sols, l'eau et l'air, afin de protéger les écosystèmes et inciter à la réduction des rejets. Au Burkina Faso, , le Décret

n°2001-185/PRES/PM/MEE relatif à la fixation des normes de rejets de polluants dans l'air, l'eau et le sol établit à la fois des normes de rejets et des objectifs de qualité des milieux, incluant les sols, différenciés selon les usages (MEE, 2001). Ces objectifs de qualité ont été définis sur la base de critères sanitaires et environnementaux, en tenant compte des voies potentielles d'exposition des populations, de la sensibilité des écosystèmes et des fonctions des sols. Les seuils applicables aux sols agricoles sont volontairement plus stricts, afin de préserver les fonctions productives des sols, de limiter le transfert des contaminants vers les cultures et de réduire les risques d'exposition par la chaîne alimentaire. Dans le cadre de la présente étude, les objectifs de qualité définis par cette réglementation ont été retenus comme valeurs de référence, car ils constituent un outil reconnu d'évaluation environnementale des sols contaminés et sont particulièrement adaptés au contexte pédoclimatique et aux usages majoritairement agricoles des zones affectées par l'exploitation minière artisanale. Les éléments considérés, à savoir le fer, le zinc, l'arsenic et le mercure, correspondent aux principaux éléments révélés ou remobilisés à la surface des sols à la suite des excavations et des opérations de traitement du minerai, indépendamment de leur utilisation directe ou non dans les procédés d'extraction (**Tableau 1**).

Tableau 1. Objectifs de qualité des sols selon la réglementation Burkinabé et des références internationales

Eléments chimiques (mg/kg)	Références du Burkina Faso				Références internationales	
	Objectifs de qualité	Agricole	Habitat	Industrie	UE- Sols agricoles	CCME - Sols résidentiels
Fer	5	5	50	300	Pas de valeur guide spécifique	Pas de valeur guide spécifique
Zinc	200	600	1000	3000	200	200
Arsenic	20	5	110	300	20	12
Mercure	0,8	5	15	30	1,5	6,6

UE : **European Commission (2008)**. *Technical Guidance Document for Deriving Environmental Quality Standards for Soil*. Valeurs indicatives pour sols agricoles (UE).

CCME : **CCME (2014)**. *Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health*. Sols résidentiels / parcs.

Bien que certains éléments, tels que le fer (Fe) et le zinc (Zn) soient indispensables à faible dose, leur accumulation excessive peut déséquilibrer la chimie du sol, réduire sa fertilité et affecter la santé des écosystèmes. La compréhension de leur comportement environnemental repose donc sur l'analyse des processus géochimiques régissant leur mobilité, leur transformation et leur biodisponibilité.

I.2.2.2. Processus de rétention influençant la mobilité des éléments traces métalliques

Le comportement des ETM dans les sols résulte d'un ensemble de processus physico-chimiques et biologiques qui déterminent leur forme chimique (spéciation), leur répartition entre les phases solide et liquide ainsi que leur mobilité. Ces processus sont étroitement liés aux caractéristiques intrinsèques du sol et de son évolution sous l'effet du climat tropical, où les alternances d'humidité et de sécheresse accentuent les fluctuations de disponibilité des métaux.

I.2.2.2.1. Adsorption et désorption

Les processus d'adsorption et de désorption constituent les principaux mécanismes qui contrôlent la mobilité et la biodisponibilité des ETM dans le sol, notamment dans le cadre des processus de phytoremédiation. L'adsorption correspond à la fixation des ions métalliques sur les surfaces actives des constituants du sol, principalement les argiles, les oxydes de fer et de manganèse (Fe – Mn), les carbonates ou la matière organique (Dinis et al., 2020; Houba et al., 2014). En revanche, la désorption désigne la libération de ces ions vers la solution de sol, processus qui accroît leur mobilité et leur disponibilité biologique. Selon la nature des interactions entre les ions métalliques et les surfaces du sol, on distingue deux types d'adsorption :

- La physisorption, où les métaux sont faiblement liés par des forces électrostatiques réversibles, conduisant une fixation temporaire des métaux. Elle favorise une disponibilité progressive utile à la phytoextraction ;
- La chimisorption, qui implique la formation de liaisons chimiques stables entre métaux et groupements hydroxyles de surface (Dinis et al., 2020). Elle conduit à une immobilisation durable des métaux, caractéristique de la phytostabilisation (Lottermoser, 2010; Z. Zhang & Furman, 2021).

Dans la rhizosphère, ces mécanismes sont fortement influencés par les exsudats racinaires (acides organiques, protons, composés phénoliques) qui modifient localement le pH, la charge de surface et la disponibilité ionique. Ces modifications peuvent soit favoriser la désorption et donc la mobilisation des métaux, soit au contraire renforcer leur adsorption et leur stabilisation (Houben et al., 2013; Mimba et al., 2023). La balance dynamique entre adsorption et désorption conditionne ainsi la redistribution des métaux dans les sols miniers tropicaux, et détermine en grande partie l'efficacité des processus de phytoremédiation.

I.2.2.2.2. Précipitation et dissolution

Les processus de précipitation et de dissolution jouent un rôle fondamental dans le contrôle de la mobilité et de la biodisponibilité des ETM dans les sols soumis à la phytoremédiation. Bien qu'ils soient essentiellement de nature géochimique, ces phénomènes sont étroitement influencés par l'activité racinaire et la microflore associée qui modifient localement le pH, le potentiel redox (Eh) et la composition ionique de la rhizosphère (Houben et al., 2013; Mendez & Maier, 2008). Dans les zones racinaires, la libération d'ions OH^- , de carbonates, de phosphates et d'acides organiques favorise des réactions chimiques conduisant à la formation de composés peu solubles tels que les hydroxydes, oxydes, carbonates ou phosphates. Ces précipités agissent comme des pièges géochimiques retenant les cations métalliques dans des formes stables et faiblement échangeables (Dinis et al., 2020; Z. Zhang & Furman, 2021). Ainsi, le fer ferreux (Fe^{2+}), souvent libéré en milieu réducteur, peut s'oxyder en fer ferrique (Fe^{3+}) et précipiter sous forme d'oxydes ferriques (FeOOH , Fe_2O_3). Ces phases minérales présentent une forte affinité d'adsorption pour des éléments tels que l'arsenic (As) et le zinc (Zn), contribuant à leur immobilisation dans le sol. Ces associations entre métaux et oxydes constituent l'un des principaux mécanismes de phytostabilisation observés dans les substrats miniers (Lottermoser, 2010).

Inversement, la dissolution de ces minéraux secondaires peut survenir lorsque les conditions du milieu deviennent plus acides ou réductrices, notamment en cas d'accumulation de matière organique ou de saturation hydrique. Ce phénomène conduit à la remobilisation temporaire des métaux dans la solution du sol, augmentant leur accessibilité pour les plantes ou leur transfert potentiel vers les eaux souterraines (Dinis et al., 2020; Mendez & Maier, 2008). Globalement, la précipitation induite par les racines constitue un mécanisme clé de la phytostabilisation, en réduisant la labilité des métaux et en favorisant leur immobilisation durable dans la matrice du sol. Ce processus, souvent associé à la formation de complexes Fe-

Mn–As–Zn, limite la dispersion des contaminants et contribue à la restauration fonctionnelle des substrats miniers dégradés (Houben et al., 2013; Z. Zhang & Furman, 2021).

I.2.2.2.3. Complexation organique et inorganique

La complexation correspond à la formation d'associations stables entre les ions métalliques et divers ligands présents dans les sols, qu'ils soient organiques (acides humiques, fulviques, exsudats racinaires, jouant un rôle majeur dans la régulation de la spéciation chimique des métaux) ou inorganiques (chlorures, carbonates, phosphates, sulfates). Ce processus régit la spéciation chimique des métaux et conditionne leur mobilité et leur biodisponibilité dans le cadre de la phytoremédiation (Dinis et al., 2020; Ure, 1996). Les composés organiques du sol peuvent immobiliser les métaux par la formation de complexes stables et peu solubles, ou alors accroître leur mobilité lorsque les complexes organométalliques formés sont solubles. Dans la rhizosphère, les acides organiques exsudés par les racines comme les acides citriques, oxaliques ou maliques, favorisent la mobilisation des métaux faiblement liés aux phases solides du sol, augmentant ainsi leur disponibilité pour l'absorption racinaire et facilitant les processus de phytoextraction (Houben et al., 2013). Les ligands inorganiques, notamment les ions carbonates et phosphates, tendent à stabiliser les métaux par la formation de complexes peu solubles ou coprécipitation, limitant leur mobilité ainsi que leur biodisponibilité, contribuant ainsi aux mécanismes de de phytostabilisation des substrats contaminés (Lottermoser, 2010; Z. Zhang & Furman, 2021). Ainsi, l'équilibre entre la formation de complexes solubles et celle de complexes stables détermine la dynamique globale des ETM dans les sols miniers et oriente sur le mécanisme de phytoremédiation dominant, qu'il s'agisse d'un processus de mobilisation (phytoextraction) ou d'immobilisation (phytostabilisation).

I.2.2.2.4. Réactions d'oxydoréduction

Les réactions d'oxydoréduction influencent la spéciation, la mobilité et la toxicité des ETM dans les sols soumis à la phytoremédiation. Les variations du potentiel rédox (Eh), souvent induites par l'activité racinaire, les micro-organismes ainsi que les fluctuations saisonnières d'humidité, entraînent des transformations chimiques affectant directement l'état d'oxydation des métaux et métalloïdes (Aubertin et al., 2002; Dinis et al., 2020). En conditions oxydantes, typiques des zones bien aérées de la rhizosphère, les métaux tendent à précipiter sous forme

d'oxydes ou d'hydroxydes peu solubles, réduisant ainsi leur mobilité et leur biodisponibilité. À l'inverse, en conditions réductrices, notamment dans les zones saturées en eau ou riches en matière organique, la réduction des oxydes de fer et de manganèse libère les métaux adsorbés, favorisant alors leur remobilisation temporaire (Lottermoser, 2010; Z. Zhang & Furman, 2021). Ces processus sont particulièrement importants pour des éléments comme le fer, dont les cycles Fe^{2+}/Fe^{3+} contrôlent l'adsorption d'autres métaux, et l'arsenic, dont la réduction de As(V) en As(III) augmente sa mobilité et sa toxicité (Dinis et al., 2020; Houben et al., 2013). Les racines et la microflore associée influencent activement ces équilibres redox en consommant ou en produisant de l'oxygène, contribuant ainsi à la stabilisation progressive des métaux dans le sol. La **Figure 15** représente le schéma conceptuel illustrant la dynamique couplée de Hg, As, Fe et Zn dans la rhizosphère, et les processus géochimiques impliqués dans la phytoremédiation.

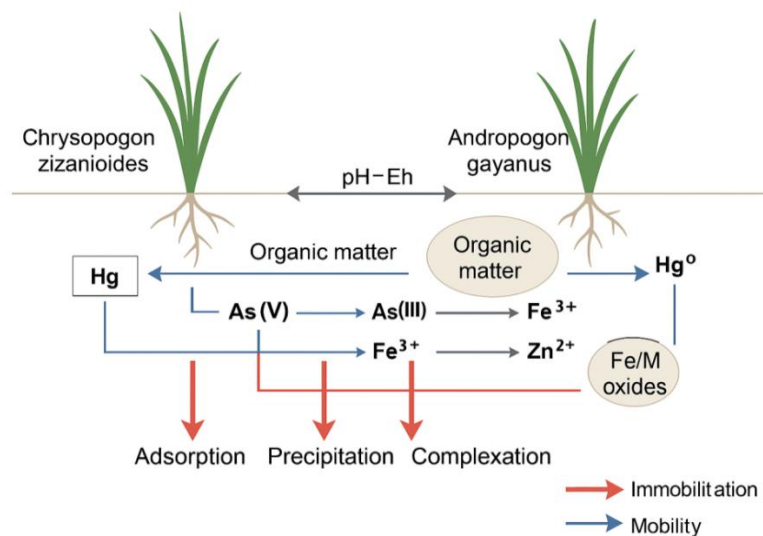


Figure 15. Dynamique des métaux étudiés dans le sol (Yamma, 2025)

I.2.2.3. Les éléments traces métalliques étudiés

Dans le cadre de cette étude, quatre éléments traces métalliques (ETM) ont été retenus pour les analyses : le fer, le zinc, le mercure et l'arsenic. Ce choix repose sur des considérations à la fois environnementales, géochimiques et contextuelles étroitement liées aux activités minières artisanales au Burkina Faso. En effet, la contamination croissante des sols et des ressources en eaux par le mercure et l'arsenic au Burkina Faso constitue une préoccupation majeure de santé publique, en raison de la toxicité élevée de ces éléments, de leur persistance dans l'environnement et de leur capacité à se bioaccumuler dans les chaînes trophiques. Par

ailleurs, la forte abondance du fer et du zinc dans les sols des sites étudiés souligne leur rôle déterminant dans la dynamique géochimique locale. Ces éléments interviennent notamment dans les processus de mobilité et de biodisponibilité des autres ETM. Ces quatre éléments présentent par ailleurs une toxicité avérée pour les organismes vivants, notamment pour les plantes, justifiant ainsi leur sélection prioritaire.

Le mercure a été spécifiquement considéré en raison de son utilisation directe dans le processus d'amalgamation lors du traitement artisanal de l'or. Quant au Fe, au Zn et à l'As, leur présence accrue dans l'environnement résulte principalement des activités minières et de la dispersion non contrôlée des résidus miniers dans les sols, consécutives aux opérations d'excavation. Il convient de noter que le cyanure de sodium (NaCN), principal produit utilisé au cours de l'étape de la cyanuration, n'a pas été pris en compte dans la présente étude en raison de son caractère hautement volatil, de sa dégradation rapide ainsi que de sa faible persistance dans les matrices solides du sol, ce qui ne permet pas un suivi fiable et reproductible dans les conditions expérimentales retenues.

I.2.2.3.1. Dynamique du mercure dans le sol

Le mercure (Hg) est un élément naturellement présent à l'état de traces dans la lithosphère, l'hydrosphère et l'atmosphère. Il est le seul métal liquide à température ambiante et possède une masse atomique de $200,59 \text{ g.mol}^{-1}$. Dans l'environnement, le mercure est redistribué à la fois par des processus naturels (activité volcanique, érosion, volatilisation) et anthropiques (combustion, rejets industriels, activités minières), ainsi que par des transformations biologiques complexes (Uddin et al., 2024). Parmi les sources anthropiques, l'exploitation minière artisanale de l'or constitue la principale voie de contamination des sols et des eaux. En effet, l'utilisation intensive du mercure pour l'amalgamation de l'or engendre d'importants rejets directs ou diffus dans l'environnement (Niane et al., 2019).

Ces formes, reliées par des réactions d'oxydoréduction (Himri & Himri, 2012), évoluent continuellement en fonction des conditions environnementales, notamment le pH, le potentiel rédox (Eh), la teneur en matière organique et la présence de micro-organismes (Driscoll et al., 2013; Obrist et al., 2018). Cette dynamique conditionne la mobilité, la toxicité et la persistance du mercure dans les sols.

Une fois libéré dans l'environnement, le mercure subit diverses transformations biogéochimiques, dont la plus déterminante est la méthylation. Ce processus, favorisé dans les

milieux réducteurs riches en matière organique, accroît la mobilité et la biodisponibilité du mercure pour les organismes vivants (Gębka et al., 2020; Obrist et al., 2018). Ainsi, selon les caractéristiques du sol (composition minérale, pH, humidité, activité microbienne), le mercure inorganique peut être converti en méthylmercure, lequel migre vers les eaux de surface et s'intègre dans les réseaux trophiques (Yahaya et al., 2022). Cette forme organique, hautement toxique et bioaccumulable, constitue la principale menace sanitaire et environnementale. Dans le contexte de la phytoremédiation, ces transformations gouvernent la biodisponibilité du mercure pour les racines, son absorption, ainsi que sa stabilisation dans la rhizosphère. Le contrôle de ces processus, notamment via la matière organique et le potentiel redox, est donc essentiel pour optimiser la détoxification biologique des sols contaminés.

I.2.2.3.2. Dynamique de l'arsenic dans le sol

L'arsenic (As) est un métalloïde du groupe 15 et de la période 4 du tableau périodique, présent naturellement dans les sols et ne possède aucune fonction biochimique essentielle pour les organismes vivants (Jaganmohan, 2007). En fonction des conditions environnementales, il est présent sous quatre états d'oxydation (-III, 0, +III et +V) selon Wang et al. (2023). Ses espèces dominantes sont principalement l'arsénite As (III) et l'arséniate As(V). L'arsénite, est la forme la plus soluble, prédominante en conditions réductrices et présentant la toxicité et la mobilité les plus élevées. En revanche, l'arséniate est stabilisé en milieu oxydant (Jaganmohan, 2007). L'arsenic est le plus souvent associé aux minerais de cuivre, plomb, zinc, argent et or, et sa distribution dans les sols et dans les eaux est influencée par le pH, le potentiel redox et la composition minérale (Jaganmohan, 2007; Wang et al., 2023; WHO, 2018). Les sources anthropiques de la pollution à l'arsenic sont couramment liées à l'exploitation minière artisanales et aux activités industrielles, mais également à certaines pratiques agricoles, notamment l'épandage de pesticides et d'engrais phosphatés (Podgorski & Berg, 2020). La voie d'exposition la plus critique pour l'homme est l'ingestion d'eaux contaminées en arsenic inorganique.

Dans le cadre de la phytoremédiation, l'arsenic interagit fortement avec les oxydes de fer et de manganèse présents dans les sols miniers. Les plantes tolérantes, peuvent contribuer à sa stabilisation par adsorption et précipitation dans la rhizosphère, limitant ainsi sa mobilité et son transfert vers les ressources en eaux (Dinis et al., 2020; Houben et al., 2013; Z. Zhang & Furman, 2021).

I.2.2.3.3. Dynamique du Fe dans le sol

Le fer est l'un des éléments géochimiques majeurs des sols et joue un rôle important en tant qu'élément nutritif pour les plantes, mais aussi comme régulateur rédox influençant la mobilité et la disponibilité d'autres éléments chimiques. Toutefois, lorsqu'il est présent à des concentrations excessives, notamment dans les sols miniers contaminés, le fer peut se comporter comme un polluant environnemental susceptible de provoquer des déséquilibres chimiques, biologiques et écologiques (Kessab, 2025). Son accumulation excessive entraîne des modifications du pH, du potentiel rédox et des cycles nutritifs, affectant la fertilité des sols et la stabilité des écosystèmes environnants. Dans les sols, le fer se présente principalement sous deux états d'oxydation : le fer ferrique (Fe^{3+}), forme oxydée stable en milieu aéré, et le fer ferreux (Fe^{2+}), forme réduite, plus soluble et mobile en conditions réductrices (Cummings et al., 2000). Dans un milieu oxydant, le Fe^{3+} précipite sous forme d'oxydes et d'hydroxydes amorphes ou cristallins tels que la ferrihydrite, la goethite et l'hématite. Ces formes précipitées selon Kabata Pendas (2011) sont peu solubles et sont capables d'adsorber les anions (arséniates, phosphates) et des cations métalliques (Zn^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+}). En revanche, en milieu réducteur, Fe^{3+} est réduit en Fe^{2+} , qui est la forme la plus soluble et donc la plus mobile, favorisant ainsi la remise en solution du fer et la désorption concomitante d'éléments associés (Cummings et al., 2000). Ce processus accroît la mobilité des contaminants et leur biodisponibilité, aggravant ainsi les risques de pollution pour les écosystèmes terrestres et aquatiques (Tedoldi, 2017). Les travaux de Hall & Huang (2017) ont montré que dans les sols forestiers tropicaux, la réduction du fer est un mécanisme clé favorisant la libération de cations, ce qui modifie la disponibilité des nutriments et la chimie globale du sol. Ainsi, même si le fer n'est pas classé parmi les métaux lourds prioritaires, son accumulation massive dans les résidus miniers et les zones d'orpaillage en fait un polluant à fort impact environnemental, capable d'altérer la structure, la chimie et la fertilité des sols. La compréhension de ses cycles rédox et de ses interactions avec les autres métaux est donc essentielle pour concevoir des stratégies de phytoremédiation durable adaptées aux sols tropicaux contaminés (Dinis et al., 2020).

I.2.2.3.4. Dynamique du Zn dans le sol

Le zinc est un métal lourd présent naturellement à l'état de traces, mais dont les teneurs élevées issues des activités minières et industrielles en font un polluant majeur des sols. Bien qu'indispensable en faible quantité, son accumulation excessive provoque des déséquilibres

chimiques et biologiques, altérant la fertilité et la biodiversité du sol (Van et al., 2024). Sous sa forme ionique Zn^{2+} , il interagit fortement avec les argiles, la matière organique et les oxydes de fer et de manganèse hydratés. La mobilité du zinc est assez importante, et de ce fait, son adsorption par les constituants du sol, organiques ou minéraux, est facilitée. Le principal facteur influençant cette mobilité est le pH ; plus le sol est acide, plus le zinc est mobile. L'abaissement d'une unité de pH entraîne une augmentation d'un facteur 100 de la solubilité du zinc. En effet, en milieu acide, le Zn est faiblement retenu par échange cationique, favorisant sa mobilité ; tandis qu'en conditions basiques, il se fixe durablement par chimisorption ou coprécipitation (Yang et al., 2020). Dans les sols sahéliens, souvent pauvres en matière organique, cette mobilité est accrue, entraînant une phytotoxicité (chlorose, inhibition de la croissance) et une perturbation des micro-organismes du sol (Prasad et al., 2016). La contamination en Zn des résidus miniers constitue ainsi une menace persistante pour les écosystèmes terrestres et aquatiques. En phytoremédiation, certaines espèces tolérantes favorisent la stabilisation racinaire du Zn par adsorption, complexation et précipitation, limitant sa dispersion et réduisant son impact environnemental (Houben et al., 2013; Mendez & Maier, 2008).

I.2.3. Méthodes d'évaluation de la dynamique des éléments traces métalliques

Le stockage des résidus miniers constitue une source majeure de dispersion des ETM vers les différents compartiments de l'environnement, sous l'effet de l'érosion, du ruissellement et de la formation de drainage acide (Getaneh & Alemayehu, 2006; Mensah et al., 2022; Schoenberger, 2016). Les sols sont durablement pollués par les ETM, engendrant ainsi une réduction considérable de leur valeur agronomique (Kagambega et al., 2023). La forte toxicité, la non-biodégradabilité engendrent une accumulation dans la chaîne alimentaire, rendant les ETM dangereux pour l'environnement et pour la santé humaine. Cependant, l'évaluation des sols contaminés repose classiquement sur la mesure des teneurs totales en ETM. Or plusieurs travaux (Adriano, 2001; Fuentes et al., 2006; E. Tessier, 2015) ont révélé que ces valeurs ne reflètent pas la mobilité ni la toxicité réelle des métaux, car elles ne tiennent pas compte de leur biodisponibilité.

Ainsi, les approches de fractionnement séquentiel et d'extraction sélective offrent une évaluation plus pertinente de la contamination, car elles permettent de distinguer les formes mobilisables, labiles et biodisponibles des ETM (Fuentes et al., 2008; Ure, 1996). Selon Peijnenburg et Jager (2003), seules les fractions biodisponibles ou bio accessibles des métaux

sont susceptibles d'interagir avec les systèmes biologiques, révélant alors leur véritable toxicité. La toxicité et la mobilité des ETM varient selon la forme sous laquelle ils se présentent dans l'environnement. Il s'avère donc indispensable de connaître leur répartition et leur forme chimique entre les diverses phases constitutives du sol (Cornu & Clozel, 2000), afin d'évaluer correctement leur toxicité dans les sols. La biodisponibilité, la mobilité et la toxicité dépendent en effet des réactions chimiques avec les différents composants présents ainsi que les conditions physico-chimiques du sol. Les métaux présents dans le sol peuvent être associés à différentes phases (échangeables, liées à la matière organique, aux oxydes ou sous forme résiduelle), et seule une fraction d'entre eux peut être effectivement biodisponible ou bio accessible (B. Qasim et al., 2015). Ainsi, bien que les ETM puissent être présents à des concentrations élevées dans les sols, leur mobilité et leur toxicité réelle dépendent de la phase chimique dans laquelle ils se trouvent. Par conséquent, l'étude de la dynamique des ETM est d'une importance cruciale pour comprendre leurs effets potentiellement néfastes sur l'environnement.

I.2.3.1. Extractions séquentielles

Les techniques d'extraction séquentielle constituent un outil essentiel pour comprendre la spéciation chimique des ETM dans les sols et prédire leur mobilité potentielle. Elles répondent au besoin de caractériser la répartition des formes chimiques des métaux au sein des matrices pédologiques, en vue d'évaluer leur disponibilité et leur comportement environnemental (Rodgers et al., 2015). Le principe repose sur l'application successive de réactifs chimiques spécifiques, ciblant chacun une phase du sol (Ali et al., 2024; Kouassi et al., 2019). Étant donné que les métaux sont retenus dans la matrice solide sous différentes formes chimiques, chaque fraction peut alors être extraite en utilisant un réactif spécifique. En effet, chaque réactif utilisé à chaque étape présente trois caractéristiques à savoir :

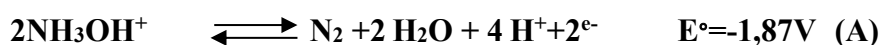
- (i) le réactif présent en excès échange efficacement le métal avec la phase solide ;
- (ii) le réactif possède une affinité plus élevée pour le métal concerné que pour la matrice ;
- (iii) le réactif dégrade la phase liante, afin de libérer le métal dans la solution.

Plusieurs protocoles ont été développés afin de prédire la mobilité potentielle des métaux à court, moyen et long terme. Initialement, Tessier et al. (1979) ont proposé un schéma qui se distingue en cinq fractions : échangeable, liée aux carbonates, liée aux oxydes de Fe/Mn, liée à la matière organique/sulfures, et la fraction résiduelle. Par la suite, de nombreuses

adaptations modifiant le nombre d'étapes, la nature ou les teneurs des réactifs ont été développées. Cependant, les réactions chimiques successives étant différentes, les résultats obtenus sont quasiment impossibles à comparer entre les différents schémas. Afin d'harmoniser les pratiques selon plusieurs auteurs (Pueyo et al., 2008; Rauret et al., 1999; Ure et al., 2013), le Bureau Communautaire de Référence (BCR) a élaboré un protocole standardisé en trois étapes :

➤ **Fraction échangeable et acido-soluble** : les métaux extraits dans cette première étape peuvent être classés en deux sous-groupes. La fraction échangeable regroupe généralement des ions métalliques faiblement adsorbés sur les particules du sol, ce qui les rend facilement accessibles aux plantes et à l'activité microbienne (Diatta et al., 2019). À l'inverse, la fraction soluble dans l'acide comprend principalement les métaux associés aux minéraux carbonatés, susceptibles d'être libérés en conditions acides (Soliman et al., 2018). En somme, les fractions échangeables et solubles dans l'acide représentent les formes les plus biodisponibles et les plus mobiles des métaux, ce qui en fait les formes les plus préoccupantes sur le plan environnemental (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007).

➤ **Fraction réductible** : cette fraction correspond à la part du métal principalement associée aux oxydes de fer, de manganèse et d'aluminium. Le principe consiste à réduire ces oxydes afin de libérer les métaux qui y sont fixés. Le réactif couramment utilisé, l'hydroxylamine hydrochloride ($\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$), agit comme un puissant agent réducteur, libérant les métaux fixés sur ces phases. La réaction globale peut s'écrire :



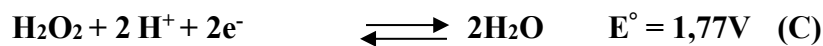
Le caractère très réducteur de ce réactif est mis en lumière à travers la valeur négative du potentiel rédox. Ainsi, un oxyde de manganèse tel que MnO peut être mis en solution selon la réaction :



Cette étape met en évidence les métaux initialement piégés dans les oxydes amorphes ou cristallins, permettant d'évaluer leur mobilité potentielle dans l'environnement (X. Chen et al., 2020).

➤ **Fraction oxydable :** les métaux extraits dans cette fraction sont considérés comme liés à la matière organique. Leur libération repose sur un mécanisme principal de complexation, obtenu par oxydation. La procédure consiste à chauffer l’aliquote du sédiment afin de détruire la matière organique et de relarguer les métaux fixés. Cette extraction s’effectue généralement en deux étapes successives :

- (i) Attaque au peroxyde d’hydrogène (H₂O₂) doté d’un fort pouvoir oxydant, permettant la dégradation de la matière organique selon la réaction :



- (ii) Reprise à l’acétate d’ammonium (CH₃COONH₄) utilisé pour son fort pouvoir complexant qui stabilise les ions métalliques libérés et empêche leur re-précipitation.

Cette étape permet d’estimer les métaux susceptibles d’être remobilisés lors de la décomposition de la matière organique.

➤ **Fraction résiduelle :** la dernière fraction dite résiduelle regroupe les métaux restés fixés après l’ensemble des précédentes étapes d’extractions. Elle est principalement constituée de minéraux silicatés dont la structure cristalline peut incorporer des éléments traces, souvent sous forme de substitutions isomorphes dans les argiles (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007). La détermination de cette fraction repose le plus souvent sur une digestion par acides forts, afin de libérer les métaux contenus dans la matrice minérale (A. Tessier et al., 1979; Ure et al., 1993). Certains auteurs proposent toutefois de la déterminer par différence entre la teneur totale du métal et la somme des fractions extraites dans les étapes précédentes (Filgueiras et al., 2002; Rauret et al., 1999). Cette fraction est la moins biodisponible dans l’environnement car les métaux qu’elle renferme restent piégés dans le réseau cristallin et ne sont pratiquement pas relargués vers la phase dissoute (X. Chen et al., 2020; Rauret et al., 1999).

Ce schéma BCR est largement utilisé de nos jours dans les études environnementales pour évaluer la spéciation et la mobilité des métaux. Le protocole BCR revêt une importance particulière pour évaluer la mobilité et la biodisponibilité des contaminants, fournissant ainsi une base solide pour l’estimation des risques écologiques liés à la pollution des sols (Ali et al., 2024). En effet, les applications de cette méthode ne se limitent pas seulement à l’analyse de la contamination, mais permettent également d’approfondir la compréhension sur la spéciation,

de la mobilité et de la biodisponibilité des contaminants afin d'élaborer des stratégies efficaces de remédiation (Badawy et al., 2022; Möler, Julia et al., 2020).

I.2.3.2. Extractions sélectives

Les techniques d'extractions sélectives visent à estimer la fraction mobile ou biodisponible des éléments traces métalliques (ETM) à l'aide d'un réactif unique, choisi pour dissoudre sélectivement une phase donnée du sol. Contrairement aux méthodes séquentielles, les extractions sélectives réduisent non seulement les risques de modification de la spéciation d'un élément au cours des étapes successives d'extraction et de rinçage, mais elles limitent également les risques de contamination croisée induite par l'utilisation successive de divers réactifs. De plus, le protocole est moins contraignant parce qu'en cas de difficulté pendant l'extraction, seuls les résultats de l'échantillon concerné sont compromis, sans que toutes les fractions soient remises en question comme c'est le cas avec les extractions séquentielles (Soubrand-Colin, 2004).

Les extractions sélectives sont couramment utilisées dans les sciences du sol pour estimer la disponibilité des ETM pour les plantes (Hlavackova, 2005). Au cours des dernières décennies, plusieurs protocoles d'extraction sélective ont été optimisés ou adaptés pour en améliorer la sélectivité, la reproductibilité ou la corrélation avec la phytodisponibilité. Des études confirment l'intérêt de ces extractions simples pour quantifier les fractions mobiles ou disponibles des métaux dans les sols agricoles (Sihlahla et al., 2020; M. K. Zhang et al., 2010). Cependant, en fonction des objectifs, plusieurs types de réactifs sont utilisés pour estimer la mobilité et la biodisponibilité des métaux :

✓ **L'eau déionisée** permet de simuler les conditions naturelles et d'extraire les formes solubles immédiatement disponibles, bien que les concentrations obtenues soient généralement faibles (Groenenberg et al., 2017; Ure et al., 1993) ;

✓ **Les solutions salines** : elles extraient les fractions solubles, échangeables et adsorbées de manière non spécifique. Les chlorures (CaCl_2 , BaCl_2 , AlCl_3), les nitrates (NaNO_3 , $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, NH_4NO_3) et l'acétate d'ammonium sont les plus couramment utilisés, avec des concentrations généralement comprises entre 0,01 et 1 M. Parmi ces solutions, l'extraction au CaCl_2 est largement utilisée pour évaluer la biodisponibilité du Cd, du Zn et du Ni (Houba et al., 2014; Romkens et al., 2009) ;

✓ **Les acides dilués**, tels que l'acide acétique ou l'acide chlorhydrique à faible concentration, solubilisent partiellement les métaux liés aux carbonates, aux oxydes de Fe/Mn ou à la matière organique, constituant ainsi un indicateur de biodisponibilité (Groenenberg et al., 2017; ISO :17586 : 2016, n.d.). Ils permettent de solubiliser partiellement les ETM liés aux fractions échangeables, carbonatées, aux oxydes de Fe/Mn et à la matière organique ;

✓ **Les acides organiques de faible poids moléculaire (LMWOAs)** : ces acides (acétique, lactique, citrique, malique, formique) sécrétés naturellement par les racines, sont utilisés en mélange pour simuler les conditions rhizosphériques et estimer la fraction biodisponible des ETM (M. H. Feng et al., 2005; Oburger & Schmidt, 2016) ;

✓ **Les complexants organiques** : l'EDTA (éthylène-diamine-tétracétique) et le DTPA (diéthylène-triamine-pentaacétique) sont employés pour extraire les métaux liés à la matière organique et aux hydroxydes de Fe, Mn et Al. Ces méthodes sont particulièrement utilisées pour évaluer la disponibilité des micronutriments (Zn, Cu, Mn, Fe) dans les sols agricoles (Lindsay & Norvell, 1978; Mbodji et al., 2022; M. K. Zhang et al., 2010).

I.2.3.3. Facteurs influençant la spéciation et la mobilité des éléments traces métalliques

Dans les sols miniers en phytoremédiation, la spéciation et la mobilité des ETM résultent d'interactions complexes entre les propriétés du sol, les conditions hydriques et les activités biologiques de la rhizosphère. L'analyse de ces facteurs permet de comprendre les mécanismes régissant la dynamique des métaux dans les substrats contaminés.

❖ Potentiel hydrogène (pH)

Le pH du sol est le paramètre le plus déterminant qui contrôle la mobilité et la biodisponibilité des ETM. Lorsque le pH diminue, les charges positives du sol augmentent et favorisent la mise en solution des cations métalliques (Fe^{2+} , Zn^{2+}), entraînant une mobilité accrue (Kabata Pendas, 2011; B. H. Qasim, 2015). À l'inverse, dans les sols neutres à légèrement alcalins, les métaux sont immobilisés par adsorption sur les oxydes de fer, d'aluminium et sur la matière organique (Houben et al., 2013; Oladoye et al., 2022). Selon les travaux de Houben et al. (2013), une baisse d'une unité de pH peut multiplier par dix la

concentration de Zn ou de Cu en solution. Des amendements basiques tels que la chaux ou l'apatite exploitent également ce mécanisme, en élevant le pH et en réduisant les fractions échangeables et lixiviables (Jing et al., 2018). La réponse reste toutefois spécifique à chaque métal : la solubilité des métaux divalents (Zn^{2+} , Cd^{2+}) peut diminuer d'un facteur 100 lorsque le pH augmente, tandis que celle des métaux trivalents (Fe^{3+} , Al^{3+}) peut baisser d'un facteur 1000 (Neina, 2019).

Au-delà de cet effet général, le pH influence directement la spéciation chimique des éléments étudiés. Pour le fer, une augmentation du pH favorise la précipitation sous forme d'hydroxydes peu solubles, limitant sa mobilité mais renforçant son rôle de support d'adsorption pour l'arsenic. Le zinc est majoritairement présent sous forme Zn^{2+} à pH acide et, devient moins mobile à pH neutre à alcalin en raison de son adsorption accrue sur les phases minérales et organiques. En revanche, l'arsenic présente un comportement plus complexe. A pH acide, l'arséniate As(V) est fortement adsorbé sur les oxydes de Fe à pH acide à neutre, tandis qu'une élévation du pH peut réduire cette adsorption et accroître sa mobilité. À pH élevé, As(V) devient plus mobile, tandis que As (III) reste globalement plus mobile quelle que soit la gamme de pH (Smedley & Kinniburgh, 2002 ; Kabata-Pendias, 2011). Le mercure voit sa spéciation influencée indirectement par le pH à travers la stabilité de ses complexes organiques et sulfhydriques, influençant ainsi sa mobilité et sa biodisponibilité dans les sols contaminés (Kabata-Pendias, 2011 ; Neina, 2019). En milieu acide, Hg^{2+} peut rester relativement mobile, tandis qu'à pH neutre à basique, il est davantage complexé par les groupements fonctionnels de la matière organique, ce qui limite sa mobilité mais favorise parfois sa biodisponibilité sous forme organique (Skylberg et al., 2006 ; Obrist et al., 2018).

❖ Potentiel rédox (Eh)

Le potentiel rédox contrôle la forme d'oxydation et la mobilité des métaux et métalloïdes. En conditions oxydantes, le Fe et le Mn précipitent sous forme d'oxydes et d'hydroxydes, qui agissent comme de véritables pièges géochimiques pour l'As, le Zn et le Hg (M. Chen et al., 2008 ; Skylberg et al., 2006). Lorsque le milieu devient réducteur, ces oxydes se dissolvent, libérant du Fe^{2+} et transformant l'arséniate As (V) en arsénite As (III), plus mobile et toxique (Zhuang et al., 2023). Ces mêmes conditions favorisent aussi l'activité bactérienne qui convertit le mercure inorganique en méthyl-mercure, forme la plus bioaccumulable

(Gilmour et al., 2013; Jenny, 2004). Ainsi, les variations de Eh modulent directement la disponibilité et la toxicité des ETM dans la rhizosphère. En conditions oxydantes, le fer précipite sous forme Fe^{3+} , peu soluble. En conditions réductrices, la réduction de Fe^{3+} en Fe^{2+} entraîne une mise en solution du fer et la libération concomitante d'éléments adsorbés sur les oxydes de fer (Cummings et al., 2000 ; Hall & Huang, 2017). Le zinc n'est pas directement affecté par les réactions rédox, mais sa mobilité augmente indirectement lors de la dissolution des oxydes de Fe et Mn en conditions réductrices, qui libèrent le Zn adsorbé (Kabata-Pendias, 2011 ; Tedoldi, 2017). En revanche, le potentiel rédox est déterminant pour l'arsenic. En conditions oxydantes, As(V) prédomine et est fortement adsorbé sur les oxydes de fer. En conditions réductrices, la réduction de As (V) en As (III) augmente fortement sa mobilité et sa toxicité (Smedley & Kinniburgh, 2002 ; Zhuang et al., 2023). Quant au mercure, les environnements réducteurs favorisent l'activité microbienne responsable de la méthylation du mercure inorganique en méthylmercure, forme hautement mobile et bioaccumulable. À l'inverse, les conditions oxydantes limitent ce processus (Gilmour et al., 2013 ; Dinis et al., 2020).

❖ La capacité d'échange cationique CEC)

La capacité d'échange cationique (CEC) traduit la quantité de charges négatives disponibles sur les argiles, les oxydes et la matière organique. Une CEC élevée favorise la rétention réversible des cations métalliques (Zn^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+}) en réduisant leur mobilité et leur lixiviation (Bodjona et al., 2018; Kabata Pendas, 2011; Langunu, 2025). En revanche, les sols sableux, à faible CEC, retiennent peu ces métaux et favorisent leur transfert vers les nappes phréatiques. Les interactions compétitives entre cations modulent également la biodisponibilité car un excès de Ca^{2+} ou Mg^{2+} peut limiter l'adsorption du Zn^{2+} ou du Cd^{2+} sur le complexe argilo-humique (Langunu, 2025). La CEC joue ainsi un rôle déterminant dans le contrôle de la mobilité des éléments traces métalliques en régulant leur adsorption sur les surfaces chargées négativement des argiles, des oxydes et de la matière organique du sol (Kabata-Pendias, 2011). Le fer, principalement présent sous forme d'oxydes et d'hydroxydes, contribue indirectement à ce processus en fournissant des sites d'adsorption efficaces pour d'autres métaux, notamment le zinc et l'arsenic (Kabata-Pendias, 2011 ; Smedley & Kinniburgh, 2002). Une CEC élevée favorise ainsi la fixation réversible du Zn^{2+} , réduisant sa mobilité et sa lixiviation, tandis que les sols à faible CEC présentent un risque accru de transfert du zinc vers les eaux souterraines

(Bodjona et al., 2018 ; Langunu, 2025). Bien que l'arsenic soit majoritairement présent sous forme anionique, sa mobilité est indirectement influencée par la CEC à travers son association avec les oxydes de fer et d'aluminium liés au complexe argilo-humique (Smedley & Kinniburgh, 2002). En revanche, la CEC intervient de manière plus secondaire dans le comportement du mercure, dont la rétention est principalement contrôlée par la matière organique et la formation de complexes organo-mercure stables (Skylberg et al., 2006).

❖ **La matière organique (MO)**

La matière organique exerce une double influence sur le devenir des métaux lourds. D'une part, elle favorise la complexation avec des groupements fonctionnels (carboxyles, phénoliques), ce qui réduit la mobilité et la toxicité de nombreux cations métalliques (Cd, Zn, Cu) (Ure et al., 2013; Yang et al., 2020). D'autre part, la décomposition de la MO libère du carbone organique dissous (COD), qui peut mobiliser certains métalloïdes (As, Hg) en formant des complexes solubles stables (Y. Li et al., 2024; X. Zhang et al., 2023). L'effet de la matière organique dépend ainsi de la proportion relative de ses fractions humiques et labiles, de son état de décomposition, et des conditions environnementales (pH, Eh), qui déterminent l'équilibre entre immobilisation et remobilisation des métaux (J. K. Sharma et al., 2023). La MO peut moduler la solubilité du fer selon les conditions de pH et de potentiel rédox, tout en contrôlant indirectement la mobilité d'autres éléments associés aux phases ferriques (Neina, 2019). La complexation du zinc par les acides humiques tend à réduire sa mobilité, bien que la présence de carbone organique dissous puisse favoriser son transport en solution (Ure et al., 2013). Pour l'arsenic, le carbone organique dissous accroît la biodisponibilité en limitant son adsorption sur les oxydes de fer (Li et al., 2024). Le mercure présente une forte affinité pour la matière organique, ce qui conduit généralement à son immobilisation relative, tout en favorisant, sous conditions réductrices, sa transformation en formes méthylées plus toxiques (Skylberg et al., 2006).

I.2.3.4. Les interactions entre les métaux

Dans la rhizosphère, les ETM interagissent constamment entre eux, engendrant des effets antagonistes ou synergiques selon leur nature chimique, et les conditions du milieu. La présence d'un métal peut inhiber ou stimuler l'absorption d'un autre, tandis que la carence en un élément nutritif peut accentuer la toxicité d'un métal trace. À l'inverse, certaines associations

favorisent la co-absorption par les racines, modifiant la distribution des métaux dans les tissus végétaux. Par exemple, la présence de zinc (Zn^{2+}) peut accroître l'absorption du cadmium (Cd^{2+}) en raison de leur similarité chimique et de l'utilisation de transporteurs ioniques communs dans les membranes racinaires (G. Li et al., 2024). Ces interactions dépendent non seulement de la chimie du sol (pH, complexation, équilibre ionique), mais également de la physiologie racinaire, notamment la libération d'exsudats et la régulation de l'expression des transporteurs métalliques.

Ainsi, la spéciation et l'équilibre nutritif du sol conditionnent la mobilité, la biodisponibilité et la toxicité des ETM (Kabata Pendas, 2011). Comprendre ces interactions est essentiel pour interpréter les phénomènes de compétition ou de synergie observés lors des processus de phytoremédiation.

I.2.4. Que retenir de la dynamique de la dynamique des éléments trace dans les sols

Ce chapitre a présenté les caractéristiques générales des sols et les mécanismes de mobilité des ETM dans les sols. Il met en évidence le rôle central des propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols dans la régulation de la mobilité, de l'adsorption et de la biodisponibilité des ETM. La géochimie des éléments révèle ainsi donc que leur comportement dépend à la fois de leur spéciation chimique et des interactions avec les constituants du sol. Ces interactions déterminent la répartition des métaux entre les phases solide et liquide, influençant leur disponibilité biologique et leur toxicité potentielle.

L'examen de la dynamique du Hg, As, Fe et du Zn illustre parfaitement ces mécanismes. Le mercure, par exemple, est un métal hautement toxique qui, une fois transformé en méthylmercure, acquiert une grande mobilité et une forte capacité de bioaccumulation. L'arsenic, lui est présent principalement dans les sols sous formes As (III) et As(V), et sa spéciation voire sa toxicité varie en fonction du potentiel redox. Le fer, bien qu'indispensable en faibles concentrations, atteint dans les résidus miniers des teneurs très élevées, ce qui en fait un métal toxique. Ses alternances entre les formes Fe^{2+} et Fe^{3+} régulent à la fois sa propre mobilité et celle d'autres contaminants présents. Enfin, le zinc, micronutriment essentiel mais phytotoxique à forte teneur, présente une mobilité fortement influencée par le pH et la matière organique, conditionnant ainsi sa biodisponibilité.

La compréhension de cette dynamique repose sur l'usage combiné de méthodes analytiques telles que les extractions séquentielles (BCR) et les extractions sélectives.

Les premières permettent de fractionner les métaux selon leurs associations aux différentes phases du sol (échangeable, réductible, oxydable, résiduelle), tandis que les secondes ciblent plus spécifiquement les formes mobilisables ou biodisponibles. Ces approches offrent une évaluation fine de la mobilité potentielle et de la toxicité réelle des ETM dans les sols miniers.

En définitive, la dynamique des ETM dans les sols ne peut être appréhendée qu'à travers une approche intégrée, tenant compte à la fois des propriétés du sol, des conditions environnementales et des processus de spéciation. Une telle approche est indispensable non seulement pour prédire leur devenir et leur transfert vers les organismes vivants, mais également pour évaluer le potentiel de la phytoremédiation dans des contextes spécifiques comme celui du Sahel, marqué par des contraintes climatiques.

Chapitre 3 : Les procédés d'élimination des éléments traces métalliques dans le sol - Focus sur la phytoremédiation

I.3.1. Les différentes techniques d'éliminations des éléments traces métalliques dans le sol

Les stratégies actuelles de dépollution des sols pollués par les métaux lourds reposent sur deux grands cadres d'intervention : *in situ* (traitement sur le site) et *ex situ* (traitement hors du site). Elles se déclinent en quatre grandes approches : physiques, chimiques, thermiques et biologiques (Shikha & Singh, 2020; Xu et al., 2024) illustrée à la **figure 16**. Chacune présente des avantages spécifiques mais également des contraintes majeures qui orientent le choix de la technique.

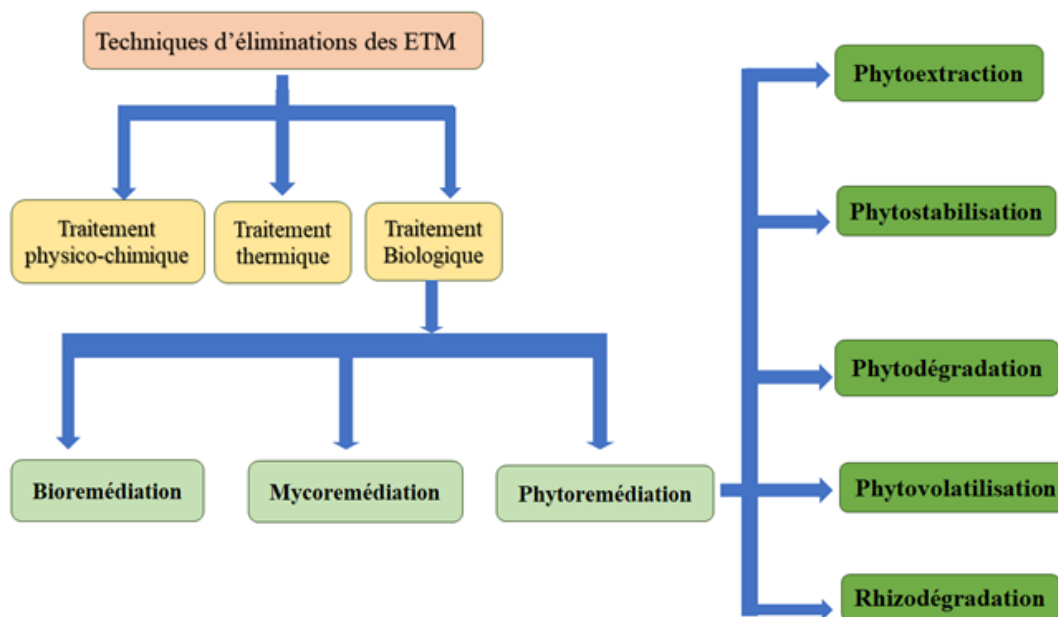


Figure 16. Différentes techniques d'éliminations des ETM dans les sols

I.3.1.1. Traitements physiques

Le confinement, la mise en décharge contrôlée, ou encore la vitrification constituent des solutions rapides pour isoler la source de contamination et protéger les milieux environnants. En effet, elles semblent réduire efficacement l'exposition humaine et la dispersion des métaux, mais n'éliminent en aucun cas la pollution. La masse contaminée est simplement déplacée ou encapsulée, soulevant ainsi la question de la durabilité à long terme et du transfert potentiel de

la pollution (Lavanya et al., 2024). Plusieurs études récentes soulignent que ces solutions, bien que techniquement efficaces à court terme, ne répondent pas aux objectifs de restauration fonctionnelle des sols ni à la réhabilitation écologique durable des sols contaminés (Hazrat et al., 2013; D. Kumar & Khan, 2020; X. Wu et al., 2016; Z. Zhang & Furman, 2021; C. Zhao et al., 2019).

I.3.1.2. Traitements chimiques

Les procédés d'oxydoréduction, de lavage des sols et d'extraction électrocinétique permettent une réduction réelle des concentrations métalliques en mobilisant des réactifs appropriés ou un champ électrique. Ces méthodes favorisent la désorption et la migration des métaux vers des phases extractibles, assurant une dépollution rapide des sols contaminés (Rajendran et al., 2022). Cependant, ces méthodes nécessitent une grande consommation d'énergie et de réactifs pouvant générer des sous-produits toxiques (Rajendran et al., 2022). Cela a pour conséquence une modification de la structure ou de la chimie du sol, engendrant alors une dégradation de ses fonctions écologiques (W. Feng et al., 2019; H. Zhang et al., 2022). Plusieurs travaux ont ainsi montré que ces approches, bien qu'efficaces à court terme, induisent une perte de la fertilité, une désorganisation des horizons et une réduction de la microfaune, compromettant le potentiel de régénération naturelle des sols (Dinis et al., 2020; W. Feng et al., 2019; H. Zhang et al., 2022).

I.3.1.3. Traitements thermiques

Les traitements thermiques, tels que la désorption thermique ou la vitrification à haute température détruisent ou immobilisent les métaux lourds (C. Zhao et al., 2019). Ces procédés visent à volatiliser les contaminants ou à les stabiliser dans une matrice réduisant ainsi leur mobilité et leur dangerosité. Toutefois, cette méthode exige des infrastructures complexes, une importante consommation énergétique et des températures élevées, pouvant dépasser 1000 °C (Lee et al., 2021). De plus, cette méthode peut altérer irréversiblement les propriétés physiques et biologiques du sol (Lee et al., 2021; O'Brien et al., 2016). À grande échelle, ces contraintes techniques, économiques et environnementales limitent fortement leur applicabilité, en particulier dans les contextes tropicaux ou à faibles ressources, où la durabilité écologique et financière constitue un enjeu majeur de la gestion des sites pollués.

I.3.1.4. Les procédés biologiques

Les procédés biologiques reposent sur l'utilisation d'organismes vivants notamment les micro-organismes, les champignons ou les plantes capables de dégrader, transformer ou immobiliser des contaminants présents dans les sols, les sédiments ou les eaux. Ces approches constituent une alternative durable aux méthodes physico-chimiques souvent coûteuses, énergivores et destructrices pour les écosystèmes (Das & Chandran, 2011; Dinis et al., 2020; Gadd, 2010). Elles s'appuient sur les interactions naturelles entre le vivant et son environnement pour restaurer les milieux contaminés, tout en préservant leurs fonctions écologiques. Trois principales stratégies se distinguent : la bioremédiation, la mycoremédiation et la phytoremédiation.

✓ **Bioremédiation** : Cette technique mobilise des micro-organismes (bactéries, actinomycètes, levures) capables de décomposer les composés organiques dangereux en produits inoffensifs, tels que le dioxyde de carbone (CO₂), l'eau et la biomasse microbienne, réduisant ainsi la charge polluante du milieu (Das & Chandran, 2011; Nguemte, 2019; Vidali, 2011). En effet, ces micro-organismes exploitent les contaminants comme source de carbone ou d'énergie, entraînant leur dégradation complète ou partielle. Cette approche est particulièrement efficace pour les hydrocarbures, les pesticides et certains solvants chlorés. Cependant, elle est limitée pour les polluants inorganiques comme les métaux lourds, qui ne peuvent être métabolisés mais plutôt transformés, complexés ou précipités sous des formes moins toxiques.

✓ **Mycorémédiation** : Cette méthode désigne l'utilisation des champignons (saprophytes, mycorhiziens ou endophytes) dont le potentiel enzymatique permet de dégrader, transformer ou immobiliser divers polluants présents dans les sols contaminés, notamment ceux issus des sites miniers, des zones agricoles polluées en pesticides ou engrais chimiques, ainsi que des effluents industriels (A. Kumar et al., 2018; Quintella et al., 2019). Cette approche s'appuie sur le potentiel métabolique du mycélium fongique, dont la structure filamenteuse favorise la colonisation du substrat et le contact direct avec les contaminants. Au-delà d'une simple technique de décontamination, la mycorémédiation constitue une extension optimisée de la phytoremédiation, intégrant à la fois les plantes et les micro-organismes fongiques du sol. Cette interaction plante - champignon améliore la tolérance végétale aux polluants et la biodégradation des contaminants, renforçant ainsi l'efficacité globale des processus biologiques de réhabilitation (Akpassi et al., 2023; S. Banerjee et al., 2025).

✓ **Phytoremédiation** : Cette stratégie exploite la capacité de certaines plantes accumulatrices ou tolérantes à extraire, stabiliser, transformer ou volatiliser des polluants présents dans le sol, l'eau et l'air (Abdelly, 2007; Ondrasek et al., 2025; J. K. Sharma et al., 2023; M. Sharma et al., 2024). Cette approche repose sur l'interaction étroite entre la plante, la microflore du sol et les conditions géochimiques de la rhizosphère, permettant d'assainir les milieux contaminés tout en restaurant leur structure et leur fertilité. La phytoremédiation est aujourd'hui considérée comme une technologie écologique, économique et durable, adaptée à une large gamme de polluants, notamment les éléments traces métalliques (ETM).

I.3.2. Application de la phytoremédiation à la dépollution des sols

L'observation de plantes capables de croître sur des sols naturellement riches en métaux remonte à plusieurs siècles. En effet, dès le XVI^e siècle, le botaniste florentin Andrea Cesalpino décrit une espèce se développant sur des roches riches en nickel. Plus tard, entre 1814 et 1948, de nombreuses études confirment la capacité de *Alyssum bertolonii* à accumuler dans ses tissus des concentrations exceptionnellement élevées de métaux présents dans le sol (Dabouineau et al., 2005). Au cours du XIX^e et du XX^e siècle, plusieurs autres espèces présentant les mêmes propriétés d'hyperaccumulation sont identifiées dans divers écosystèmes (Baker & Brooks, 1989). L'idée d'exploiter les plantes hyperaccumulatrices pour dépolluer les milieux contaminés émerge véritablement dans les années 1970, posant ainsi les bases du concept de phytoremédiation (Chaney & Baklanov, 2017; Dabouineau et al., 2005; Raskin et al., 1997; Saidi, 1974). Cette approche est formalisée dans les années 1990, lorsque plusieurs équipes démontrent expérimentalement la capacité de certaines plantes à absorber, transloquer, stabiliser ou dégrader divers polluants inorganiques et organiques (Hazrat et al., 2013; Mahar et al., 2015; Yan et al., 2020).

Le terme « phytoremédiation » qui est dérivé du grec *phyton* (plante) et du latin *remedium* (corriger), a été introduit pour désigner les stratégies d'assainissement reposant sur l'action des plantes et de leur microbiote associé (Cunningham et al., 1996). Cette technique de remédiation écologique et durable s'applique aujourd'hui à différentes matrices environnementales telles que les sols, les sédiments, les eaux et l'air (S. Banerjee et al., 2025). Elle s'impose comme une alternative économique et respectueuse de l'environnement aux méthodes physico-chimiques conventionnelles (Hazrat et al., 2013; Mahar et al., 2015; Ondrasek et al., 2025). Les plantes utilisées en phytoremédiation peuvent absorber à la fois des

éléments essentiels (Fe, Zn, Ni, Mn, Cu) et des métaux non essentiels (Cr, Cd, As, Pb, Hg), qu'elles accumulent dans leurs tissus parfois à des niveaux très élevés : c'est le phénomène d'hyperaccumulation (A. Kumar et al., 2024). Ce processus résulte d'une série de mécanismes physiologiques et biochimiques qui permettent aux végétaux d'absorber, de transloquer et de compartimenter les métaux tout en limitant leurs effets toxiques.

De nos jours, la phytoremédiation est considérée comme l'une des stratégies les plus prometteuses pour la réhabilitation durable des sols contaminés, notamment dans les zones minières où les techniques de traitements classiques demeurent inapplicables ou non durables. Son efficacité repose sur la sélection d'espèces végétales adaptées aux conditions locales (climat, type de sol, nature des contaminants) et sur la synergie entre les plantes et la microflore rhizosphérique, qui renforce la biodisponibilité contrôlée et la stabilisation progressive des métaux.

I.3.2.1. Les mécanismes de phytoremédiation

La phytoremédiation regroupe un ensemble de processus biologiques par lesquels les plantes, souvent associées à des micro-organismes symbiotiques, contribuent à l'élimination, à la transformation ou à la stabilisation des polluants présents dans le sol, l'eau ou l'air. Selon la nature du polluant, les conditions pédologiques et la physiologie de la plante, différents mécanismes peuvent intervenir de manière indépendante ou synergique (Hazrat et al., 2013; Mahar et al., 2015). Ainsi, cinq grands mécanismes sont classiquement distingués et illustrés à la **Figure 17**: la phytoextraction, la phytostabilisation, la phytovolatilisation, la rhizofiltration et la phytodégradation.

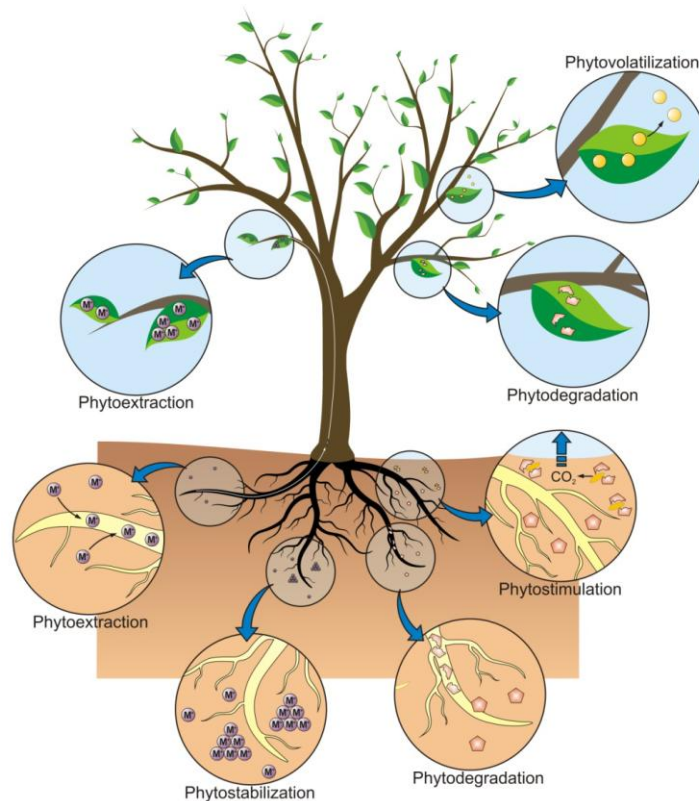


Figure 17. Les différents mécanismes de la phytoremédiation des sols (Alchimia,2016)

I.3.2.1.1. Phytoextraction

La phytoextraction est l'une des approches de la phytoremédiation les plus étudiées et appliquées pour l'élimination des métaux lourds et métalloïdes présents dans les sols, les sédiments et les eaux pollués (**Figure 18**). Elle est considérée depuis plus de deux décennies comme l'option la plus prometteuse pour une application à grande échelle (Cherian & Oliveira, 2005; Cluis, 2004; A. Kumar et al., 2024; Lasat, 2002; J. K. Sharma et al., 2023; Suman et al., 2018) et son potentiel a été confirmé par plusieurs travaux (Bani et al., 2015; Rosenkranz et al., 2019). La phytoextraction exploite les capacités remarquables des plantes hyperaccumulatrices ou des espèces végétales à forte croissance et à forte biomasse. Cette technique est fondée sur l'absorption, la translocation et le stockage des polluants du sol dans les organes aériens des plantes. Les contaminants ainsi transférés peuvent ensuite être éliminés du sol par la récolte et l'évacuation de la biomasse végétale, permettant une dépollution progressive du milieu (Islam et al., 2024; Kafle et al., 2022; Pilon-smits, 2005; Sabir et al., 2015). Les polluants sont d'abord solubilisés dans la rhizosphère grâce à l'exsudation d'acides organiques et l'interaction

microbienne qui accroissent leur biodisponibilité. Une fois dans la plante, ils sont complexés et stabilisés sous forme non toxique, puis accumulés dans les tiges et les feuilles, facilitant ainsi leur élimination par la récolte de la biomasse (Aryal, 2024; Wani et al., 2023). Sur le plan environnemental, la phytoextraction est reconnue non seulement comme l'une des méthodes les plus efficaces pour réduire la charge métallique totale des sols contaminés par le Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, Cr ou As, mais aussi comme favorisant la recolonisation naturelle et durable des substrats dégradés (Chantachon et al., 2004; Lwanga et al., 2025). Cependant, son efficacité dépend de plusieurs facteurs : biodisponibilité des métaux, c'est-à-dire de la fraction réellement accessible dans la solution du sol, capacité physiologique de la plante à absorber, transloquer et stocker les polluants, ainsi que la production de biomasse (Neina, 2019; Tessema et al., 2022).

Au cours des dernières décennies, de nombreuses espèces hyperaccumulatrices ont été identifiées et testées. Parallèlement, plusieurs graminées tolérantes et à forte biomasse, en particulier *Chrysopogon zizanioides* (vétiver) ont fait l'objet de nombreuses études démontrant leur intérêt pour la phytoremédiation des sols contaminés. D'autres espèces, telles que *Andropogon gayanus*, bien qu'encore peu documentées dans ce contexte, présentent un potentiel prometteur, notamment en conditions tropicales.

Ces espèces se distinguent par leur tolérance physiologique élevée, leur développement racinaire profond, et leur aptitude à accumuler simultanément plusieurs ETM (Akhzari & Alipoor, 2019; De Conti et al., 2021). Toutefois, comme le soulignent Cozma et al. (2025 et Nguemte, (2019), la phytoextraction ne permet d'extraire que la fraction biodisponible des contaminants, ce qui limite son efficacité lorsque les métaux sont fortement liés à la matrice minérale du sol. Cette contrainte explique que la technique soit plus adaptée à des sols modérément contaminés, nécessitant souvent plusieurs cycles de culture pour atteindre des niveaux d'assainissement significatifs. Les durées de traitement rapportées varient de 1 à 20 ans, selon les teneurs initiales en ETM, la cinétique d'absorption des plantes et leur vitesse de croissance (Awa & Hadibarata, 2020; Hassan et al., 2024). Les recherches les plus récentes confirment ces tendances tout en insistant sur l'importance des conditions agronomiques et géochimiques locales (pH, structure du sol, amendements, irrigation) (Gómez & Ruiz, 2023; Neina, 2019).

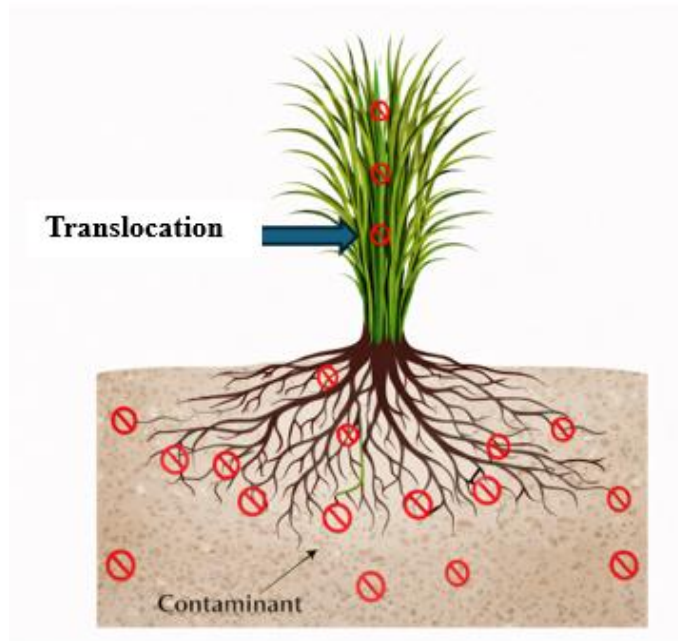


Figure 18. Mécanisme de la phytoextraction (Yamma, 2025)

I.3.2.1.2. Phytostabilisation

La phytostabilisation (**Figure 19**) ne constitue pas en soi une technique de dépollution active, mais plutôt une stratégie de gestion du risque qui vise à réduire la mobilité et la dispersion des contaminants présents dans les sols. Elle consiste à utiliser des plantes capables de fixer, précipiter ou adsorber les métaux lourds présents dans le sol ou les eaux souterraines, limitant ainsi leur migration vers les couches profondes ou les milieux aquatiques (Hakeem et al., 2014). Cette stratégie conduit d'une part à une stabilisation physique et chimique de la matrice du sol (Awa & Hadibarata, 2020; Cozma et al., 2025) et, d'autre part, à limiter considérablement la migration des métaux vers les eaux souterraines et leur entrée dans la chaîne alimentaire (Hassan et al., 2024; Neina, 2019). En effet, les végétaux s'exercent principalement dans la rhizosphère par les principes de sorption racinaire, précipitation, complexation ou encore par réduction de la valence métallique (Sabir et al., 2015). Ces transformations peuvent modifier la spéciation des métaux ; certaines formes toxiques sont converties en espèces plus stables et moins mobiles sous l'action d'enzymes ou d'exsudats racinaires (Gu et al., 2025; Mbodji et al., 2022). Plusieurs études ont montré que la phytostabilisation permet de limiter la mobilité et le transfert des métaux vers l'environnement

aquatique et la chaîne trophique (Awa & Hadibarata, 2020; Bakshe & Jugade, 2023; Mendez & Maier, 2008).

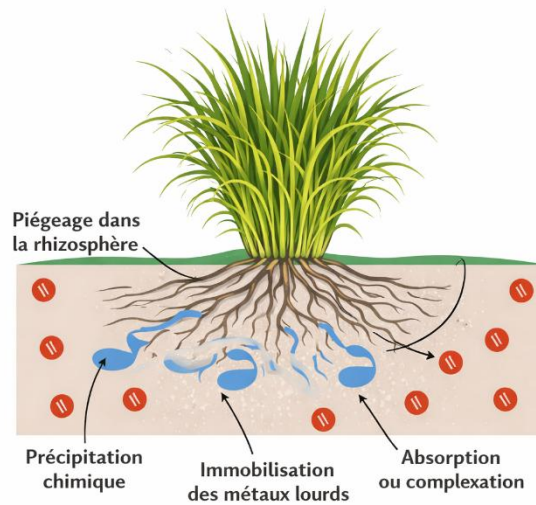


Figure 19. Mécanisme de la phytostabilisation (Yamma, 2025)

I.3.2.1.3. Phytodégradation

La phytodégradation repose sur l'action combinée des plantes et de la microflore de la rhizosphère pour décomposer ou transformer des polluants organiques persistants, notamment les hydrocarbures pétroliers, les pesticides et les solvants chlorés (**Figure 20**). Les végétaux absorbent ces composés organiques au sein de leurs tissus, puis les décomposent par des réactions enzymatiques (Hakeem et al., 2014; Pilon-smits, 2005). En effet, ces réactions conduisent soit à la minéralisation complète des composés, soit à leur incorporation sous forme moins toxique dans la biomasse végétale, ou encore à leur relargage sous forme de dérivés facilement plus assimilables par les micro-organismes du sol (Awa & Hadibarata, 2020; Cozma et al., 2025). La rhizosphère joue un rôle déterminant en stimulant l'activité microbienne grâce aux exsudats racinaires, qui fournissent à la fois l'énergie et les enzymes favorisant la dégradation de nombreux hydrocarbures et solvants organiques (Hassan et al., 2024; Sabir et al., 2015). Ce mécanisme, typiquement observé chez des espèces à forte activité métabolique telles que *Populus sp.*, *Helianthus annuus* et *Brassica juncea*, contribue à réduire la charge toxique des sols contaminés, tout en maintenant leur intégrité écologique (Akhzari & Alipoor, 2019; Hazrat et al., 2013).

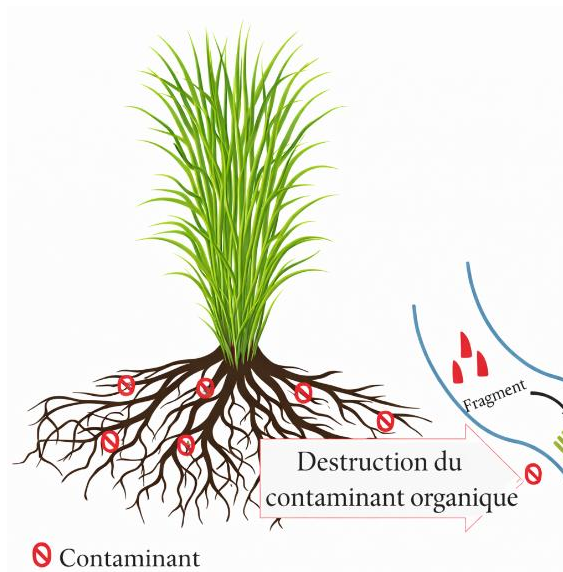


Figure 20. Mécanisme phytodégradation (Yamma, 2025)

I.3.2.1.4. Phytovolatilisation

La phytovolatilisation est une stratégie de phytoremédiation couramment employée pour le traitement de divers métaux lourds tels que le sélénium (Se), le mercure (Hg) et l'arsenic (As), ainsi que pour la détoxification de certains composés organiques volatils. Elle repose sur l'utilisation des plantes capables de transformer les polluants en molécules volatiles qui sont ensuite libérées dans l'atmosphère par les tissus foliaires (A. Kumar et al., 2024; Padmavathiamma & Li, 2007). Ce processus, comme illustré à la **Figure 21**, se manifeste sous deux formes principales (Khan et al., 2023) :

- **Phytovolatilisation directe** : Elle correspond à l'absorption des polluants par les racines, suivie de leur transport vers les feuilles via le xylème. Les métaux ou métalloïdes y sont transformés en composés volatils par des réactions enzymatiques (réduction, méthylation), puis émis dans l'atmosphère par les stomates au cours de la transpiration. Cette voie concerne principalement les éléments hydrosolubles tels que le Hg, Se et As.

- **Phytovolatilisation indirecte** : Elle désigne la libération de composés volatils directement par les racines dans la zone rhizosphérique. Ce processus est favorisé par une activité microbienne intense, une redistribution hydraulique et une augmentation de la perméabilité du sol, permettant le dégazage des contaminants vers la surface. Elle est surtout observée pour les polluants hydrophobes qui ne peuvent transiter efficacement par les tissus foliaires.

La phytovolatilisation offre une voie de dissipation efficace des métaux ou métalloïdes présents dans les sols contaminés. Cependant, cette technique présente une limite écologique majeure, les polluants ne sont pas détruits, mais sont plutôt transférés du compartiment sol vers l'atmosphère. Leur retransfert secondaire dans les sols est également possible via les dépôts secs ou humides, exposant ainsi les écosystèmes à un risque de pollution atmosphérique et pédologique cyclique (Mahar et al., 2015; Padmavathiamma & Li, 2007). De plus, la régulation génétique de ces processus reste encore mal connue chez la plupart des espèces, ce qui justifie le recours à des approches de modification génétique ciblée pour améliorer la volatilisation contrôlée des métaux par les plantes (Hazrat et al., 2013). En outre, l'efficacité de la phytovolatilisation dépend de nombreux facteurs, notamment la disponibilité du contaminant, les conditions édaphiques, la température et la physiologie de l'espèce végétale utilisée (L. Chen et al., 2022).

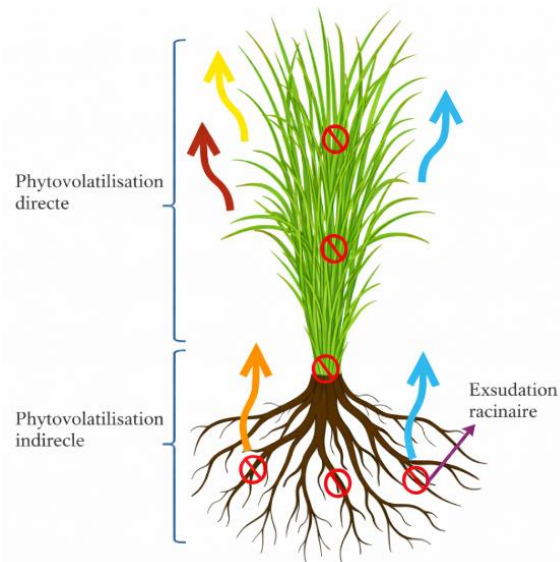


Figure 21; Mécanisme de la phytovolatilisation (Yamma, 2025)

I.3.2.1.5. Phytostimulation ou rhizodégradation

La phytostimulation, également appelée rhizodégradation, repose sur la capacité des racines à stimuler l'activité microbienne dans la rhizosphère afin de favoriser la dégradation des polluants organiques présents dans le sol ou dans l'eau. Comme illustré à la **Figure 22**, ce mécanisme combine les effets de l'aération du sol, de la croissance racinaire et de la libération de composés organiques exsudés qui soutiennent la prolifération des micro-organismes dégradateurs (Cozma et al., 2025; Sabir et al., 2015). En effet, les exsudats racinaires tels que

les sucres, les acides organiques et les alcools riches en carbone servent de substrats énergétiques pour les micro-organismes, qui dégradent les composés organiques complexes en molécules plus simples, moins toxiques ou parfois plus facilement assimilables. Selon Gu et al. (2025) et Hassan et al. (2024), ces produits de dégradation peuvent ensuite être absorbés par la plante ou excrétés dans le milieu environnant.

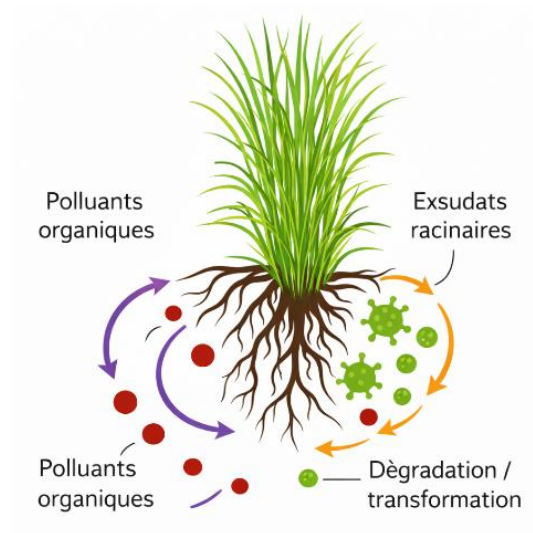


Figure 22. Mécanisme de rhizodégradation (Yamma,2025)

Après une description des différentes stratégies végétales de dépollution, il convient d'en proposer une vue d'ensemble. Le **Tableau 2** rassemble ainsi les principaux mécanismes de phytoremédiation en lien avec les types de polluants pris en charge et les références correspondantes.

Tableau 2. Principaux mécanismes de phytoremédiation : principes et types de polluants associés

Mécanisme	Principe scientifique	Polluants ciblés	Références
Phytoextraction	Absorption racinaire des métaux, translocation et accumulation dans la biomasse aérienne, suivie de récolte.	Métaux lourds (Cd, Pb, Zn, Ni, Cu), métalloïdes (As, Se), radionucléides.	Hassan et al., 2024 ; Islam et al., 2024 ; Lwanga et al., 2025 ; Sabir et al., 2015 ; Tessema et al., 2022 ; Wani et al., 2023)
Phytostabilisation	Immobilisation des contaminants dans la rhizosphère par précipitation, complexation, adsorption ou réduction de valence, limitant leur mobilité et leur biodisponibilité.	Métaux lourds et métalloïdes (Cr, Pb, Zn, Cu, As).	Awa & Hadibarata, 2020; Bakshe & Jugade, 2023; Gu et al., 2025; Hakeem et al., 2014; Mendez & Maier, 2008; Sabir et al., 2015
Phytodégradation	Décomposition directe des polluants organiques dans les tissus végétaux grâce à des enzymes (peroxydases, laccases, déshydrogénases) et à des processus d'oxydation/réduction.	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), solvants chlorés, pesticides persistants, composés phénoliques.	Akhzari & Alipoor, 2019 ; Hakeem et al., 2014 ; Hazrat et al., 2013 ; Pilon-Smits, 2005
Phytovolatilisation	Absorption et transformation des polluants en composés volatils puis évacuation via l'évapotranspiration.	Sélénium, mercure, solvants chlorés légers, certains hydrocarbures légers.	Khan et al., 2023; Kumar et al., 2024; Mahar et al., 2015; Padmavathiamma & Li, 2007; Zheng et al., 2024.
Phytostimulation (rhizodégradation)	Stimulation de la microflore de la rhizosphère par les exsudats racinaires (sucres, acides aminés, flavonoïdes), augmentant l'activité microbienne et la dégradation des contaminants organiques.	Hydrocarbures pétroliers, solvants chlorés, HAP, composés organiques volatils.	Cozma et al., 2025 ; Gu et al., 2025 ; Hassan et al., 2024 ; Sabir et al., 2015.

I.3.2.2. Critères de sélection des plantes en milieux arides

La sélection des plantes destinées à la phytoremédiation en milieux arides doit tenir compte de plusieurs exigences écologiques et fonctionnelles. Les espèces choisies doivent d'abord montrer une forte tolérance à la sécheresse et aux températures élevées, grâce à des adaptations morphologiques et physiologiques qui leur permettent de maintenir la photosynthèse sous stress hydrique (George et al., 2017; Kiiskila et al., 2020). De plus, les végétaux doivent avoir un système racinaire profond et ramifié pour capter l'humidité des horizons inférieurs, stabiliser les sols dégradés et stimuler la microflore de la rhizosphère. Ces caractéristiques sont indispensables à la mobilisation ou à l'immobilisation des ETM dans le sol (R. Banerjee et al., 2019; Likitlersuang et al., 2022). Par ailleurs, les plantes destinées à la phytoremédiation doivent présenter une croissance rapide et une production élevée de biomasse, afin d'assurer un rendement de dépollution optimal sur des durées raisonnables (Ketaubon et al., 2024; Tessema et al., 2022). Elles doivent aussi être non invasives, afin d'éviter toute perturbation écologique secondaire, et de préférence indigènes ou naturalisées. Ce dernier critère favorise leur adaptation aux conditions locales, leur compatibilité avec les sols natifs, ainsi que l'acceptation socio-environnementale par les communautés riveraines (Compaore et al., 2020; Oubohssaine & Dahmani, 2024). Des travaux récents soulignent également l'intérêt d'approches assistées, notamment la coculture avec un inoculant microbien ou du biochar pour renforcer la tolérance au stress hydrique et améliorer la capacité d'absorption des ETM dans les contextes semi-arides ou miniers (Gavrilescu, 2022; Lu et al., 2022).

I.3.2.3. Avantages, limites et contraintes de la phytoremédiation

I.3.2.3.1. Les avantages

La phytoremédiation a acquis une large reconnaissance scientifique et sociétale au cours des deux dernières décennies au regard de ses bénéfices environnementaux, économiques et sociaux (Lavanya et al., 2024; Oubohssaine & Dahmani, 2024). De nombreuses études démontrent qu'elle constitue une alternative fiable aux méthodes conventionnelles de dépollution physico-chimiques, en particulier sur de grandes surfaces ou des sites difficiles d'accès (Gavrilescu, 2022; Liu et al., 2024). L'un des principaux atouts de la phytoremédiation

selon (R. Banerjee et al., 2019; L. Chen et al., 2022) réside dans son double rôle de nettoyage environnemental et de restauration des écosystèmes.

Les principaux avantages recensés dans la littérature peuvent être résumés comme suit :

✓ **Réduction du coût** : Les estimations soulignent une économie de 50 à 80 % par rapport aux technologies conventionnelles, car les opérations *in situ* mobilisent essentiellement des pratiques et des équipements agricoles courants (Gavrilescu, 2022; Liu et al., 2024) ;

✓ **Préservation des écosystèmes** : La couverture végétale limite l'érosion éolienne et hydrique, améliore la qualité de l'air et de l'eau, et favorise la biodiversité végétale et faunique tout en accélérant la restauration des fonctions écologiques (Lavanya et al., 2024; Oubohssaine & Dahmani, 2024) ;

✓ **Ré végétalisation paysagère** : Les sites contaminés sont reverdis, améliorant leur esthétique et leur acceptabilité sociale. De plus, la végétation agit comme puits de carbone, contribuant à la lutte contre le changement climatique (R. Banerjee et al., 2019; L. Chen et al., 2022) ;

✓ **Facilité d'application** : la phytoremédiation implique divers mécanismes permettant de traiter une large gamme de polluants organiques et inorganiques dans des contextes variés (Lavanya et al., 2024; N. Sharma et al., 2024) ;

✓ **Acceptabilité sociale élevée** : la présence de végétation améliore la perception publique, favorise l'appropriation locale des projets et réduit les conflits d'usage (Compaore et al., 2020; Oubohssaine & Dahmani, 2024) ;

✓ **Technologie rentable** : La biomasse issue des plantes accumulant des éléments traces peut être valorisée soit comme matière première pour la production de biocarburants, soit pour la récupération de métaux précieux tels que le nickel, le zinc. Cette double valorisation renforce la viabilité économique du procédé en transformant un déchet en ressource financière (Ketaubon et al., 2024; Lu et al., 2022).

Ces caractéristiques démontrent que la phytoremédiation constitue aujourd'hui une option économiquement viable et écologiquement intégrée pour la réhabilitation de sols pollués, en particulier dans les régions où les solutions d'ingénierie lourde sont trop coûteuses ou techniquement complexes (Gavrilescu, 2022; Liu et al., 2024).

I.3.2.3.2. Les limites et contraintes de la phytoremédiation

Bien que la phytoremédiation présente de nombreux avantages écologiques et économiques, son déploiement reste limité par une série de contraintes techniques, environnementales et biologiques qui interrogent sa mise en œuvre à grande échelle (Lavanya et al., 2024; Mlalazi et al., 2024; Oubohssaine & Dahmani, 2024). Ces limites, inhérentes à la nature même du procédé biologique, conditionnent sa performance et doivent être soigneusement prises en compte lors de la planification des projets de dépollution.

✓ **Processus lent** : la phytoremédiation est un procédé progressif dont l'efficacité se manifeste généralement après plusieurs cycles de croissance. Contrairement aux méthodes physico-chimiques, les délais nécessaires pour atteindre une réduction significative des concentrations en polluants peuvent s'étendre sur plusieurs années, voire décennies. Cette lenteur rend la technique peu adaptée aux sites nécessitant une décontamination rapide ou une intervention d'urgence (Merkl et al., 2004; Razmi et al., 2021) ;

✓ **Forte dépendance aux conditions locales** : le succès du processus dépend largement des facteurs environnementaux tels que le climat, l'hydrologie, la texture et la chimie du sol. Ces paramètres influencent directement la biodisponibilité des contaminants et la croissance des plantes. De plus, la phytoremédiation agit principalement sur les horizons superficiels accessibles aux racines, limitant son efficacité pour les contaminations profondes (George et al., 2017; Masinire et al., 2021) ;

✓ **Sensibilité aux fortes concentrations** : des niveaux élevés des ETM peuvent provoquer une phytotoxicité aiguë, entraînant des altérations physiologiques, une inhibition de la photosynthèse, voire la mort des plantes, compromettant la durabilité du processus (Basu et al., 2024; Chintani et al., 2021) ;

✓ **Biodisponibilité limitée** : seules les fractions solubles ou échangeables des métaux sont accessibles aux racines, alors que la réglementation se fonde sur les concentrations totales. Cette dissociation complique l'évaluation des performances réelles et il convient de prendre en compte la biodisponibilité des métaux (S. Chen et al., 2024; Mbodji et al., 2022) ;

✓ **Gestion de la biomasse contaminée** : la récolte produit une phyto-biomasse pouvant relarguer les métaux si elle n'est pas traitée convenablement. L'incinération, le compostage ou la digestion anaérobie sont des techniques de gestion de la biomasse mais ils comportent tout de même leurs propres impacts. La récupération des métaux précieux appelée phytominage apparaît comme une option plus durable (S. Chen et al., 2024; N. Sharma et al., 2024) ;

✓ **Risques pour la chaîne alimentaire** : l'utilisation d'espèces comestibles ou médicinales sur des sols contaminés peut entraîner un transfert des ETM vers la chaîne alimentaire humaine ou animale, en l'absence de protocoles stricts de gestion post-récolte. Ce risque justifie la sélection d'espèces non alimentaires pour les applications de phytoremédiation (Compaore et al., 2020; Merkl et al., 2004).

En résumé, la phytoremédiation constitue un outil de réhabilitation efficace sous certaines conditions. En réalité, sa réussite nécessite fortement une planification rigoureuse, un suivi environnemental à long terme et, le plus souvent, l'intégration d'autres technologies ou amendements pour mitiger ses limites (Lavanya et al., 2024; Mlalazi et al., 2024).

I.3.3. Mécanismes de transfert et d'élimination des contaminants par les plantes

I.3.3.1. Généralités sur les plantes

Les plantes vasculaires, couramment appelées plantes supérieures, constituent le groupe de végétaux le plus évolué. Elles, disposent d'une organisation interne qui leur permet d'assurer simultanément la nutrition, la croissance et la reproduction, tout en maintenant l'équilibre hydrique et énergétique. La morphologie de ces organes est variable selon les espèces et elle détermine la capacité de chaque plante à exploiter les ressources de son environnement. En revanche, la physiologie d'une plante est complexe et repose sur une intégration étroite de ces organes (R. Banerjee et al., 2019; Pandey & Praveen, 2020). Le fonctionnement de la physiologie est illustré à la **Figure 23** :

✓ **Racines** : les poils absorbants captent l'eau et les sels minéraux présents dans la solution du sol, puis les transferts vers les tissus conducteurs (R. Banerjee et al., 2019; Chintani et al., 2021) ;

✓ **Xylème** : est chargé de transporter la sève brute (eau et éléments minéraux) des racines vers les organes aériens, via l'évapotranspiration (Kiiskila et al., 2020) ;

✓ **Feuilles** : assurent la photosynthèse, où l'énergie lumineuse permet la conversion du CO₂ et de l'eau en glucides et en O₂ (George et al., 2017) ;

✓ **Phloème** : est responsable du transfert de la sève élaborée, riche en sucres, depuis les feuilles vers les zones de croissance ou de stockage (Oubohssaine & Dahmani, 2024) ;

✓ Stomates : sont responsables de la régulation des échanges gazeux (CO_2 , O_2 , vapeur d'eau) et de l'équilibre hydrique, en fonction des conditions climatiques (George et al., 2017; Kiiskila et al., 2020).

Ce système conducteur (xylème et phloème), couplé à une régulation fine de la transpiration et de la photosynthèse, assure la circulation de l'eau, des nutriments et des assimilats. Il confère aux plantes supérieures une grande aptitude d'adaptation aux variations environnementales ainsi que la capacité à capter, transporter et immobiliser les éléments traces métalliques (ETM) utilisés en phytoremédiation.

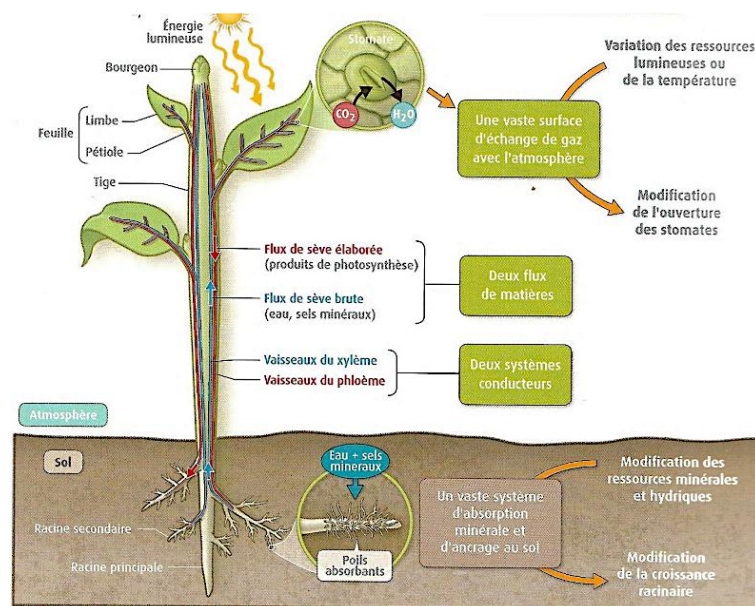


Figure 23. Fonctionnement général de la physiologie d'une plante supérieure (Innoverensvt, 2012)

I.3.3.2. Voies d'entrée des éléments traces métalliques dans les plantes

Dans un contexte de phytoremédiation, il existe principalement deux voies physiologiques d'accès des ETM aux plantes. La première et la dominante est la voie par absorption racinaire suivie de celle par absorption foliaire. La **Figure 24**, illustre le mécanisme d'absorption, de transfert et de séquestration ultérieure des ETM dans les tissus végétaux. Chez les graminées, la racine constitue la porte d'entrée majeure. Dans la rhizosphère, les exsudats racinaires (acides organiques, composés phénoliques ou protons) modifient le pH et complexent les métaux, augmentant leur biodisponibilité (Mbodji et al., 2022; N. Sharma et al., 2024). En effet, les ions métalliques diffusent d'abord dans l'apoplasme, c'est-à-dire les espaces intercellulaires et les parois cellulaires, puis franchissent la barrière de l'endoderme pour rejoindre le symplasme. Une fois dans le cylindre central, les métaux sont chargés dans le

xylème, souvent complexés à des ligands organiques tels que les acides aminés, les acides organiques, les phytochelatines ou les métallothionéines, puis transloqués vers les parties aériennes via la sève brute (George et al., 2017; Kiiskila et al., 2020). Parallèlement, l'absorption foliaire peut intervenir lorsque les organes foliaires sont exposés à des dépôts atmosphériques. Des particules ou des aérosols contenant des métaux se déposent sur la cuticule, s'accumulent dans les films d'eau liés à la pluie ou à la rosée, puis traversent la cuticule ou pénètrent par les stomates avant d'être intégrés au mésophylle. Cette absorption foliaire, bien que secondaire dans la plupart des contextes, peut devenir significative à proximité de sources industrielles (L. Chen et al., 2022; Masinire et al., 2021).

Chez les graminées pérennes utilisées en contexte sahélien, l'architecture racinaire profonde et très ramifiée favorise l'exploration du sol ainsi que l'accès aux horizons superficiels où se concentre la fraction biodisponible des ETM. Cependant, (R. Banerjee et al., 2019; Lavanya et al., 2024) rapportent que la forte transpiration diurne soutient le flux xylémien et la translocation vers les tissus aériens, représentant une propriété clé pour la phytoextraction. Par contre, dès lors que c'est la rétention racinaire qui prédomine, la phytostabilisation est favorisée (R. Banerjee et al., 2019).

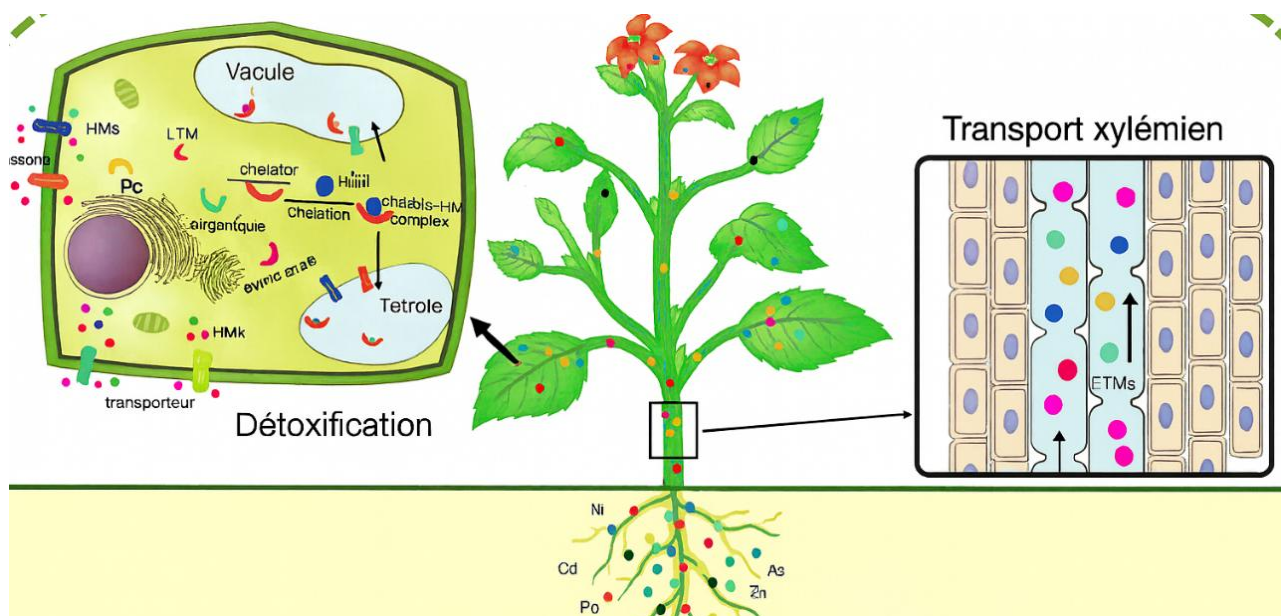


Figure 24. Mécanismes d'entrée des ETM dans la plante (Islam, 2024)

I.3.4. Potentialités des espèces végétales étudiées

I.3.4.1. *Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty

I.3.4.1.1. Description générale

Il existe trois principales espèces de *Chrysopogon* recensées et utilisées dans le monde. Il s'agit de *Chrysopogon zizanioides*, *Chrysopogon nigritanus* (anciennement appelé *Vetiveria nigritana*) et *Chrysopogon nemoralis*. Les deux dernières, respectivement originaires d'Afrique et d'Asie du Sud-Est sont des variétés fertiles à graine et dont la croissance reste limitée à leurs aires d'origine (P. N. Truong & Baker, 1998). *Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty communément appelé vétiver est une graminée appartenant à la famille des Poacées (Mickovski & van Beek, 2009). *C. zizanioides* est originaire d'Inde et se décline en deux génotypes distincts : le génotype fertile du Nord de l'Inde et le génotype stérile du Sud. Ce dernier est largement diffusé à l'échelle mondiale et constitue la variété la plus utilisée dans la production d'huiles essentielles (industrie cosmétique et pharmaceutique), mais également dans des programmes de conservation et de restauration des sols (Danh et al., 2009; P. Truong, 2000).

Au-delà de ces usages traditionnels, *C. zizanioides* se distingue par une tolérance élevée aux contraintes environnementales et une forte capacité d'accumulation de polluants. Cette résilience fait de l'espèce une référence en phytoremédiation, contrairement à *C. nigritanus* et *C. nemoralis* qui sont moins performantes. Dans des études de phytoremédiation, (Chantachon et al., 2004) ont montré que les facteurs de bioconcentration (FBC) du plomb atteignaient 2,11 dans la biomasse racinaire du *C. zizanioides* contre 1,13 pour *C. nemoralis*. De plus, d'autres études ont révélé son aptitude à extraire ou stabiliser différents métaux lourds et composés organiques (Danh et al., 2009), à dépolluer des sols impactés par le drainage minier acide (R. Banerjee et al., 2019; Chintani et al., 2021; Kiiskila et al., 2020; Thomas et al., 2024) ou encore à immobiliser des cendres volantes riches en éléments traces (Ghosh et al., 2015). Au Burkina Faso, Abaga et al. (2021) ont démontré sa capacité à restaurer des sols pollués par l'endosulfan ainsi que par le cuivre et le cadmium. Son système racinaire dense et profond, couplé à une production de biomasse élevée, favorise à la fois la phytostabilisation, la phytoextraction et la recolonisation végétale des sites miniers dégradés (Chintani et al., 2021; Lavanya et al., 2024).

Plusieurs travaux menés au cours des deux dernières décennies (Truong, 2000 ; Danh et al., 2009 ; Banerjee et al., 2019 ; Kiiskila et al., 2020 ; Thomas et al., 2024) confirment que *C. zizanioides* représente une espèce phytoremédiatrice de référence. Sa polyvalence écologique, sa résilience physiologique et sa capacité à s'adapter à une large gamme de polluants et de

conditions environnementales en font une solution durable pour la stabilisation et la restauration des écosystèmes miniers et agricoles contaminés.

I.3.4.1.2. Caractéristiques morphologiques et physiologiques

Chrysopogon zizanioides (L.) Roberty **Figure 25** a été retenue pour cette étude en raison de ses caractéristiques morphologiques et physiologiques largement documentées dans la littérature (R. Banerjee et al., 2019; Danh et al., 2009). Il s'agit d'une graminée vivace, stérile et non invasive. *C. zizanioides* développe un système racinaire massif et très profond, pouvant atteindre 3 à 4 m (**Figure 26**), ce qui lui confère une excellente stabilité et une grande capacité d'exploration du sol (Y. Chen et al., 2004; Danh et al., 2009; P. Truong, 2000).

Elle se distingue par une croissance rapide et une résilience exceptionnelle face aux contraintes abiotiques, notamment la sécheresse, les inondations et les fortes températures (Banerjee et al., 2019). Ces aptitudes physiologiques sont renforcées par une tolérance élevée aux concentrations importantes de métaux lourds, ce qui permet à *C. zizanioides* de croître sur des substrats fortement contaminés tout en contribuant à la stabilisation et à la réhabilitation des milieux dégradés (Chintani et al., 2021; Ketaubon et al., 2024).

Lorsqu'elle est implantée en haies continues, cette espèce forme des barrières végétales denses et homogènes qui favorisent la filtration sédimentaire, la réduction de l'érosion et la dérivation des écoulements de surface (P. Truong, 2000; P. N. Truong & Baker, 1998). De nouvelles pousses émergent continuellement à partir de la base des touffes, assurant ainsi une régénération rapide et une résistance accrue aux stress mécaniques tels que le vent, le piétinement ou l'accumulation de sédiments. Ces propriétés, à la fois morphologiques, physiologiques et écologiques, font du vétiver une espèce de référence pour les programmes de phytoremédiation des sols et eaux contaminés dans les environnements tropicaux et semi-arides (R. Banerjee et al., 2019; Chintani et al., 2021; Ketaubon et al., 2024).



Figure 25. Photographie de *C. zizanioides*



Figure 26. Photographie du système racinaire

I.3.4.1.3. Phytoremédiation des sols par *Chrysopogon zizanioides*

Chrysopogon zizanioides (L.) Roberty également appelé vétiver a fait l'objet de nombreux travaux démontrant son efficacité dans l'extraction, la stabilisation et la tolérance vis-à-vis des ETM. Des études menées sur des sols contaminés par le cuivre, le cadmium, le plomb ou le zinc ont mis en évidence la capacité du vétiver à absorber, accumuler et redistribuer ces métaux dans ses tissus racinaires (Abaga et al., 2021; Y. Chen et al., 2004; Danh et al., 2009; Kiiskila et al., 2020; Lu et al., 2022; Ondo Zue Abaga, 2012; Thomas et al., 2024).

Les études convergent à montrer que *C. zizanioides* présente des facteurs de bioconcentration (FBC) élevés pour la majorité des métaux lourds, indiquant une forte aptitude d'accumulation racinaire, combinée à des facteurs de translocations (FT) variables selon la nature du métal et le niveau de contamination. Ainsi, l'espèce agit soit comme phytoextractrice, lorsque le transfert vers la biomasse aérienne est important, soit comme phytostabilisatrice, lorsque la rétention racinaire prédomine (Kiiskila et al., 2020; Thomas et al., 2024).

Au-delà de ses performances phytoremédiatrices, *Chrysopogon zizanioides* présente une aptitude remarquable à se développer et à fonctionner efficacement sous climat sahélien et semi-aride. Plusieurs travaux ont montré que le vétiver possède une tolérance élevée au stress hydrique et thermique, grâce à un système racinaire dense et profond pouvant dépasser 3 m, lui permettant d'exploiter les réserves en eau des horizons profonds et de maintenir une activité physiologique stable en conditions de sécheresse prolongée (Truong & Baker, 1998 ; Kiiskila

et al., 2020). Cette architecture racinaire contribue également à la stabilisation des sols dégradés et à la limitation de l'érosion, des contraintes particulièrement marquées en zones sahéliennes. Des études menées en Afrique de l'Ouest et en régions tropicales sèches ont confirmé que *C. zizanioides* conserve une croissance satisfaisante, une biomasse élevée et une capacité d'accumulation des ETM même sous faibles apports hydriques et fortes amplitudes thermiques (Abaga et al., 2021 ; Lu et al., 2022 ; Thomas et al., 2024). Cette résilience écologique, associée à sa tolérance aux sols pauvres et contaminés, confère au vétiver un avantage stratégique pour les programmes de phytoremédiation en contexte sahélien, où les contraintes climatiques limitent fortement l'utilisation de nombreuses autres espèces végétales.

Dans ce contexte, le **Tableau 3** présente une synthèse des études menées au Burkina Faso utilisant *C. zizanioides* sur des sols miniers ou contaminés. Ce tableau vise à dresser un état des lieux des travaux réalisés en conditions locales et à illustrer l'efficacité globale du vétiver en phytoremédiation, indépendamment des éléments spécifiquement investigués dans la présente thèse. Les résultats compilés montrent que l'espèce est capable de tolérer et de concentrer simultanément plusieurs métaux, notamment Cu, Cd, Pb et Zn, sans altération significative de sa croissance. Dans l'ensemble, ces caractéristiques font du vétiver une espèce modèle pour la phytoremédiation des sols miniers et agricoles contaminés, capable d'assurer à la fois la stabilisation, l'extraction partielle et la réhabilitation écologique des substrats dégradés (Abaga et al., 2021; Danh et al., 2009; Lu et al., 2022; Thomas et al., 2024).

Ces résultats confirment que *C. zizanioides* présente des FBC supérieurs à 1 pour la plupart des ETM étudiés, prouvant ainsi sa capacité élevée d'accumulation racinaire. Le FT est généralement inférieur à 1 pour Cu, Cd et Pb, indiquant une translocation limitée vers les parties aériennes. En revanche, Zn se distingue par des FT proches de 1, ce qui suggère une capacité de transfert plus élevée. Ces caractéristiques placent le vétiver à la fois comme un phytoaccumulateur racinaire efficace et un phytostabilisateur des sols contaminés. Des approches récentes associant le vétiver à des micro-organismes ou à des plantes compagnes (Lu et al., 2022; Thomas et al., 2024), ouvrent la voie à une optimisation de sa performance en contexte minier et sahélien. En fin, bien que plusieurs études ont également prouvé que le vétiver est capable d'intervenir dans la dégradation de polluants organiques persistants, notamment par la stimulation microbienne et l'absorption partielle, mais ce rôle demeure

secondaire par rapport à son efficacité pour l'élimination des métaux lourds (Danh et al., 2009; Singh & Tripathi, 2007; P. N. Truong & Baker, 1998).

Eléments	Conditions expérimentales	FBC	FT	Observations principales	Références
Cu	Sols miniers (BF, pots)	1,2 – 2,5	0,3 – 0,6	Accumulation majoritaire dans les racines, translocation limitée	Abaga et al. (2014a, 2021)
Cd	Sols miniers contaminés (BF)	1,5 – 3,1	0,4 – 0,7	Forte absorption racinaire, tolérance élevée, transfert faible	Abaga et al. (2014b)
Pb	Sols acides impactés par AMD	1,8 – 2,7	<0,5	Rôle de stabilisation prédominant, faible translocation aérienne	Kiiskilä et al. (2020) ; Thomas et al. (2024)
Zn	Résidus miniers et sols anthropisés	1,1 – 2,0	0,8 – 1,0	Accumulation racinaire, translocation plus marquée que pour Cu et Pb	Chen et al. (2004) ; Danh et al. (2009)
Cu, Zn	Sols contaminés + inoculation bactérienne	>2	Variable (0,5–1,0)	Interaction plante–microbe augmente l'absorption et la tolérance	Lu et al. (2023)

Tableau 3. Synthèse des études menées au Burkina Faso avec le *vetiver* Quelques résultats expérimentaux du *vetiver*

I.3.4.2. *Andropogon gayanus* (Kunth, 1833)

I.3.4.2.1. Description générale

Andropogon gayanus Kunth est une graminée pérenne de la famille des Poaceae, largement répandue dans les savanes tropicales d'Afrique, en particulier dans les zones soudaniennes et sahéliennes (**Figure 27**). La plante se caractérise par un chaume robuste et fortement ramifié dans sa partie supérieure, qui lui confère une allure volumineuse. Ses feuilles, linéaires et allongées, atteignent jusqu'à 100 cm de longueur pour une largeur comprise entre 4

et 20 mm (Kone, 2011). Les inflorescences prennent la forme de fausses panicules feuillues, constituées de nombreux racèmes disposés de manière dense.

Quatre variétés botaniques d'*Andropogon gayanus* sont recensées au Burkina Faso :

- ✓ *A. gayanus* Kunth var. **gayanus** ;
- ✓ *A. gayanus* Kunth var. **tridentatus** Hack.;
- ✓ *A. gayanus* Kunth var. **squamulatus**;
- ✓ *A. gayanus* Kunth var. **bisquamulatus**.

A.gayanus est largement répandue dans les champs, jachères et bords de routes. Ces variétés occupent des habitats variés, depuis les jachères et les champs cultivés jusqu'aux bords de routes, ce qui est symbole de la large amplitude écologique de l'espèce (Traoré, 1996). Cependant, *A. gayanus* reste sensible aux contraintes édaphiques fortes, notamment la salinité excessive des sols, et connaît une régression progressive de ses peuplements liée à la sécheresse récurrente et aux pressions anthropiques telles que les feux de brousse, la surexploitation et la fragmentation des habitats (Kone, 2011; Traoré, 1996).

La multiplication de l'espèce peut s'effectuer par voie sexuée ou végétative. En conditions naturelles, la germination des graines demeure faible, en raison notamment de la dormance et de la variabilité hydrique du milieu. En revanche, la multiplication végétative, par repiquage de touffes en saison pluvieuse, assure une reprise rapide et homogène des plants, ce qui en fait une technique privilégiée pour les programmes de réhabilitation ou d'aménagement des terres dégradées (Kone, 2011).



Figure 27. Photographie de *Andropogon gayanus*

I.3.4.2.2. Caractéristiques morphologiques et physiologiques

A. gayanus est une graminée pérenne de la famille des Poacées, dotée d'un système racinaire diversifié largement répandu dans les savanes tropicales d'Afrique, notamment dans les zones soudaniennes et sahéliennes. Sa morphologie complexe et son système racinaire profondément ancré expliquent sa remarquable adaptation aux conditions climatiques contrastées et aux sols pauvres en nutriments caractéristiques de ces régions (Yoni, 1995). Sa tige robuste et érigée présente plusieurs entre-nœuds et reste entièrement gainée de feuilles durant la phase de croissance. À ce stade, la plante produit de nombreuses tiges, chacune pouvant développer une tige principale portant plus d'une dizaine de feuilles et se terminant par une inflorescence en fausse panicule de 40 à 60 cm de longueur. Le système de tallage confère à la plante une forme de touffe dense, atteignant près d'un mètre de diamètre, et une grande capacité de régénération végétative à partir de courts rhizomes intravaginaux à entre-nœuds serrés (Santiago, 1995). *A. gayanus* a un système racinaire très développé, regroupé en trois types de racines :

- Les racines cordées très vigoureuses avec un diamètre généralement supérieur à 2 mm. Elles sont responsables de la bonne fixation de la plante au sol et restent dans l'horizon superficiel (0-50 cm).
- Les racines verticales peuvent atteindre 80 cm voire dépasser 2 m de longueur en profondeur. Elles sont fines et peu ramifiées, et ont tendance à s'enchevêtrer. Elles jouent le rôle de maintien de contact entre la plante et l'humidité du sol durant la saison sèche.
- Les racines fibreuses sont fines et très ramifiées. Elles sont également très longues et peuvent s'étendre jusqu'à plus d'un mètre du centre de la plante, et se situent en surface. Leur axe principal a une longueur maximum de 0,5 mm de diamètre. Elles favorisent la captation rapide de l'eau issue des précipitations faibles et la mobilisation efficace des nutriments dans les couches superficielles.

Cette organisation racinaire confère à *A. gayanus* une grande plasticité fonctionnelle, lui permettant de résister à la sécheresse d'une part, et de réoccuper rapidement les sols dégradés d'autre part. La plante prospère dans les zones recevant entre 750 et 1300 mm de précipitations annuelles, et présente un cycle de développement de 6 à 7 mois, variable selon l'écotype et les conditions géographiques (Santiago, 1995). Elle se reproduit par graines (diaspores) ou par bouturage végétatif à partir d'éclats de souche, favorisant une colonisation rapide et durable des espaces ouverts.

I.3.4.2.3. Phytoremédiation des sols par *Andropogon gayanus*

Bien que les recherches sur le potentiel phytoremédiateur de *A. gayanus* demeurent encore limitées par rapport à celles rapportées pour *C. zizanioides*, cette espèce suscite un intérêt croissant en raison de son aptitude à contribuer à la restauration écologique des sols dégradés et contaminés (Ribeiro et al., 2020). Traditionnellement, *A. gayanus* est reconnu pour son rôle écologique majeur dans la lutte contre l'érosion hydrique et éolienne, ainsi que pour la régénération de la fertilité des terres appauvries. Son système racinaire dense, fasciculé et profondément ancré, améliore la cohésion du sol et favorise la rétention des particules fines. Par ailleurs, la plante réduit la vitesse de ruissellement des eaux pluviales, piégeant ainsi les débris végétaux dont la décomposition contribue à l'enrichissement organique des horizons superficiels (Yoni, 1995). Ces fonctions, combinées à une forte résistance au feu et à une grande capacité de repousse, en font une espèce de choix pour la stabilisation et la réhabilitation des terrains dégradés dans les zones sahéliennes.

Sur le plan physiologique, *A. gayanus* présente un système racinaire particulièrement efficace dans l'absorption et la séquestration des ETM. Cette architecture racinaire complexe, caractérisée par une forte densité de racines fines, une ramification étendue et une exploration verticale et latérale du sol. Associée à une tolérance élevée aux stress abiotiques (sécheresse, déficit nutritionnel, contamination métallique), elle confère à l'espèce des caractéristiques compatibles avec les conditions extrêmes des substrats miniers et des sols tropicaux dégradés (Rabêlo et al., 2021; Ribeiro et al., 2020).

Dans une étude hydroponique, Ribeiro et al. (2020) ont confirmé une tolérance exceptionnelle de *A. gayanus* au Zn, jusqu'à une concentration de 200 μM en solution nutritive. Les teneurs mesurées atteignaient 1 500 à 2 000 mg.kg^{-1} dans les racines et 400 à 600 mg.kg^{-1} dans les parties aériennes, soit des FT proches de 1. Cette répartition indique une translocation significative du Zn vers les tissus aériens, traduisant des mécanismes actifs de régulation interne et de compartimentation du métal. La présence concomitante de Cd a légèrement réduit l'absorption du Zn sans altérer la croissance de la plante, témoignant d'une interaction entre métaux bien contrôlée au niveau physiologique. *A. gayanus* apparaît ainsi comme une espèce prometteuse pour les programmes de phytoremédiation intégrée dans les zones sahéliennes, où sa résistance physiologique, sa plasticité écologique et son système racinaire performant en font un complément stratégique à *C. zizanioides* dans la restauration des écosystèmes miniers dégradés.

I.3.5. Que retenir des différents procédés d'élimination des ETM dans le sol ?

Ce chapitre a donné un aperçu des différentes techniques d'élimination des éléments traces métalliques appliquées aux sites et sols pollués, telles que synthétisées à la **Figure 24**, avant de porter un accent particulier sur la phytoremédiation. Les principales techniques de dépollution comprennent les traitements thermiques, chimiques et biologiques. Les techniques physico-chimiques, bien que souvent efficaces, se révèlent coûteuses, peu durables et parfois génératrices de pollutions secondaires.

En revanche, la phytoremédiation, technique biologique, apparaît comme une alternative écologique et économiquement viable. C'est une technique qui mobilise différents mécanismes tels que la phytoextraction, la phytostabilisation, la rhizodégradation, la phytovolatilisation et la phytodégradation. Ces processus reposent sur l'interaction entre les plantes, les micro-organismes du sol et la dynamique physico-chimique de la rhizosphère.

Plusieurs critères permettent d'attribuer aux plantes une aptitude à la phytoremédiation, dont les conditions climatiques spécifiques, la résistance à la phytotoxicité, les caractéristiques morphologiques et physiologiques et de leur capacité à réduire la concentration des polluants dans le sol. Le mécanisme mis en œuvre par les plantes aptes à la phytoremédiation s'effectue principalement dans le système racinaire, avec l'appui des exsudats qui augmentent la biodisponibilité des métaux. Leur transfert dépend ensuite de la translocation et des mécanismes internes qui permettent de limiter la toxicité cellulaire. Ces mécanismes expliquent la capacité de certaines espèces végétales, notamment les graminées, à tolérer et accumuler les ETM.

Toutefois, l'efficacité réelle de la phytoremédiation reste fortement conditionnée par la nature du sol, la spéciation des métaux et les conditions environnementales locales. Ces limites sont particulièrement marquées dans les zones sahéniennes, où la pauvreté des sols, la variabilité climatique et les contraintes économiques imposent de privilégier des espèces adaptées et des approches durables.

PARTIE II : MATERIEL ET METHODES

La seconde partie décrit le cadre général, le matériel végétal et les dispositifs expérimentaux mis en œuvre pour évaluer expérimentalement la phytoremédiation des sols pollués par l'EMA sous climat sahélien. Elle présente successivement les conditions environnementales et expérimentales qui ont permis la mise en place des essais *ex situ* et *in situ*, ainsi que les méthodes analytiques utilisées pour le suivi physico-chimique et biologique des substrats.

Elle s'articule autour de trois chapitres :

- **Le Chapitre 1** introduit le cadre général de l'étude, en précisant les caractéristiques géographiques, climatiques et pédologiques des zones d'expérimentation, ainsi que le matériel végétal utilisé.
- **Le Chapitre 2** détaille le protocole d'expérimentation *in situ* de la phytoremédiation sur les sites pollués de Nébïa et Nimbrogó, en présentant les modes d'implantation vétiver, le dispositif de suivi et les protocoles de prélèvements mis en œuvre pour évaluer l'efficacité de la dépollution en conditions réelles.
- **Le Chapitre 3** présente l'expérimentation *ex situ* conduite sous serre, destinée à étudier de manière contrôlée la croissance, la tolérance et la capacité d'extraction des métaux par *C. zizanioides* et *A. gayanus*, cultivés sur des résidus miniers prélevés à Nébïa et Nimbrogó.

Chapitre 1 : Cadre général de l'étude, contexte climatique et matériel végétal

II.1.1. Contexte climatique de la zone d'étude

Le contexte climatique de la zone d'étude a été caractérisé afin de s'inscrire dans le régime sahélien. L'approche adoptée a consisté à analyser les données météorologiques de la ville de Ouagadougou, plus précisément celles issues de la station pluviométrique de Kossodo, sur une période de 30 ans, allant du 1^{er} janvier 1992 au 31 décembre 2022. Ces données ont été obtenues sur le site du National Center for Environmental Information (NCEI). Le choix de cette station se justifie du fait de sa proximité immédiate avec le site des pilotes expérimentaux, situé à l'Institut de Recherche en Sciences Appliquées et Technologiques (IRSAT) à Ouagadougou (12°25'27.8" N ; 1°29'15.17" O), où ont été menées les expérimentations de la présente étude.

Les principaux paramètres climatiques analysés comprennent les précipitations (P), les températures minimales (T_{\min}) et maximales (T_{\max}), les humidités relatives minimales (H_{\min}) et maximales (H_{\max}), l'insolation (I) et la vitesse du vent (V). L'étude des tendances mensuelles et la classification hiérarchique ascendante (CHA) appliquée à ces données permettent d'identifier les grands regroupements saisonniers et de caractériser les microclimats spécifiques de la zone d'étude (Kossodo). Cette analyse met ainsi en évidence les principales dynamiques climatiques sahéliennes susceptibles d'influencer la croissance et le comportement physiologique des plantes utilisées dans les expérimentations de phytoremédiation.

II.1.1.1. Les précipitations

L'analyse des précipitations mensuelles enregistrées de 1992 à 2022 dans la zone de Kossodo (Ouagadougou) met en évidence une forte variabilité saisonnière, typique du climat sahélien.

Les mois de janvier, février, mars, novembre et décembre se distinguent par une quasi-absence de pluies, traduisant la saison sèche froide. En effet, les mois d'avril et d'octobre constituent des périodes de transition, marquées par de faibles précipitations ($P_{\min} = 0,13$ mm ; $P_{\max} = 2,69$ mm), correspondant respectivement au début et la fin de la saison pluvieuse.

Les précipitations significatives s'observent entre mai et octobre, période durant laquelle les pluies deviennent régulières et intenses, avec un pic pluviométrique en août. Sur l'ensemble de cette période humide, la pluviométrie moyenne est de 200,00 mm d'eau, avec

des extrêmes variant de 2,68 mm (P_{\min}) à 368 mm (P_{\max}). Cette distribution traduit un régime pluviométrique unimodal, concentré sur quelques mois seulement, caractéristique du Sahel.

La classification hiérarchique ascendante (**Figure 28**) appliquée aux précipitations mensuelles sur 30 ans a permis de distinguer trois grands regroupements climatiques :

- Période pluvieuse : elle correspond aux mois de juillet, août et septembre, identifiés comme les mois les plus arrosés de l'année, avec des précipitations moyennes et maximales respectives d'environ 200 mm et 368 mm ;
- Période sèche : elle regroupe les mois de janvier, février, mars, novembre et décembre, au cours de laquelle la pluviométrie est quasi nulle ;
- Période transitoire : elle correspond aux mois d'avril, mai, juin et octobre, représentant la phase de passage entre la saison sèche et la saison pluvieuse. Les mois d'avril et d'octobre marquent respectivement le début et la fin des pluies, tandis que mai et juin annoncent une augmentation progressive des précipitations avant les fortes pluies.

Ainsi, la répartition annuelle de la pluviométrie sur 30 ans confirme le caractère sahélien du climat de Ouagadougou, dominé par une saison sèche longue qui dure environ sept mois et une saison humide courte de trois mois, avec deux mois de transition. Ce régime pluviométrique est principalement contrôlé par la migration de la zone intertropicale de convergence (ZCIT) et les flux de mousson d'origine atlantique.

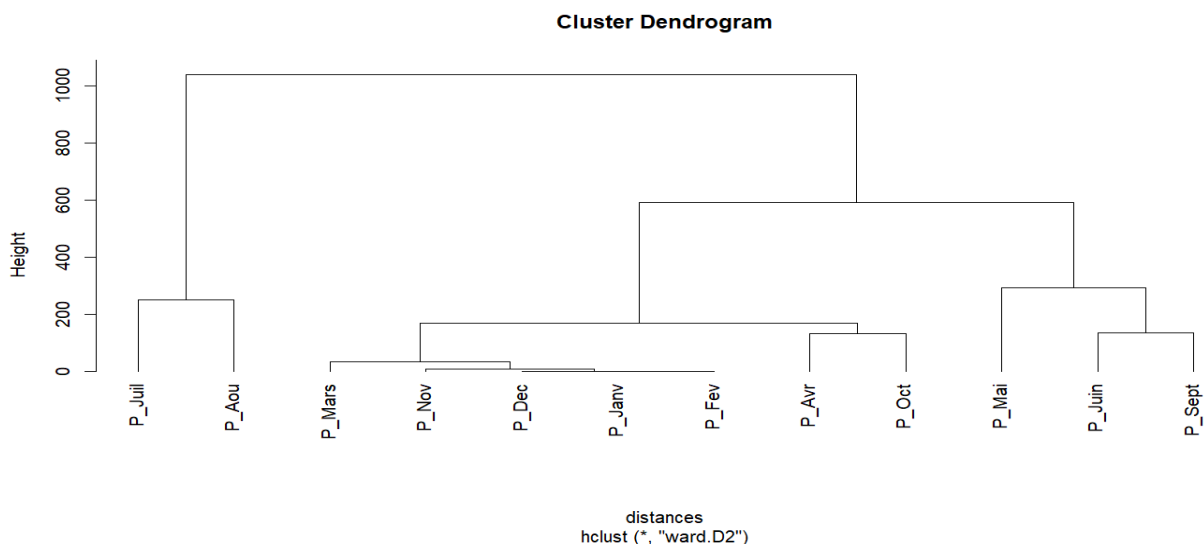


Figure 28. Dendrogramme des précipitations

II.1.1.2. Les températures minimales et maximales

L'analyse des températures enregistrées entre 1992 et 2022 dans la zone de Kossodo (Ouagadougou) met en évidence une forte amplitude thermique annuelle, caractéristique du climat tropical sahélien. Cette amplitude traduit la succession marquée entre une saison sèche chaude, une saison sèche froide et une courte saison pluvieuse.

❖ Évolution générale

Les températures minimales (T_{\min}) moyennes présentent une tendance haussière de janvier (18°C) à avril, atteignant leurs valeurs les plus élevées en avril (25.5°C) et en mai, puis une baisse progressive de mai à décembre (9 à 15 °C). Les températures maximales (T_{\max}) varient pour leur part entre 31 °C et 42 °C, avec une moyenne annuelle d'environ 36,5 °C. De janvier à avril, les T_{\max} augmentent rapidement sous l'effet d'un fort ensoleillement et de l'absence de couverture nuageuse, atteignant un pic thermique en mars - avril. À partir de mai, les températures diminuent progressivement, atteignant leur minimum relatif en août - septembre, périodes de fortes précipitations, avant de remonter légèrement d'octobre à novembre avec la reprise de la saison sèche.

La classification hiérarchique ascendante (CHA) appliquée aux T_{\min} (**Figure 29**) et T_{\max} (**Figure 30**) moyennes mensuelles met en évidence trois grands ensembles thermiques correspondant aux principales saisons sahéliennes :

- Saison sèche froide (novembre à février) : Cette période est marquée par les plus basses T_{\min} (9 - 18 °C) et des T_{\max} modérées (31-34 °C). Elle correspond à la période d'influence de l'harmattan, vent sec et frais en provenance du Sahara. L'atmosphère devient très sèche, et les amplitudes thermiques diurnes peuvent dépasser 15 °C.
- Saison sèche chaude (mars à mai) : Elle représente la période la plus chaude de l'année, avec des T_{\max} moyennes avoisinant 39 °C et des T_{\min} comprises entre 23 et 27 °C. L'absence de pluies et de couverture végétale accentue le réchauffement du sol et de l'air, traduisant la forte aridité de cette saison. Cette phase précède immédiatement l'installation des pluies de mousson.
- Saison pluvieuse (juin à septembre) : Les T_{\max} diminuent nettement pour atteindre des valeurs moyennes de 34 à 36 °C, tandis que les T_{\min} se stabilisent autour de 22 à 24 °C. Cette atténuation thermique est liée à la couverture nuageuse, à l'évapotranspiration et à la hausse de l'humidité atmosphérique durant la saison des pluies.

❖ Interprétation climatique

L'évolution conjointe des T_{\min} et T_{\max} illustre la dynamique thermique typique du climat sahélien avec une forte amplitude annuelle, une hausse progressive des températures de janvier à avril, une atténuation pendant la mousson (juin- septembre) ainsi qu'un rafraîchissement net en fin d'année.

Cette variabilité traduit l'influence combinée des facteurs radiatifs, de la circulation atmosphérique régionale, et des phénomènes de surface (tels que la couverture végétale, humidité du sol). Elle joue un rôle déterminant dans la croissance végétale, les flux d'eau et les processus biogéochimiques impliqués dans la phytoremédiation.

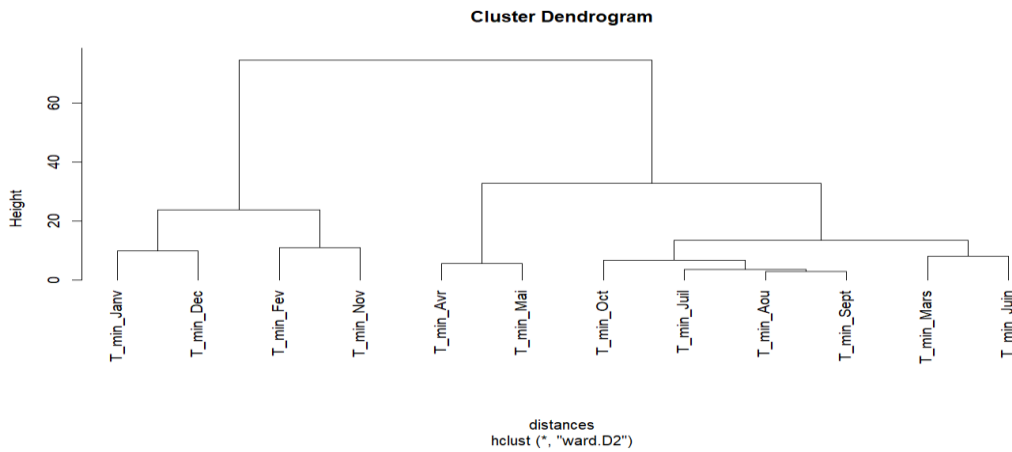


Figure 29. Dendrogramme des températures minimales

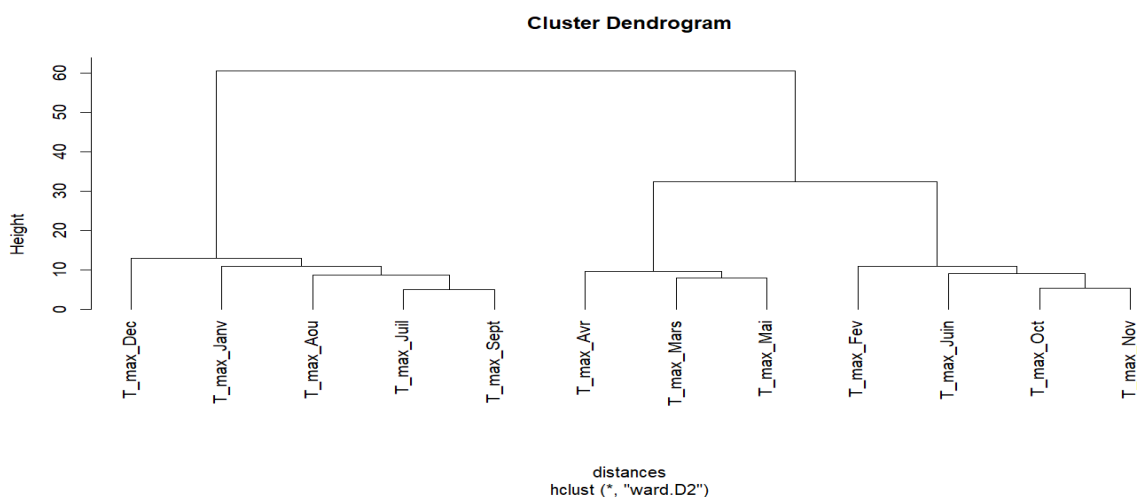


Figure 30. Dendrogramme des températures maximales

II.1.1.3. Humidités relatives minimales et maximales

Les valeurs minimales d'humidité relative (H_{\min}) sont les plus faibles de l'année entre janvier et mars, avec des moyennes avoisinant 15 %, ce qui correspond à la saison sèche froide dominée par l'harmattan. Ces faibles taux s'expliquent par l'air sec et poussiéreux d'origine saharienne, qui limite considérablement la condensation et accentue la dessiccation de l'atmosphère.

À partir du mois d'avril, l'humidité augmente progressivement pour atteindre un pic marqué en août (55 %), coïncidant avec la période de fortes précipitations. Cette évolution traduit le passage progressif des conditions arides de début d'année vers une atmosphère saturée lors de la saison des pluies. La classification hiérarchique appliquée aux H_{\min} représenté à la **Figure 31** distingue trois grands regroupements saisonniers :

- Une période sèche regroupant les mois de janvier à mars, novembre et décembre, caractérisée par des H_{\min} moyennes inférieures à 20 % ;
- Une période de transition (avril, mai, octobre) présentant des valeurs intermédiaires autour de 35 % ;
- Et une période humide (juin à septembre), où l'humidité atteint son maximum avec une moyenne de 55 %, traduisant l'influence directe des flux de mousson d'origine atlantique.

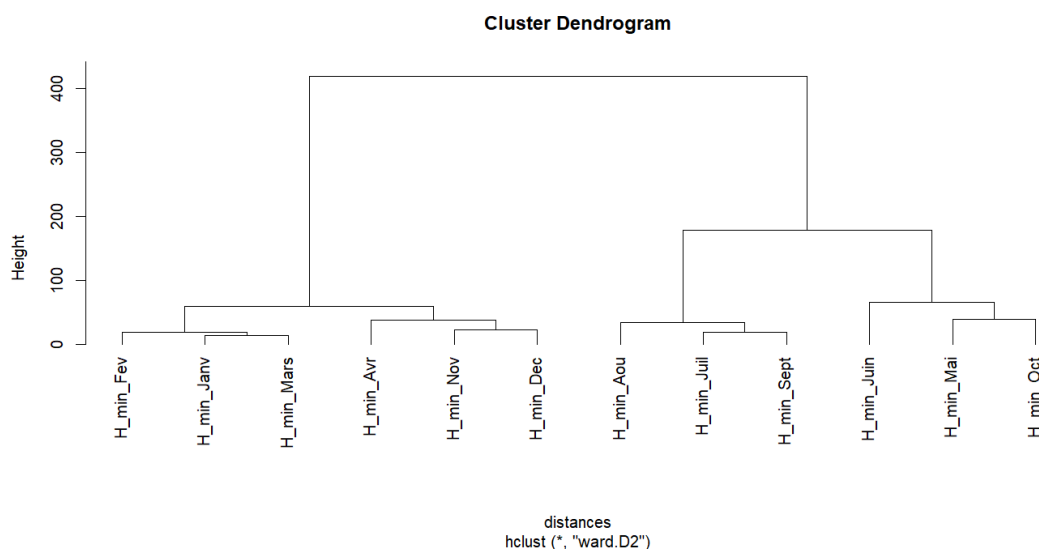


Figure 31. Dendrogramme des humidités minimales

La tendance annuelle de l'humidité maximale (H_{\max}) suit une évolution similaire à celle des H_{\min} , avec une hausse progressive d'avril à août, puis une diminution graduelle de

septembre à décembre. Les valeurs les plus élevées sont observées entre juillet et septembre, avec des moyennes d'environ 85 %, période correspondant à la saison des pluies. Cette saturation atmosphérique est due à la forte présence de masses d'air humides, à la baisse de la température et à la réduction de l'évaporation. À l'inverse, les plus faibles H_{max} sont enregistrées entre décembre et février (40 %), marquant la saison de l'harmattan, au cours de laquelle l'air sec et froid limite la formation de nuages. La classification hiérarchique (**Figure 32**) met également en évidence trois principaux groupes climatiques :

- Saison humide (juillet–septembre) : la H_{max} moyenne est de 85 à 90 %, traduisant une saturation atmosphérique propice aux précipitations et à la couverture nuageuse dense ;
- Saison intermédiaire (avril et novembre) : la H_{max} moyenne représente 60 % et correspond aux phases de transition entre les saisons sèche et humide ;
- Saison sèche froide (décembre–mars) : la H_{max} moyenne est située entre 40 et 45 %, marquée par l'air sec et les vents sahariens.

❖ Interprétation climatique

L'évolution combinée de l' H_{min} et de l' H_{max} illustre le gradient d'humidité typique du climat sahélien, oscillant entre conditions extrêmement sèches en début et fin d'année et saturation atmosphérique durant la mousson. Ces variations de l'humidité relative conditionnent directement les taux d'évapotranspiration, la formation des précipitations, et la dynamique biologique du sol. Elles influencent également la croissance végétale et la mobilité des éléments traces métalliques dans le cadre des processus de phytoremédiation, notamment par leurs effets sur la teneur en eau du sol et l'activité microbienne de la rhizosphère.

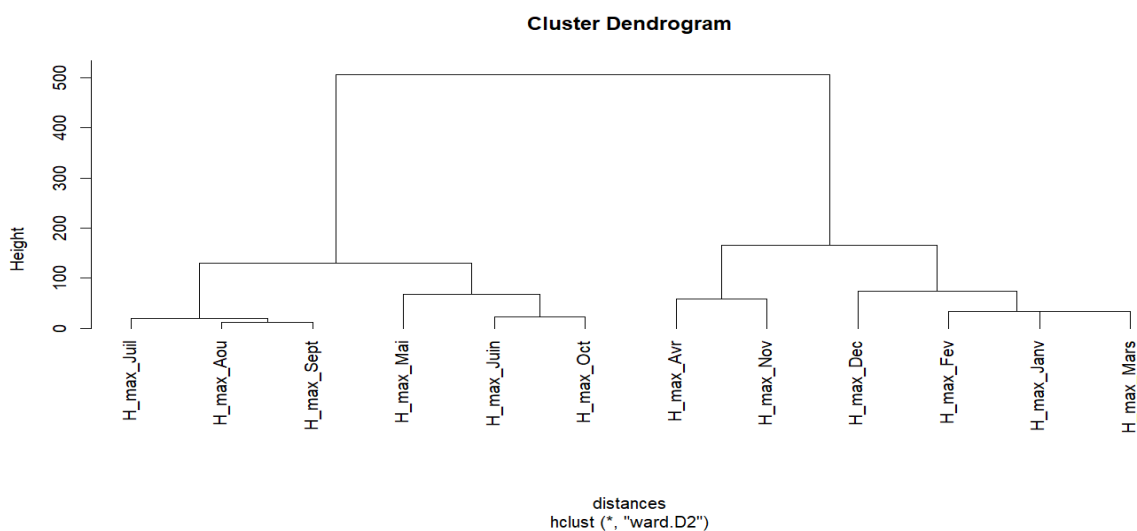


Figure 32. Dendrogramme des humidités maximales

II.1.1.4. Insolation

L'analyse de l'insolation sur la période 1992 à 2022 révèle une variabilité saisonnière modérée dans la zone de Kossodo, caractéristique des zones sahéliennes. L'insolation, représentant la durée moyenne quotidienne d'ensoleillement. Ce paramètre constitue un indicateur essentiel de l'intensité du rayonnement solaire, influençant à la fois la température de surface, l'évapotranspiration et la photosynthèse des végétaux.

Les valeurs d'insolation mensuelle varient en moyenne entre 6,1 et 10,1 heures par 24 heures, révélant ainsi une forte exposition solaire tout au long de l'année. Les mois de février à mai enregistrent les niveaux d'ensoleillement les plus élevés, atteignant des moyennes proches de 10 heures par jour, en lien avec la saison sèche chaude et l'absence quasi totale de couverture nuageuse. En revanche, les mois d'août et septembre présentent les valeurs les plus basses comprises entre 6 à 7 heures par jour, engendrant ainsi une forte nébulosité et des précipitations fréquentes durant la saison pluvieuse.

La classification hiérarchique ascendante (CHA) appliquée aux données d'insolation présentées à la **Figure 33** permet de distinguer trois regroupements saisonniers cohérents avec la répartition des pluies et des températures :

- Période de faible insolation (octobre à février) : cette phase, associée à la saison sèche froide, est marquée par des valeurs moyennes d'environ 6 à 7 heures de soleil par jour. La réduction de l'ensoleillement résulte de la présence de poussières atmosphériques dues à l'harmattan et, en octobre-novembre, des dernières traces de nébulosité post-pluvieuse.
- Période d'ensoleillement modéré (mars à juin) : les valeurs varient entre 8 et 9 heures de soleil par jour, correspondant à la saison sèche chaude. L'absence de nuages et l'intensité du rayonnement solaire favorisent une forte évaporation et des températures maximales élevées, caractéristiques de cette période de l'année.
- Période d'ensoleillement maximal (juillet à septembre) : malgré la présence des pluies, l'insolation reste paradoxalement élevée, avec une moyenne de 8,5 heures/jour. Cette particularité s'explique par le caractère intermittent des précipitations, avec des averses intenses souvent suivies de dégagements rapides du ciel, permettant un rayonnement solaire important entre deux épisodes pluvieux.

En somme, la distribution de l'insolation confirme la domination du rayonnement solaire comme facteur structurant du climat sahélien. Les fortes valeurs observées pendant la saison sèche renforcent les phénomènes d'aridité et d'évapotranspiration, tandis que la légère diminution durant la saison pluvieuse favorise la modération thermique et la croissance

végétale.

Cette dynamique traduit un équilibre instable entre chaleur et humidité, caractéristique des régions sahéliennes, où la disponibilité énergétique reste élevée toute l'année malgré la brièveté de la saison humide.

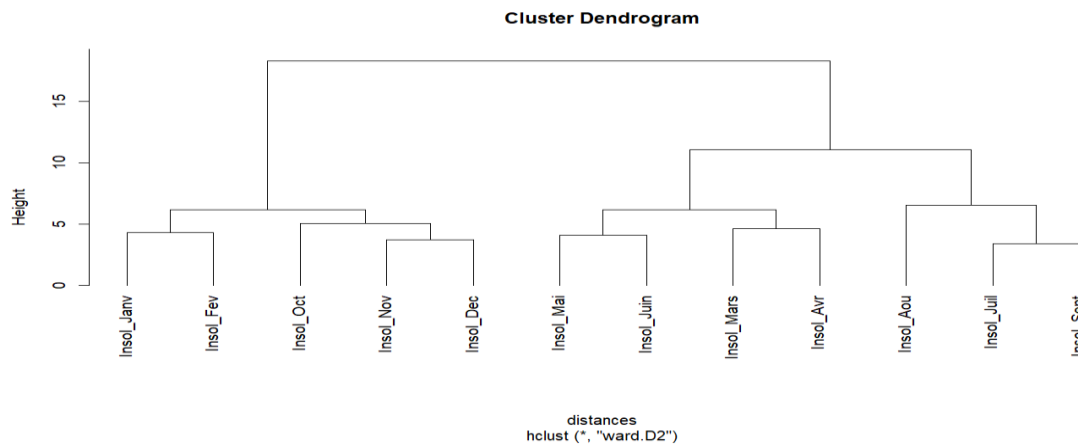


Figure 33. Dendrogramme de l'insolation

L'analyse de la vitesse mensuelle du vent enregistrée au niveau de la station de Kossodo sur 30 ans montre une variabilité modérée au cours de l'année, mais avec des fluctuations marquées selon les saisons. Le vent constitue un paramètre climatique important dans les zones sahéliennes, étant donné qu'il influence à la fois la température de l'air, la turbulence atmosphérique, l'évaporation, ainsi que la dispersion des particules et poussières issues des sols nus ou des résidus miniers.

Du mois de décembre à avril, les vitesses de vent restent relativement stables et modérées, correspondant à la saison sèche froide et chaude dominée par les alizés continentaux d'origine saharienne. Ces vents, bien que secs, ne sont pas particulièrement rapides à cette période de l'année. Alors qu'une légère augmentation est observée au cours des mois de mai et juin, période de transition vers la saison pluvieuse. Elle résulte du renforcement des gradients de pression et de la mise en place progressive de la mousson ouest africaine, caractérisée par l'arrivée d'air humide en provenance du Golfe de Guinée. Du mois de juillet au mois de novembre, la vitesse du vent diminue à nouveau, coïncidant ainsi avec la période de pluies et le retrait progressif des flux de mousson, puis reste faible à la fin de l'année.

La classification hiérarchique ascendante (CHA) des vitesses mensuelles du vent, présentée à la **Figure 34**, permet de distinguer également trois principaux regroupements saisonniers, traduisant la dynamique des circulations atmosphériques régionales :

➤ Vents modérés de la saison sèche (janvier à mai, puis juillet) : cette période est marquée par des vitesses moyennes faibles, autour de 3 à 4 m/s, correspondant à la période de l'harmattan, vent continental sec et chargé de poussières. Le mois de juillet, bien qu'appartenant à la saison pluvieuse, se rattache à ce groupe en raison d'une relative accalmie les flux de mousson.

➤ Période de transition (juin) : le mois de juin présente une vitesse de vent légèrement supérieure, comprise entre 5 et 6 m/s, correspondant à la période charnière entre la saison sèche et la saison humide. Ce renforcement des vents correspond souvent à des phénomènes convectifs et orageux annonçant l'arrivée des précipitations.

➤ Vents forts de fin de saison pluvieuse (août à décembre) : cette période se caractérise par des vitesses plus élevées, atteignant localement 6 à 8 m/s. Du mois d'août au mois d'octobre, ces vitesses sont associées à des vents de mousson actifs et à des orages convectifs fréquents, tandis que les mois de novembre et décembre marquent le retour progressif des vents d'harmattan, généralement plus secs mais parfois puissants. La dynamique moyenne annuelle du vent sur 30 ans traduit la superposition de deux régimes atmosphériques majeurs :

- Les vents d'harmattan, secs et continentaux, dominants en saison sèche ;
- Et les vents de mousson, humides et maritimes, actifs durant la saison des pluies.

Cette alternance gouverne en grande partie la répartition des précipitations et la charge en particules atmosphériques, influençant le bilan hydrique et thermique de la région. Dans le contexte de la phytoremédiation, la vitesse et la direction du vent peuvent également conditionner la dispersion des poussières contaminées, la perte en eau du sol et la résilience physiologique des plantes soumises au stress hydrique.

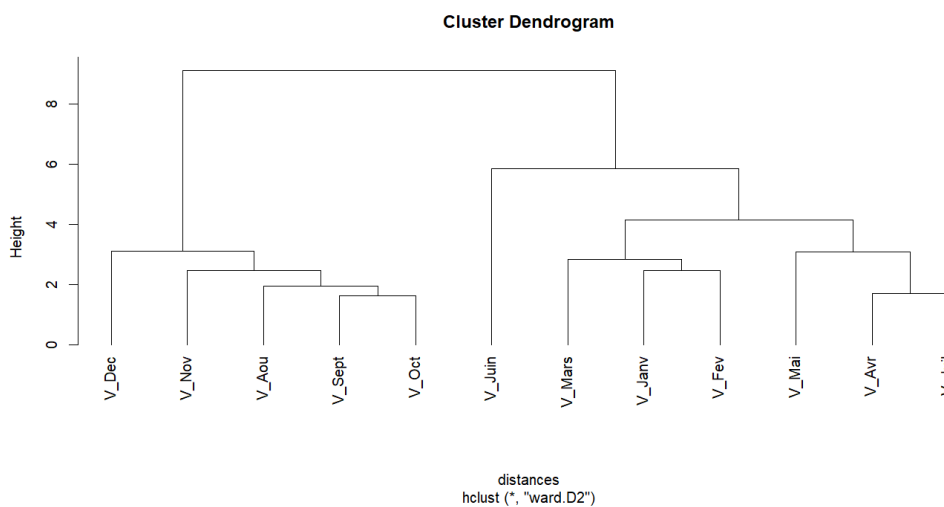


Figure 34. Dendrogramme de la vitesse du vent

II.1.2. Synthèse générale du climat sahélien de Ouagadougou (1992 – 2022)

L'analyse des données climatiques enregistrées à la station de Kossodo (Ouagadougou) sur une période de trente ans, de 1992 à 2022 met en évidence un climat typiquement sahélien, caractérisé par une forte saisonnalité et une variabilité interannuelle marquée.

En effet, les précipitations sont concentrées entre les mois de juin et septembre, avec un maximum pluviométrique dans les mois d'août, tandis que le reste de l'année demeure sec. Cette répartition traduit un régime pluviométrique unimodal, dominé par une courte saison humide (environ 4 mois), et une longue saison sèche qui dure près de 8 mois.

Les températures présentent une amplitude annuelle élevée, oscillant entre environ 9 °C et 42 °C. Deux périodes thermiques nettement contrastées se dégagent :

- ✓ une saison sèche chaude (mars à mai) marquée par les températures (T_{max}) les plus élevées, souvent supérieures à > 40 °C ;
- ✓ une saison sèche plus fraîche (novembre à février) caractérisée par les températures (T_{min}) les plus basses, notamment sous l'influence de l'harmattan, avec des minima pouvant descendre en dessous 18 °C.

L'humidité relative suit étroitement la dynamique des précipitations. Elles sont très faibles en saison sèche ($H_{min} < 20$ %) et élevée pendant la mousson ($H_{max} > 80$ %). L'insolation est globalement élevée toute l'année (6 à 10 h/jour), avec des valeurs maximales observées durant la saison sèche chaude, traduisant une forte intensité du rayonnement solaire. Par ailleurs, la vitesse du vent reflète l'alternance saisonnière entre les flux secs de l'harmattan et les vents humides de mousson, avec une intensité plus marquée durant la saison sèche.

Ainsi, le climat de Ouagadougou se caractérise par :

- Une forte contrainte hydrique ;
- Une intensité solaire élevée ;
- Une alternance entre chaleur extrême et fraîcheur saisonnière ;
- Une courte période humide à fort taux d'humidité.

Ces conditions définissent un environnement semi-aride, dans lequel les facteurs climatiques interagissent fortement pour contrôler la disponibilité en eau du sol, la croissance des végétaux et la mobilité des éléments traces métalliques. Ce contexte sahélien impose aux espèces étudiées dans le cadre de la phytoremédiation (*Chrysopogon zizanioides* et *Andropogon gayanus*), des contraintes écophysologiques majeures, mais aussi des

opportunités d'adaptation témoignant de leur aptitude à survivre et à fonctionner efficacement en milieu stressant.

II.1.3. Description des sites expérimentaux

Dans cette étude, deux sites contaminés par les activités d'exploitation minière artisanale (EMA) ont été retenus pour la mise en œuvre de la phytoremédiation. Il s'agit du site de Nebia, situé dans la région du Nando, et du site de Nimbogo, localisé dans la région du Nazinon. Le choix de ces sites repose non seulement sur l'intensité des activités minières qui y sont menées, mais également sur leur accessibilité, un critère essentiel dans le contexte sécuritaire actuel du Burkina Faso.

II.1.3.1. Présentation du site de Nebia

Le site expérimental de Nebia présenté à la **Figure 35**, est situé dans le département de Dassa, au sein de la commune rurale de Nebia, dans la région du Nando du Burkina Faso. Il s'agit d'un site de cyanuration abandonné, issu des activités d'exploitation minière artisanale de l'or. Ce type de site est reconnu comme une source majeure de contamination des sols et des eaux par les éléments traces métalliques, en raison de la persistance des résidus de traitement aurifère et de l'absence de mesures de réhabilitation après exploitation (Hilson, 2002 ; UNEP, 2019 ; Dabiré & Sako, 2024). Le site s'étend sur une superficie d'environ un hectare (100 × 100 m) et se situe au cœur de zones agricoles, en amont immédiat d'un cours d'eau et sur une zone à pente marquée. Cette configuration topographique et hydrologique favorise la dispersion des contaminants vers les sols cultivés et les ressources hydriques, en particulier lors des épisodes pluvieux intenses caractéristiques du climat sahélien (UNEP, 2019 ; Alloway, 2013). Sur le plan climatique, Nebia appartient à la zone climatique soudano-sahélienne, caractérisée par une forte saisonnalité des précipitations, concentrées sur une courte saison humide, et par une longue saison sèche marquée par des températures élevées et une forte évapotranspiration. Ces conditions climatiques accentuent les phénomènes de concentration, de mobilité et de redistribution des ETM dans les sols, notamment par ruissellement, lessivage superficiel et remontée capillaire en saison sèche (Kabata-Pendias, 2011 ; Neina, 2019).

Les sols du site sont principalement des sols ferrugineux tropicaux, à texture sablo-argileuse, souvent pauvres en matière organique et sensibles à l'érosion. Leur structure relativement fragile et leur faible fertilité les rendent particulièrement vulnérables face aux perturbations liées aux activités minières.

La végétation environnante est typique des savanes soudano sahélienne, dominée par des graminées annuelles et pérennes, accompagnées de ligneux clairsemés. Elle est fortement influencée par les activités et minières passées, avec la présence disséminée d'arbres et d'arbustes caractéristiques des agro-écosystèmes locaux, tels que des espèces du genre *Combretum*, *Terminalia*, *Acacia* ainsi que d'autres ligneux utilisés dans les systèmes agroforestiers de la région.

Implanté au cœur des champs agricoles, en amont d'un cours d'eau et sur une zone en pente, le site de Nebia présente un risque élevé de dispersion des polluants vers les sols agricoles et les ressources hydriques environnantes. Dans ce contexte climatique, édaphique et écologique contraignant, les impacts environnementaux et sanitaires liés aux activités minières passées demeurent particulièrement préoccupants. Le choix de ce terrain pour l'implantation de la phytoremédiation repose ainsi à la fois sa pertinence scientifique, mais également sur l'urgence environnementale et sociale de restaurer un espace qui touche directement les activités agricoles et les conditions de vie des communautés locales.

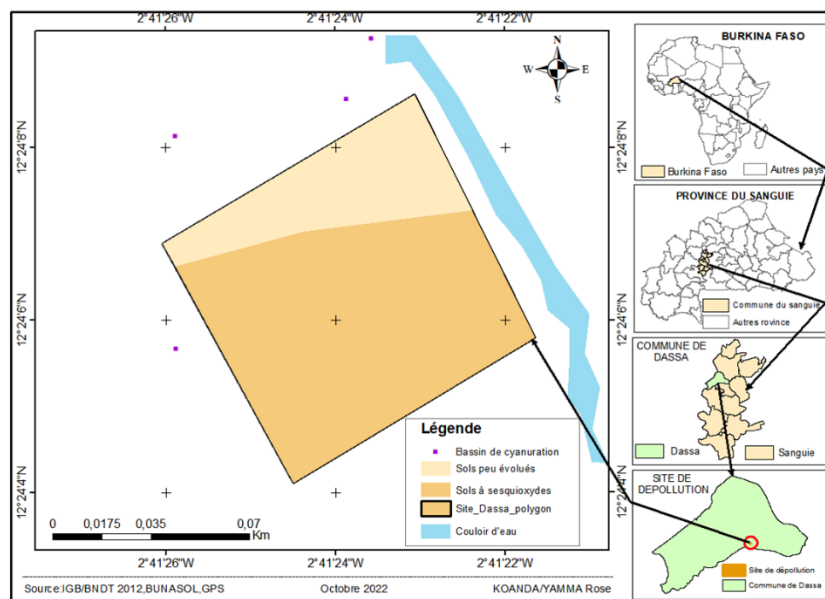


Figure 35. Localisation du site de Nebia

II.1.3.2. Présentation du site de Nimbrogo

Le second site expérimental est celui de Nimbrogo, dans la région du Nazinon, au sein de la province du Nahouri, dans le département de Tiébélé (**Figure 36**). Implanté dans la commune rurale de Nimbrogo, ce site s'étend sur une superficie d'environ deux hectares au

cœur des zones agricoles, en amont immédiat d'une rizière. Il est également positionné dans le sens naturel du ruissellement des eaux, ce qui accentue sa vulnérabilité aux transferts de contaminants.

Le site se trouve dans la partie sud de la zone sahélienne décrite précédemment, avec une influence plus humide propre au secteur soudano-guinéen. Les sols sont principalement des sols ferrugineux tropicaux, de texture sablo-argileuse et particulièrement sensibles à la dégradation lorsqu'ils sont soumis aux perturbations minières.

La végétation environnante correspond à une savane soudanienne, dominée par des graminées saisonnières et ponctuée de ligneux tels que *Vitellaria paradoxa*, *Lannea microcarpa* ou *Combretum spp.*

Il s'agit d'un site de traitement artisanal de l'or, caractérisé par la présence de plusieurs dizaines de points de cyanuration, témoignant d'une forte intensité des activités d'EMA. Cette configuration géographique et environnementale en fait un espace particulièrement vulnérable, où la dispersion des polluants vers les zones agricoles et les ressources hydriques représente un risque majeur pour la santé des populations et l'environnement (Hilson, 2002 ; UNEP, 2019 ; Dabiré & Sako, 2024). Sur le plan climatique, le site de Nimbogo appartient à la zone soudano-sahélienne, caractérisée par une forte saisonnalité des précipitations, concentrées sur une courte saison humide, et par une longue saison sèche marquée par des températures élevées et une forte évapotranspiration. Ces conditions climatiques favorisent la mobilisation et la redistribution des éléments traces métalliques, notamment par ruissellement en saison des pluies et par concentration progressive en saison sèche (Kabata-Pendias, 2011 ; Neina, 2019).

Le site de Nimbogo est dominé par des sols ferrugineux tropicaux, localement influencés par des conditions hydromorphes saisonnières en raison de la proximité de bas-fonds rizicoles. Ces sols, généralement sablo-argileux à limono-argileux et pauvres en matière organique, sont soumis à une dynamique hydrique marquée en saison des pluies, favorisant la mobilité latérale et le transfert des éléments traces métalliques vers les horizons cultivés et les eaux de surface (BUNASOLS, 1999 ; Kabata-Pendias, 2011 ; UNEP, 2019 ; Dabiré & Sako, 2024). La végétation est fortement anthropisée, dominée par des cultures vivrières, en particulier le riz, associées à des jachères herbacées et des graminées spontanées, avec une faible représentation des ligneux naturels typiques des agro-écosystèmes soudano-sahéliens (Thiombiano & Kampmann, 2010 ; Thiombiano et al., 2012). Dans ce contexte, le principal enjeu environnemental réside dans le transfert potentiel des ETM vers les systèmes agricoles et

la chaîne alimentaire, plutôt que dans la dispersion érosive observée sur les sites de cyanuration abandonnés.

La combinaison de ces facteurs géographiques, hydrologiques, climatiques et pédologiques confère au site de Nimbrogo une vulnérabilité environnementale élevée, où la dispersion des polluants vers les zones agricoles et les ressources en eau représente un enjeu majeur de santé publique et de sécurité alimentaire. Le choix de ce site pour l'expérimentation de la phytoremédiation s'explique ainsi par la nécessité d'apporter des solutions concrètes de restauration dans un milieu directement lié à la sécurité alimentaire et aux moyens de subsistance des populations locales.

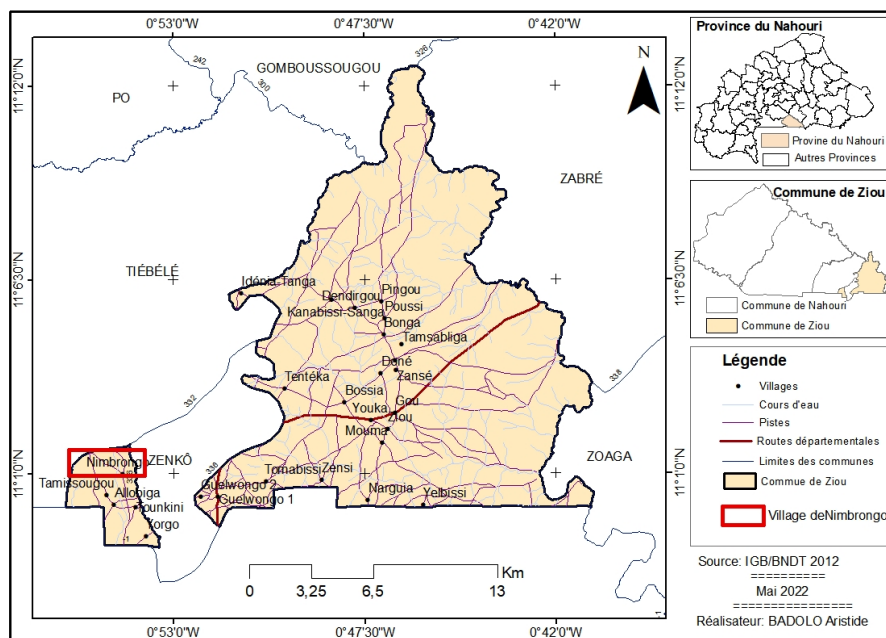


Figure 36. Géolocalisation du site de Nimbrogo

II.1.4. Le matériel végétal utilisé

Dans le cadre de cette étude, deux espèces végétales ont été utilisées : *Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty (vétiver) et *Andropogon gayanus* (Kunth, 1833). Le choix du vétiver repose sur son potentiel phytoremédiateur largement documenté dans la littérature scientifique, bien que son utilisation dans les programmes de restauration des sols au Burkina Faso demeure relativement récente. A l'inverse, *A. gayanus* a été choisi en raison de son caractère endogène, bien connu et traditionnellement exploité par les populations locales, ce qui constitue un atout majeur pour son acceptabilité sociale et son intégration durable dans les stratégies de

phytoremédiation. Les plants de *C. zizanioides* ont été obtenus auprès du centre agro-sylvo-forestier Souli situé dans la commune rurale de Bossa, tandis que ceux d'*A. gayanus* ont été collectés dans la commune de Loumbila, en zone périurbaine de Ouagadougou.

La présente étude est basée sur deux approches :

- (i) Une expérimentation ex situ sous serre, conduite avec les deux graminées, et
- (ii) Une expérimentation in situ sur des sols pollués par les rejets issus des activités d'exploitation minière artisanale de l'or.

L'expérimentation ex situ visait à comparer le potentiel épurateur de *C.zizanioides* reconnue sur le plan international pour ses capacités phytoremédiatrices, à celui d'une plante endogène *A.gayanus*, largement utilisée par les populations mais dont les aptitudes dépolluantes restent encore peu documentées. La conduite des essais en serre a permis de limiter l'influence des facteurs environnementaux, d'assurer des conditions contrôlées et de suivre avec précision les réponses morphologiques ainsi que les mécanismes de transfert et d'accumulation des éléments traces métalliques. En parallèle, l'expérimentation in situ constitue l'une des premières initiatives de mise en œuvre de la phytoremédiation à grande échelle sur des sols contaminés au Burkina Faso, offrant ainsi un cadre réaliste pour évaluer l'efficacité des espèces sélectionnées dans des conditions environnementales et pédologiques représentatives des sites miniers artisanaux.

Chapitre 2 : Expérimentation *ex situ* de la phytoremédiation des résidus miniers par *C.zizanioides* et *A.gyanus*

Le premier volet de cette étude correspond à l'expérimentation de la phytoremédiation en conditions contrôlées, réalisée sous serre au sein, de l'IRSAT. Cette phase pilote constitue un élément central de la démarche méthodologique, car elle permet de suivre avec précision les paramètres qui demeurent difficilement observables et maîtrisables directement sur les sites en environnement non contrôlé.

II.2.1. Dispositif expérimental *ex situ* de la phytoremédiation

II.2.1.1. Matériel utilisé pour la mise en place des pilotes

II.2.1.1.1. Origine et nature des substrats miniers utilisés pour l'expérimentation en conditions contrôlées

Les substrats miniers utilisés pour l'expérimentation de la phytoremédiation sous serre ont été prélevés sur le site de Nimbrogro. Ces substrats proviennent du site d'exploitation artisanale d'or de Kolo, situé à environ 8 km du village de Nimbrogro.

Le site de Kolo est exclusivement consacré à l'extraction du minerai aurifère brut, tandis que Nimbrogro est consacré uniquement au traitement du minerai par cyanuration dans des bassins artisanaux. Le minerai extrait à Kolo est d'abord transporté dans la commune rurale de Nimbrogro, où il est broyé mécaniquement jusqu'à obtention d'une poudre fine. Cette poudre est ensuite lavée sur un sluice, selon le procédé traditionnel de l'exploitation minière artisanale (EMA), afin de séparer les particules aurifères du reste du minerai. Les boues résiduelles issues de cette étape de lavage gravimétrique, une fois déshydratées, sont considérées comme des substrats non pollués, car elles n'ont pas encore été en contact avec des réactifs chimiques. Cependant, dans le but d'optimiser la récupération de l'or, ces boues sont soumises à un traitement chimique par cyanuration, répété jusqu'à trois cycles successifs.

Lorsque le taux de récupération devient nul, les boues cyanurées sont évacuées et entreposées à proximité des bassins de cyanuration, formant des monticules de résidus miniers constituant ainsi le centre de dispersion des polluants métalliques dans l'environnement. Ces rejets, exposés aux eaux de ruissellement, contribuent à la pollution des sols, des eaux de surface et des nappes phréatiques environnantes.

Ainsi, deux types de substrats distincts ont été utilisés pour les essais de phytoremédiation :

- Substrats (boues) non pollués (NP) : boues récupérées après le lavage gravimétrique du minerai, non exposées à la cyanuration. Ces substrats, déshydratés et exempts de contamination chimique, ont été transportés à l'IRSAT pour servir de témoins (de référence) dans les essais sous serre ;
- Substrats (boues) pollués (P) : résidus miniers issus du traitement cyanuré des boues après lavage du minerai. Ces matériaux, enrichis en éléments traces métalliques et soumis au processus de lessivage saisonnier, sont représentatifs des substrats contaminés caractéristiques des zones impactées par l'exploitation aurifère artisanale.

Les deux types de substrats, non pollués et pollués, ont été conditionnés dans des sacs de 100 kg à l'aide d'une pelle manuelle, puis acheminés à l'IRSAT, au sein du Département Substances Naturelles (DSN), pour être utilisés dans les expérimentations en conditions contrôlées.

II.2.1.1.2. Caractérisation physico-chimique initiale des substrats miniers

Avant la mise en place de l'expérimentation *ex situ* de la phytoremédiation, une caractérisation initiale des substrats miniers utilisés a été réalisée afin d'établir un état de référence des propriétés physiques, hydriques et physico-chimiques des substrats. Cette étape visait à documenter les caractéristiques initiales des substrats et à garantir la comparabilité des résultats obtenus au cours du suivi expérimental. Les analyses ont porté sur les substrats pollués et non pollués issus du même matériau minier brut, avant et après traitement chimique. Le substrat pollué, constituant la matrice principale de l'étude de phytoremédiation, a fait l'objet d'une caractérisation incluant les propriétés physiques, hydriques et chimiques, nécessaires à l'évaluation du comportement du système sol-plante. Le substrat non pollué, utilisé comme référence biologique, a été caractérisé sur le plan chimique afin d'assurer une base de comparaison fiable pour l'analyse de la croissance végétale et des indicateurs de performance phytoremédiatrice. La caractérisation initiale des substrats est présentée dans le Tableau 4, qui regroupe les valeurs moyennes des paramètres mesurés avant l'implantation des plantes. Ces données constituent le référentiel méthodologique à partir duquel sont examinées la dynamique des éléments traces métalliques et l'efficacité du processus de phytoremédiation au cours de l'expérimentation.

Tableau 4. Caractéristiques physico-chimiques initiales du substrat minier utilisé pour l'expérimentation ex situ

Paramètres	Substat Non pollué (NP)	Substat pollué (P)
Propriétés physiques		
Argile (%)	ND	9,71 ± 0,13
Limons (%)	ND	10,29 ± 0,67
Sables (%)	ND	80,01 ± 0,54
Densité apparente (g·cm ⁻³)	ND	1,48 ± 0,04
Densité réelle (g·cm ⁻³)	ND	2,50 ± 0,01
Porosité totale (%)	ND	41,11 ± 0,90
Paramètres hydriques		
Capacité au champ (pF 2,5) (%)	ND	14,93 ± 0,59
Point de flétrissement (pF 4,2) (%)	ND	5,09 ± 0,25
Réserve utile (RU) (%)	ND	9,84 ± 0,64
Réaction du sol		
Conductivité électrique (dS·m ⁻¹)	0,067 ± 0,016	0,055 ± 0,004
pH eau	5,91 ± 0,15	4,85 ± 0,07
Carbone et matière organique		
Matière organique (%)	0,768 ± 0,055	0,370 ± 0,008
Carbone total (%)	0,446 ± 0,032	0,215 ± 0,005
Azote total (%)	0,0515 ± 0,0035	0,0265 ± 0,0007
Rapport C/N	9 ± 0	14 ± 0
Éléments totaux		
Potassium total (mg·kg ⁻¹ MS)	1838 ± 132	1448 ± 60
Calcium total (mg·kg ⁻¹ MS)	1064 ± 116	291 ± 8
Magnésium total (mg·kg ⁻¹ MS)	485 ± 4	174 ± 3
Sodium total (mg·kg ⁻¹ MS)	125,6 ± 2,7	95,6 ± 2,7
Complexe adsorbant		
Calcium échangeable (Ca ²⁺ , cmol(+)/kg)	2,88 ± 0,23	1,92 ± 0,23
Magnésium échangeable (Mg ²⁺ , cmol(+)/kg)	0,89 ± 0,22	1,06 ± 0,38
Potassium échangeable (K ⁺ , cmol(+)/kg)	0,18 ± 0,00	0,18 ± 0,00
Sodium échangeable (Na ⁺ , cmol(+)/kg)	0,13 ± 0,02	0,07 ± 0,06
Somme des bases (cmol(+)/kg)	4,07 ± 0,04	3,22 ± 0,66
Capacité d'échange cationique (CEC, cmol(+)/kg)	5,78 ± 0,35	6,33 ± 1,34
Taux de saturation (%)	70,5 ± 3,5	51 ± 0

Les valeurs correspondent aux moyennes ± écart-type de trois répétitions analytiques (n = 3)
ND : Non Déterminé. Les paramètres physiques/hydriques n'ont pas été mesurés sur le substrat non pollué (NP)

II.2.1.1.3. Caractérisation granulométrique des matériaux utilisés

Les substrats utilisés pour la mise en œuvre de la phytoremédiation ont été disposés sur un massif de support à structure granulométrique différenciée, conçu afin d'assurer la stabilité physique, la porosité, et le drainage interne du dispositif expérimental. Trois types de matériaux représentés à la **Figure 37** ont été sélectionnés et caractérisés par analyse granulométrique : les graviers grossiers, les gravillons, et le sable de rivière.

- **Graviers grossiers (12,5 - 30 mm de diamètre) :** l'analyse granulométrique montre une distribution dominée par des particules de tailles comprises entre 12,5 et 30 mm, représentant plus de 99 % de la masse totale. Le $D_{90} = 28,3$ mm indique que 90 % des grains ont un diamètre inférieur ou égal à 28,3 mm, traduisant une granulométrie homogène et bien calibrée. Cette fraction grossière, présente une perméabilité et une aération interne élevée, favorisant le drainage des excès d'eau et la prévention des phénomènes d'asphyxie racinaire ;

- **Gravillons (8 - 25 mm de diamètre) :** le matériau intermédiaire est constitué de gravillons, dont la granulométrie est comprise entre 8 à 12,5 mm, représentant environ 70 % de la masse totale. Le D_{90} montre que 90 % des particules sont inférieures à 22,04 mm, ce qui classe ce matériau dans la catégorie des graviers fins à moyens. Sa texture relativement homogène assure à la fois une bonne stabilité mécanique et une porosité suffisante, garantissant une bonne transition hydraulique et mécanique entre les graviers grossiers de la base et le sable de surface ;

- **Sable de rivière (0,25 - 2 mm de diamètre) :** le sable de rivière utilisé comme matériau de surface a une granulométrie étalée entre 0,25 et 2 mm, dominée par les fractions 0,25 à 1 mm, représentant plus de 55 % de la masse totale. Le D_{90} indique que 90 % des particules ont un diamètre inférieur à 1,02 mm, caractérisant un sable moyen à grossier bien gradué. La faible proportion de fines ($< 0,112$ mm, soit $\approx 1,8$ %) réduit le risque de colmatage, tout en assurant une rétention hydrique superficielle, favorable à la germination et au développement des racines.

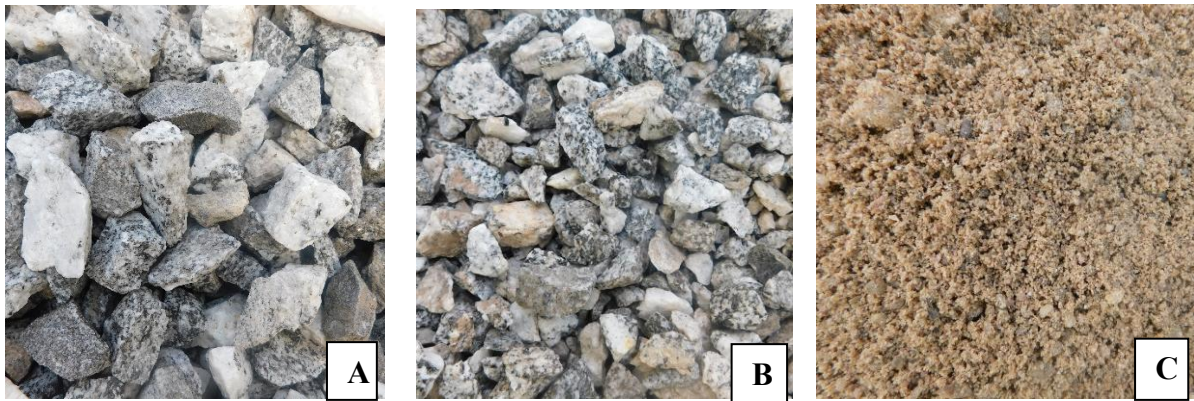


Figure 37. Les matériaux de support (A=gravier grossier, B=gravillons, C=sable de rivière)

II.2.1.2. Conception du dispositif expérimental

II.2.1.2.1. Le dispositif expérimental

Le dispositif expérimental comprend trois principales modalités, différenciées selon le type de substrat et la présence ou non d'espèce végétale. Ainsi, nous avons :

- NP : Substrat non pollué et planté ;
- P : Substrat pollué et planté ;
- PNP : Substrat pollué et non planté.

Les modalités plantées (P et NP) ont été constituées avec *C. zizanioides* et *A. gayanus*. Chaque modalité a été répétée trois fois pour chaque période de prélèvement, afin d'assurer la reproductibilité statistique et la robustesse des analyses.

Une codification a été adoptée pour distinguer les modalités selon l'espèce végétale utilisée. Ainsi, pour *C. zizanioides*, le traitement pollué planté est noté CZ_P, et le traitement non pollué planté CZ_NP. De même, les modalités correspondant à *A. gayanus* sont notées AG_P et AG_NP. L'ensemble des unités expérimentales a été disposé de manière aléatoire (randomisée) sur une surface totale de 6 m × 3 m afin de minimiser les effets de position et d'assurer l'homogénéité des conditions de culture au sein de la serre.

II.2.1.2.2. Préparation des pots expérimentaux

Le dispositif expérimental a été constitué de 75 pots en polyéthylène d'une capacité de 30 L chacun, mesurant 25 cm de diamètre et 40 cm de hauteur. Ce volume a été choisi afin d'offrir un espace suffisant au développement racinaire, tout en facilitant la gestion du dispositif en serre. Chaque pot a été perforé à la base par un orifice cylindrique de 5 mm de diamètre, permettant à la fois la collecte du percolat et la prévention de la stagnation hydrique. La

stratification interne des pots présentée à la **Figure 38** a été conçue pour reproduire, en conditions contrôlées, un milieu favorable au développement racinaire et au fonctionnement des processus de phytoremédiation. Ainsi, de la base vers la surface, les couches ont été disposées comme suit :

- Une couche de 5 cm de graviers grossiers, destinée à assurer le drainage de l'eau et l'aération à la base du pot ;
- Une couche de gravillons de 3 cm, jouant le rôle de barrière mécanique pour limiter la migration des particules fines vers le fond ;
- Une couche de sable de 7 cm, servant de séparateur pour empêcher l'infiltration des particules fines de résidus miniers vers les couches inférieures ;
- Enfin, une couche supérieure de 20 cm, constituée soit de résidus miniers pollués, soit de substrat non pollué, selon la modalité expérimentale (P, NP ou PNP).

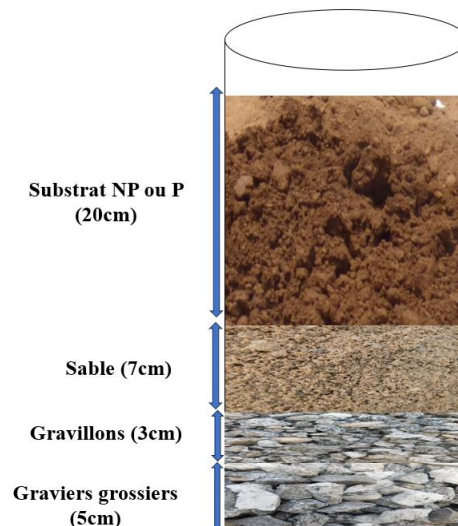


Figure 38. Stratification interne des pots

II.2.1.2.3. Repiquage des plants

Les plantules de chaque espèce végétale **Figure 39** préalablement reproduits en pépinière ont été fauchées à une hauteur de 20 cm, aussi bien pour la partie aérienne que pour le système racinaire, afin d'homogénéiser le matériel végétal avant transplantation. Les plants ont été transplantés dans les pots le 15 aout 2023 selon le mode traditionnel du repiquage du riz (**Figure 40**). Un total de 30 pots par espèce végétale a été mis en place (Figure 41).



Figure 39. Photographie de la plantule faucardée du vétiver



Figure 40. Transplantation plantules



Figure 41. Ensemble des pots plantés à *C.zizanioides*

L'ensemble des pots a été disposé selon un dispositif en blocs complets randomisés sur un support métallique installé sous serre (**Figure 42**).



Figure 42. Photographie du dispositif expérimental

Ce dispositif a été retenu pour limiter les biais expérimentaux et minimiser les effets liés à la position des unités expérimentales. Après la mise en place du dispositif, chaque pot a été alimenté chaque deux jours par une charge hydraulique équivalente à 4,33 mm, déterminée à partir de la pluviométrie moyenne annuelle de Ouagadougou (environ 768 mm/an) et de la surface des pots répartie sur une base annuelle. Ce régime hydrique a été défini afin de simuler un apport en eau réaliste en climat sahélien, en assurant à la fois le maintien de l'humidité du substrat et l'exposition des plantes à un stress hydrique représentatif des conditions naturelles.

Il permet ainsi de reproduire les conditions pluviométriques moyennes observées à Ouagadougou au cours de la dernière décennie, garantissant la pertinence environnementale de l'expérimentation.

Au temps initial (T0), l'expérimentation comprenait un total de 75 pots, constituant ainsi le dispositif de base pour l'essai en vase de végétation conduit sur une durée totale de 18 mois (Figure 43).



Figure 43. Vue générale de la serre expérimentale

II.2.2. Evaluation de la croissance des plants

Après la mise en place des pilotes expérimentaux, une phase de suivi a été engagée un mois après la transplantation des plants. Ce suivi visait à évaluer simultanément l'évolution des performances morphologiques des plants et la dynamique temporelle des éléments traces métalliques (ETM) au sein des substrats. Il a permis de suivre la réponse physiologique des espèces végétales aux conditions édaphiques imposées par les résidus miniers, et de caractériser la progression du processus de phytoremédiation tout au long de l'expérimentation.

II.2.2.1. Suivi morphologique de *C. zizanioides* et *A. gayanus*

Le suivi morphologique des pilotes a consisté à mesurer les paramètres allométriques de croissance des plants à partir de 30 jours après la transplantation des plants dans les pots plantés. En effet, cette étape a consisté au relevé des mesures bimensuelles des paramètres morphologiques, indicateurs de la croissance des végétaux pour toutes les modalités plantées pendant 18 mois. Il s'agit du :

✓ Nombre de feuilles vertes : le principe a consisté à diviser la touffe de la plante en quatre parts et à effectuer le dénombrement de chaque part. Le nombre total de feuilles vertes de chaque pot à une date donnée est ainsi obtenu, en faisant la sommation des quatre parts ;

✓ Nombre de nouvelles feuilles : le décompte des nouvelles feuilles suit le même principe que celui des feuilles vertes, mais ce sont uniquement les nouvelles pousses de feuilles qui sont dénombrées ;

✓ Hauteur de la plante : un double décimètre a été utilisé pour mesurer la hauteur de la tige. A partir de la base du rhizome, la mesure est effectuée jusqu'à la pointe des feuilles terminales. 2 à 3 tiges ont été étiquetées dans chaque pot pour le suivi de la hauteur des plantes ;





















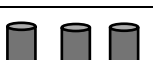
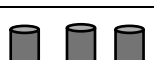


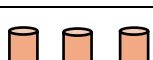
✓ La circonférence des plants : toutes les feuilles et les tiges sont regroupées au niveau de la base, et à l'aide du décimètre, la mesure du pourtour de la plante est relevée.

Ce suivi morphologique a permis de caractériser la dynamique de croissance végétative des deux espèces testées en fonction des modalités expérimentales tout au long de la période d'essai.

II.2.2.2. Campagnes de prélèvement des plantes

Afin de suivre la dynamique temporelle des ETM dans les substrats, et selon la variabilité climatique observée, cinq campagnes d'échantillonnage (C1, C2, C3, C4 et C5) ont été réalisées à différents temps T1, T2, T3, T4 et T5, correspondant à 6, 9, 12, 15 et 18 mois respectivement. Le **Tableau 5** présente le dispositif expérimental, le plan d'échantillonnage ainsi que les différentes saisons climatiques, notamment la saison des pluies, la saison sèche chaude et la saison sèche froide, couvrant l'ensemble de la période d'expérimentation.

Tableau 5. Planification des campagnes de prélèvements

Durée (Mois)	Modalité plantée				Modalité non plantée	Saison climatique correspondante			Nombre de pots / N° de campagne
	Substrats miniers plantés P		Substrats non pollués plantés NP		Substrats miniers non plantés PNP	Sèche froide	Sèche chaude	Pluvieuse	
	<i>C. zizanioides</i>	<i>A. gayanus</i>	<i>C. zizanioides</i>	<i>A. gayanus</i>	Non plantés				
6						X	X		15 / C1
9							X	X	15 / C2
12							X	X	15 / C3
15						X	X		15 / C4
18						X	X	X	15 / C5
	Totaux pots								75

Campagnes C1 à C5 réalisées au cours de l'expérimentation en conditions contrôlées sous serre en fonction de saisons climatiques sahéliennes correspondantes (sèche froide, sèche chaude et pluvieuse) sur une période totale de 18 mois.

Lors de chaque campagne, trois pots par modalité (NP et P) et par espèce végétale ont été retirés du dispositif pour la récolte des plantes. Les plantes entières sont récoltées individuellement par pot (**Figure 44**), et la biomasse est séparée du substrat. Les racines et les feuilles sont d'abord bien nettoyées de l'excès de sols, et ensuite lavées à l'eau claire puis séchées à la température ambiante du laboratoire. Les racines et les feuilles sont mesurées à l'aide d'un décimètre (**Figure 45**). Les biomasses aériennes et racinaires sont ensuite séparées et séchées dans l'enceinte du laboratoire à la température ambiante pendant 48 h.



Figure 44. Récolte plante entière



Figure 45. Mensuration du vétiver

Le poids frais total (FW) de la biomasse foliaire et racinaire des plantes ainsi obtenus a été déterminé par pesée sur une balance analytique. Les échantillons ont ensuite été séchés à l'étuve à 80 °C pendant 48 heures, afin d'obtenir la matière sèche (DW) des biomasses aériennes et racinaires, conformément à la méthode décrite par Banerjee et al. (2019).

Ces prélèvements ont conduit à la détermination des facteurs de tolérance et d'efficacité du système racinaire des végétaux dans les conditions expérimentales.

L'indice de tolérance (TI) exprimé en pourcentage est calculé selon la formule (A) de (Wilkins, 1978) pour la détermination de la capacité de *C. Zizanioides* à survivre non seulement dans des résidus miniers mais aussi sous climat sahélien.

Le pourcentage relatif de la teneur en eau (% de la teneur en eau) a également été mesuré selon la méthode (B) de (J. Chen et al., 2009).

La longueur racinaire spécifique (SRL) est calculée (C) comme le rapport entre la longueur de la racine sur le poids de la racine (Merkl et al., 2005).

L'indice de tolérance (TI), exprimé en pourcentage, a été calculé selon la formule (A) proposée par (Wilkins, 1978). Cet indice permet d'évaluer la capacité des végétaux à survivre non seulement dans des résidus miniers, mais aussi sous climat sahélien.

Le pourcentage relatif de la teneur en eau (RWC) a également été mesuré selon la méthode (B) de (J. Chen et al., 2009) afin d'apprécier l'état hydrique des plantes en conditions de stress.

Par ailleurs, la longueur racinaire spécifique (LRS) est calculée selon la formule (C) comme étant le rapport entre la longueur de la racine sur le poids de la racine selon la méthode de (Merkl et al., 2005). Cet indicateur renseigne sur la stratégie d'exploration racinaire et la capacité des plantes à optimiser l'absorption des éléments nutritifs et des métaux contenus dans les substrats contaminés.

$$TI(\%) = \frac{\text{Biomasse sèche (résidus miniers)}}{\text{Biomasse sèche (sols non pollué)}} * 100 \quad (\text{A})$$

$$RWC(\%) = \frac{(FW - DW)}{FW} * 100 \quad (\text{B})$$

$$LRS = \frac{\text{Longueur des racines}}{\text{Poids des racines}} \quad (\text{C})$$

II.2.2.3. Prélèvements et préparation des substrats

Les résidus miniers contenus dans les pots après la récolte des plantes ont été également retirés, homogénéisés puis laissés à sécher à la température ambiante pendant une semaine afin de réduire leur teneur en humidité. Les substrats ainsi obtenus par pot ont ensuite été séchés à l'étuve à 40 °C, puis broyés finement à une granulométrie de 1 µm. Les échantillons ont enfin été conditionnés dans des sachets hermétiques en vue de leur analyse chimique au laboratoire. Cette procédure visait à garantir l'homogénéité, la représentativité et la comparabilité des échantillons, conditions essentielles à la fiabilité des analyses de teneurs en ETM.

II.2.2.4. Paramètres de croissance des plantes

Le suivi de l'évolution des indicateurs de croissance des plantes, pour chaque modalité et selon chaque paramètre mesuré a été réalisé à partir du calcul des indices de croissance relative (RGI), dérivés du taux de croissance relatif (RGR) à chaque date de relevé.

Le RGR (D) est déterminé à chaque date de relevé, à partir des mesures bimensuelles réalisées durant les 18 mois d'expérimentation, selon la formule proposée par (Merkl et al., 2005).

Le RGR des différents paramètres suivis est déterminé selon l'hypothèse qu'il n'existe pas de valeur nulle de RGR, la valeur minimale est égale à celle de l'incertitude expérimentale. La valeur de RGI (E) est alors calculée suivant le rapport RGR de la modalité polluée sur le RGR de la modalité non polluée. L'incertitude associée à chaque RGR est calculée en considérant la valeur moyenne du paramètre considéré de toute la période expérimentale excepté les valeurs nulles.

$$RGR = \frac{(\ln V2 - \ln V1)}{t2 - t1} \quad (D)$$

Où :

V1 et **V2** correspondent aux valeurs du paramètre de croissance considéré respectivement aux temps **t1** et **t2** ;

t2 - t1 représente un intervalle de deux semaines ;

L'indice de croissance relative (RGI) exprime le rapport entre les taux de croissance relatives mesuré dans les modalités polluées (PP) et ceux des témoins (NP). Un RGI proche de 1 indique une absence de différence significative entre les modalités polluées et non polluées. En revanche, plus la valeur du RGI s'éloigne de 1, plus l'écart entre ces modalités est significatif, indiquant alors une influence de la pollution sur la croissance du paramètre considéré.

$$RGI = \frac{RGRp}{RGRnp} \quad (E)$$

II.2.3. Evaluation de l'efficacité phytoremédiatrice des plantes

L'efficacité de la phytoremédiation de *C. zizanioides* et *A. gayanus* a été évaluée à l'aide d'indicateurs complémentaires permettant d'apprécier non seulement la réduction de la pollution dans

le sol mais également la capacité des plantes à absorber et à transloquer au sein des tissus végétaux ainsi que le potentiel propre de chaque espèce.

II.2.3.1. Efficacité (E) de remédiation des éléments traces métalliques

La réduction des teneurs en métaux dans les substrats a été évaluée en comparant les concentrations initiales (C_i) et finales (C_f) mesurées dans les substrats à chaque campagne de prélèvements, selon la relation (F) proposée par Badmus et al. 2007 et reprise par Mellem et al. 2014 :

$$E = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad (F)$$

Avec :

- E= efficacité d'élimination des métaux dans les substrats (%) ;
- C_i = concentration initiale du métal dans le substrat (mg/kg) ;
- C_f = concentration finale du métal dans le substrat (mg/kg).

Aucune perte significative d'ETM par percolation n'a été observée durant l'expérimentation, le régime d'arrosage étant strictement contrôlé. Un unique épisode ponctuel de percolat a été enregistré le 2 mai 2023 à la suite d'un arrosage non conforme, sans incidence significative sur l'ensemble des résultats.

La détermination de l'efficacité de remédiation permet d'exprimer en pourcentage la réduction du taux des ETM et de quantifier l'efficacité globale du système plante-sols dans la dépollution. Dans notre contexte sahélien, cette mesure revêt une importance particulière, car elle permet de juger de la pertinence d'une application *in situ*, là où les pressions environnementales et anthropiques sur les sols agricoles sont fortes.

II.2.3.2. Facteur de bioconcentration (BCF)

Le facteur de bioconcentration (BCF) est un indicateur clé permettant d'évaluer la capacité d'une plante à accumuler les éléments traces métalliques (ETM) ou d'autres polluants persistants directement depuis les sols. Dans cette étude, le BCF a été calculé à partir de la concentration totale du métal dans la biomasse, obtenue en additionnant les concentrations mesurées dans les racines, les tiges et les feuilles au moment de la récolte. Il correspond au rapport entre la concentration totale dans la biomasse végétale et celle mesurée dans le substrat à la même période de prélèvement. Un BCF élevé (>1) traduit une forte aptitude d'absorption, caractéristique des plantes dites hyperaccumulatrices. Ce

paramètre est largement utilisé pour le choix des espèces à potentiel phytoremédiateur (Hazrat et al., 2013; Q. Wu et al., 2011). Le BCF se calcule selon la relation suivante (Ghosh et al., 2015) :

$$BCF = \frac{[\text{Métal}] \text{ racines} + [\text{Métal}] \text{ aérien}}{[\text{Métal}] \text{ dans les sols}}$$

II.2.3.3. Facteur de translocation (TF)

Le facteur de translocation (TF) exprime la capacité d'une plante à transférer les métaux absorbés par les racines vers les parties aériennes. Il permet ainsi de distinguer les mécanismes dominants de phytoremédiation :

- TF > 1 : phytoextraction privilégiée ;
- TF < 1 : phytostabilisation dominante.

Le TF est calculé selon la formule ci-dessous (Ghosh et al., 2015) :

$$TF = \frac{[\text{Métal}] \text{ dans les parties aériennes}}{[\text{Métal}] \text{ dans les racines}}$$

II.2.3.4. Potentiel de phytoremédiation des plantes (P)

Le potentiel de phytoremédiation constitue un indicateur clé pour évaluer la capacité réelle d'une espèce végétale à dépolluer un sol contaminé par les ETM. Contrairement aux simples mesures de réduction des teneurs dans le sol, ce paramètre prend en compte l'efficacité intrinsèque de la plante, indépendamment de l'action de la microflore associée à sa rhizosphère. En ce sens, il permet d'isoler l'effet spécifique de chaque espèce testée et de comparer objectivement leurs performances. Le potentiel de phytoremédiation se calcule à partir de la formule suivante utilisée par Nguemte (2019):

$$P = \frac{E_p - E_n}{E_p} \times 100$$

Où :

P est le potentiel de phytoremédiation de l'espèce végétale, exprimé en pourcentage ;

E_p représente l'efficacité de remédiation observée dans les substrats plantés ;

E_n correspond à l'efficacité mesurée dans les substrats non plantés.

L'application de ce calcul dans le cas des ETM permet de distinguer clairement l'effet direct des espèces végétales sur les sols. Ce paramètre est donc particulièrement pertinent pour comparer des plantes de statuts écologiques différents, comme *C. zizanioides*, espèce largement reconnue pour ses capacités de phytoextraction et de phytostabilisation, et *A. gyanus*, plante locale encore peu étudiée mais dont le potentiel pourrait être valorisé dans des stratégies de restauration écologiquement adaptées.

II.2.4. Méthodes analytiques appliquées aux substrats miniers

II.2.4.1. Caractérisation physico chimique des substrats miniers

L'ensemble des analyses physico-chimiques des substrats miniers a été réalisé au Laboratoire Eau Environnement (LEE) de l'École Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg (ENGEES, France) certifié ISO 9001 pour ses prestations analytiques.

L'échantillonnage des substrats à chaque campagne a été conduit en suivant les prescriptions de la norme NF X31-100 (Qualité des sols - Échantillonnage) et conformément aux recommandations de la NF ISO 18400-102 (Qualité du sol - Principes de planification de l'échantillonnage). Ces référentiels méthodologiques garantissent la représentativité et la comparabilité des échantillons collectés. Des analyses physico-chimiques ont été conduites sur les résidus miniers, avant l'implantation de l'expérimentation, puis au cours des différentes campagnes de prélèvement après la phytoremédiation. Ces analyses visaient à caractériser les propriétés des substrats et à mieux comprendre la dynamique des éléments traces dans les conditions sahéliennes. Les mesures du potentiel hydrogène (pH) et de conductivité électrique (CE) ont été effectués par méthode électrométrique à l'aide d'un multiparamètre WTW, conformément aux normes NF EN 15933 pour le pH et NF EN 27888 pour la conductivité électrique, sur extrait aqueux. Le potentiel rédox a été mesuré à l'aide d'une électrode combinée pH/redox SE 554 Memosens, connectée à un boîtier portable Portavo, selon une méthode électrochimique adaptée aux matrices solides.

La teneur en matière organique (MO) a été déterminée par méthode gravimétrique après incinération (Loss on Ignition, LOI), consistant en un séchage à 105 °C suivi d'une calcination à 450 °C, conformément à la norme NF EN 13039. La capacité d'échange cationique (CEC), indicatrice du pouvoir de rétention des cations par le sol, ainsi que les ions majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et K^+) ont été déterminés sur extraits par chromatographie ionique, selon la norme NF EN ISO 14911.

Par ailleurs, les teneurs en azote total Kjeldahl (NTK) ont été analysées après minéralisation acide, distillation et titrimétrie, conformément à la norme NF EN 25663. Les formes minérales de

l'azote (NO_2^- et NO_3^-), ainsi que le carbone organique total (COT), ont également été déterminées selon les protocoles analytiques standards du LEE de l'ENGEES.

Les essais de lixiviation des substrats ont été réalisés selon la norme ISO/TS 21268-1, reposant sur des étapes successives de pesée, d'agitation en milieu aqueux et de filtration, afin d'évaluer le comportement potentiel des éléments mobiles.

L'ensemble des méthodes analytiques, des normes appliquées et des équipements utilisés est présenté de manière détaillée en Annexe 1, afin d'assurer la traçabilité méthodologique et la reproductibilité des analyses.

II.2.4.2. Extractions séquentielles

Afin de mieux comprendre la mobilité, la biodisponibilité potentielle et les mécanismes de transfert des ETM présents dans les résidus miniers, une extraction séquentielle a été réalisée selon le protocole normalisé du Bureau Communautaire de Référence (BCR). Cette méthode est largement utilisée pour la caractérisation opérationnelle de la spéciation des métaux dans les sols et les résidus miniers, car elle permet de relier les différentes formes chimiques des éléments aux processus physico-chimiques contrôlant leur comportement environnemental. Le schéma BCR distingue quatre fractions successives correspondant à des modes de liaison spécifiques des métaux dans la matrice solide :

F1 : la fraction échangeable et acido-soluble, associée aux carbonates et considérée comme la plus mobile ;

F2 : la fraction réductible, liée principalement aux oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse ;

F3 : la fraction oxydable, associée à la matière organique et aux sulfures, et ;

F4 : la fraction résiduelle, associée à la matrice minérale et réputée peu mobile.


L'ensemble des extractions séquentielles a été réalisé au LEE de l'ENGEES. Les extractions ont été conduites à température ambiante du laboratoire (25°C), sur une durée de 16 heures d'agitation continue (les nuitées), à l'aide d'un agitateur mécanique à double action (Edmund Bühler, modèle KL 2). A l'issue de chaque étape, l'extrait liquide a été séparé du résidu solide par centrifugation (20 minutes à 3000 tr/min). Le surnageant obtenu a été transféré dans des tubes en polypropylène et conservé à 4 °C jusqu'à l'analyse. Le résidu a ensuite été lavé par addition de 20 ml d'eau ultra pure, agité mécaniquement pendant 15 minutes puis centrifugé dans les mêmes conditions, afin d'éviter toute contamination croisée entre fractions successives. Les extraits issus des campagnes C1 et C2 ont été analysés au laboratoire FILAB (France), accrédité COFRAC ISO 17025, n° 1-1793 ce qui garantit la qualité, la compétence et la conformité des résultats selon les standards internationaux. Les extraits de la campagne C3 ont, quant à eux été analysés au laboratoire LEE. Les concentrations en Fe, Zn et As


ont été déterminées par spectrométrie d'émission atomique à plasma induit (ICP-AES), tandis que le mercure (Hg) a été quantifié par spectrométrie de masse à plasma induit (ICP-MS).

Le schéma détaillé du protocole d'extraction séquentielle, incluant la nature des réactifs et les conditions opératoires, est présenté en Annexe 2).

II.2.4.3. Extractions sélectives

Afin d'évaluer la mobilité et la biodisponibilité des métaux présents dans les résidus miniers, des extractions sélectives ont été réalisées en complément de la méthode séquentielle BCR appliquée aux substrats. Il s'agit de l'extraction au chlorure de calcium (CaCl_2 , 0,01 M) et de l'extraction à l'acétate d'ammonium (NH_4OAc) associée à l'Acide éthylène diamine tétra acétique (EDTA). L'ensemble des extractions sélectives a été réalisé au LEE de l'ENGEES, selon des protocoles normalisés. Les extraits ont ensuite été analysés au laboratoire LEE.

 **Extraction à l'acétate d'ammonium et à l'EDTA** : ce protocole, conforme à la norme ISO 31-120, permet d'estimer la quantité de métaux précipités dans les sols susceptibles d'être transférés vers les végétaux, autrement dit la fraction potentiellement biodisponible (A. Tessier et al., 1979). La solution extractante était composée de NH_4OAc $1,0 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ et de EDTA $0,01 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$, ajustée à $\text{pH } 7,00 \pm 0,05$ à l'aide d'acide acétique. L'extraction a consisté à mettre en contact 5 g de sols avec une solution extractante composée d'EDTA, d'acétate de sodium et d'eau ultra pure, sous agitation à température ambiante pendant 2 heures. Après centrifugation, le filtrat est récupéré pour analyse. Parallèlement, des blancs analytiques sont réalisés dans les mêmes conditions afin de contrôler la qualité analytique.

 **Extraction au chlorure de calcium (CaCl_2)** : cette extraction est utilisée pour estimer la fraction immédiatement biodisponible et la plus facilement mobilisable des métaux présents dans les sols. Elle cible principalement les formes ioniques libres ou faiblement adsorbées sur les surfaces minérales. Elle constitue un indicateur pertinent de la mobilité instantanée des métaux dans la solution du sol (Houba et al., 2000 ; Fuentes et al., 2006 ; Fuentes et al., 2008 ; Houba et al., 2014). Le protocole a consisté à mettre en contact 2 g de sols avec 20 ml d'une solution de CaCl_2 à 0,01 M, sous agitation, à température ambiante pendant 3 heures. Après centrifugation, le surnageant a été récupéré dans des tubes en polypropylène et conservé à $4 \text{ }^\circ\text{C}$ jusqu'à l'analyse.

II.2.4.4. Détermination des teneurs totales des ETM

Afin de valider les résultats analytiques issus des extractions séquentielles, une digestion acide totale des résidus miniers a été réalisée à l'aide d'eau régale, suivant un protocole dérivé de la norme ISO 11466 et similaire à l'étape 4 de la méthode BCR.

Pour chaque échantillon, une prise d'essai de $1,000 \pm 10^{-3}$ g, en triple, a été introduite dans des matras en verre. Après addition de 1 ml d'eau ultrapure, 15 ml de HCl et 5 ml de HNO₃ ont été versés, puis les récipients ont été fermés avec des réfrigérants et laissés à température ambiante pendant 16 heures. La digestion a ensuite été poursuivie par chauffage à 105 °C durant 2 heures. Les solutions obtenues ont été refroidies, filtrées, puis complétées à 50 ml dans des fioles jaugées avec de l'eau ultrapure. Des blancs analytiques ont été préparés et traités selon le même protocole afin d'assurer la fiabilité des résultats.

Les concentrations totales en fer (Fe), zinc (Zn) et arsenic (As) ont été déterminées par spectrométrie d'émission atomique à plasma induit (ICP-AES), tandis que le mercure (Hg) a été analysé par spectrométrie de masse à plasma induit (ICP-MS) au laboratoire FILAB (France).

❖ Contrôle de la qualité analytique

La détermination de la teneur totale par digestion à l'eau régale a permis de vérifier la cohérence et le rendement des analyses séquentielles obtenues par la méthode BCR. Le pourcentage de récupération a ensuite été calculé selon la relation suivante :

$$\text{Récupération (\%)} = \frac{\sum(\text{fractions BCR})}{\text{Teneur totale (eau régale)}} \times 100$$

Cet indicateur de récupération est couramment utilisé pour évaluer la qualité des extractions séquentielles et assurer la justesse des données analytiques (Rauret et al., 1999; Ure et al., 2013).

La digestion acide totale constitue une étape de validation indispensable dans l'évaluation des ETM. Elle permet en effet de comparer les teneurs obtenues par la méthode séquentielle BCR avec les teneurs globales mesurées, et de vérifier la cohérence des résultats analytiques. Le calcul du pourcentage de récupération offre un indicateur de la qualité et de la fiabilité des données, en révélant d'éventuelles pertes ou surestimations au cours du fractionnement séquentiel. Cette étape est d'autant plus importante que les sols issus de résidus miniers présentent une hétérogénéité marquée et une complexité chimique élevée.

Les conditions expérimentales détaillées, incluant la préparation des solutions extractantes, les rapports solide/liquide et les paramètres opératoires des extractions sélectives, sont présentées en Annexe 3.

II.2.4.5. Méthodes statistiques

L'échantillonnage et les analyses chimiques ont été examinés en triple pour diminuer les erreurs et augmenter la reproductibilité expérimentale. Les données brutes, qu'il s'agisse des concentrations en ETM dans les sols, ou des paramètres morphologiques des plantes, ont été traitées sous Excel 2016 puis analysées à l'aide du logiciel R (version 3.3.1). La normalité et l'homogénéité des données ont été vérifiées avant l'application des tests statistiques. Lorsque les conditions étaient respectées, une ANOVA suivie du test post-hoc de Tukey HSD a été utilisée ; dans le cas contraire, des tests non paramétriques tels que Kruskal-Wallis et Wilcoxon-Mann-Whitney ont été privilégiés.

Les paramètres morphologiques et les indices de croissance (RGR, RGI, TI) ont été étudiés de la même manière, complétés par des analyses de régression et de corrélation (Pearson ou Spearman) pour explorer les relations entre croissance et teneurs en métaux. Le seuil de signification a été fixé à 5 % ($\alpha = 0,05$), et toute valeur de $p < 0,05$ a été considérée comme statistiquement significative.

Les représentations graphiques illustrant l'évolution temporelle des concentrations en ETM, les comparaisons entre modalités et la dynamique de croissance ont été réalisés sur R afin d'assurer des représentations précises et reproductibles.

II.2.5. Que retenir de la méthodologie de la technique de phytoremédiation *ex situ*

Les **Figure 46** et **Figure 47** présentent la synthèse de la démarche méthodologique mise en œuvre pour l'expérimentation de phytoremédiation *ex situ* et de l'évaluation du potentiel dépolluant des graminées testées. L'expérimentation *ex situ* s'est appuyée sur deux types de substrats polluée (P) et non polluée (NP) répartis en trois modalités : substrats pollués plantés, substrats non pollués plantés et pollués non plantés. Des échantillonnages périodiques de sols et de plantes ont été réalisés après 6, 9, 12, 15 et 18 mois de culture. Les analyses de laboratoire ont porté à la fois sur les teneurs totales en Fe, Zn, As et Hg, leur spéciation chimique par extraction séquentielles.

Le suivi bimensuel des paramètres morphologiques a permis de calculer les indices de croissance relative (RGR et RGI) et d'évaluer la tolérance physiologique des deux espèces face aux contraintes imposées par les substrats miniers. Parallèlement, les facteurs de bioconcentration (BCF) et de translocation (TF) ont été déterminés afin de caractériser la capacité d'accumulation et de transfert des métaux au sein des tissus végétaux. Enfin, le calcul de l'efficacité (E) et du potentiel de phytoremédiation (P) a permis d'évaluer quantitativement la performance globale de chaque espèce dans la réduction des teneurs métalliques des substrats et d'identifier les stratégies dominantes de phytoremédiation (phytoextraction ou phytostabilisation).

Dans son ensemble, cette approche intégrée combine les suivis agronomiques, analyses chimiques et indicateurs physiologiques pour fournir une évaluation complète du comportement des plantes vis-à-vis des métaux et de leur aptitude réelle à la dépollution des résidus miniers dans un contexte sahélien.

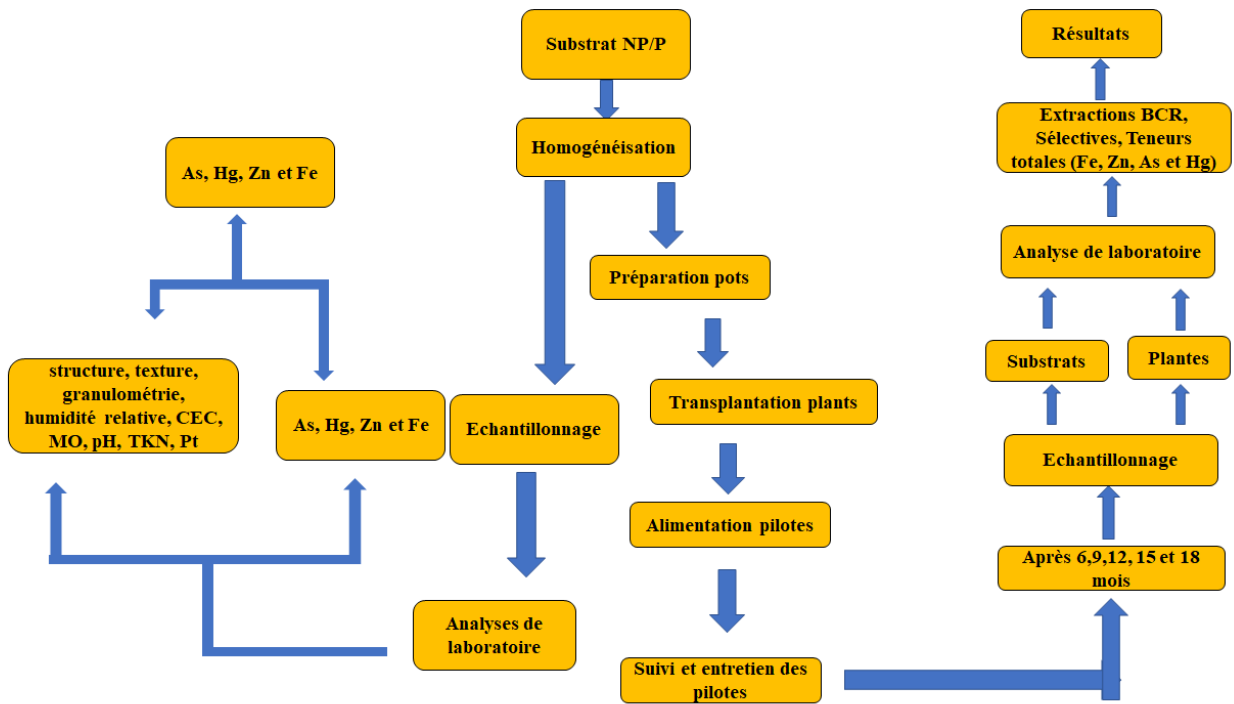
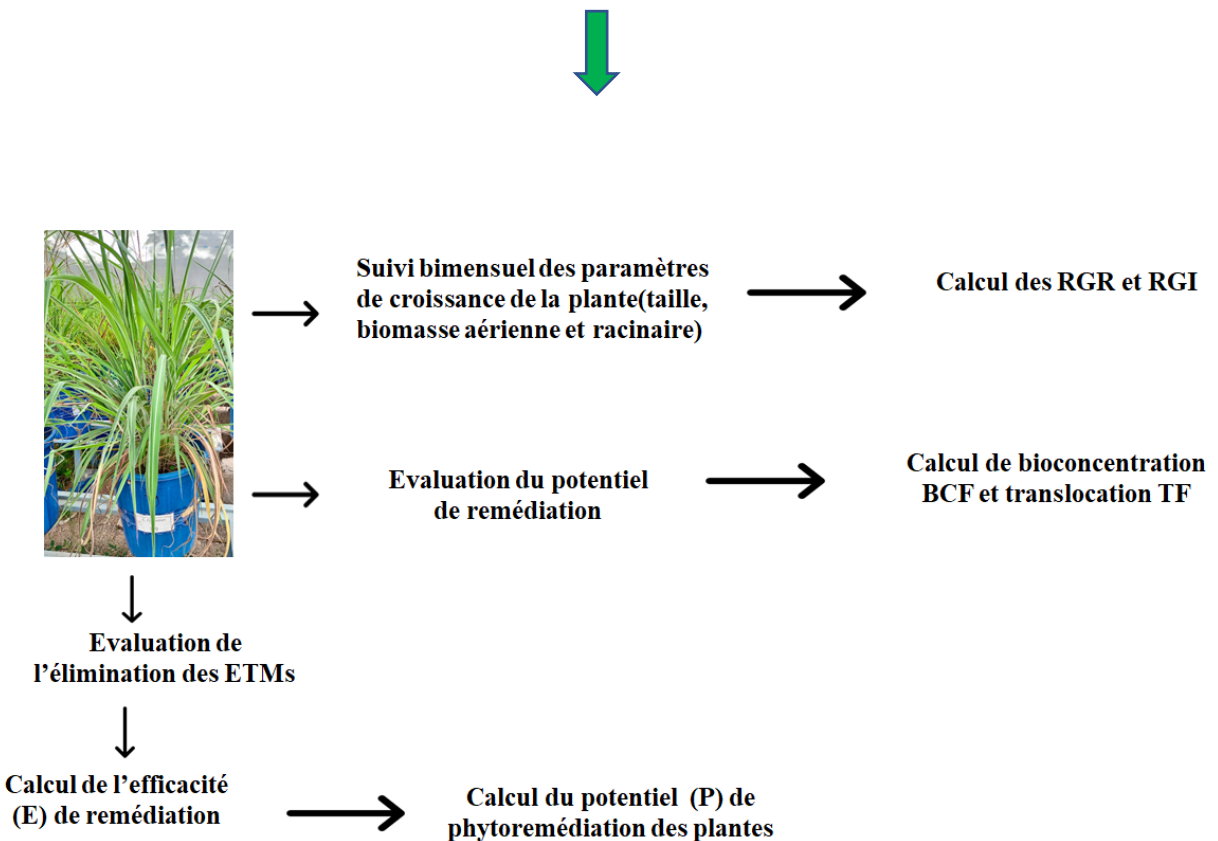


Figure 46. Schéma récapitulatif de la mise en œuvre de la phytoremédiation *ex situ*



Chapitre 3 : Expérimentation *in situ* de la phytoremédiation des sols pollués

II.3.1. Mise en œuvre de la phytoremédiation

La mise en œuvre de la phytoremédiation sur les sites d'expérimentation a reposé sur une démarche rigoureuse et harmonisée. Pour garantir la comparabilité des résultats, un protocole identique a été appliqué sur les deux sites. Le choix s'est porté exclusivement sur *Chrysopogon zizanioides* (L.) *Roberty*, communément appelé vétiver, reconnue pour son aptitude à tolérer des conditions édaphiques contraignantes notamment les sols pauvres en nutriments et en matière organique, compactés ou érodés, à pH extrêmes, soumis au stress hydrique, ou encore à accumuler divers ETM. L'utilisation d'une même espèce sur l'ensemble des sites permet non seulement de réduire les biais liés aux différences de végétation, mais également de mieux évaluer l'efficacité intrinsèque du vétiver comme outil de dépollution. Cette approche vise à obtenir des résultats scientifiquement comparables, tout en apportant une réponse concrète aux enjeux environnementaux posés par la contamination des sols dans les zones sahéliennes.

II.3.1.1. Production de la pépinière

Les plants de vétiver utilisés pour l'expérimentation ont été produits par éclats de souche, une technique de multiplication végétative couramment employée pour cette espèce. Le lot destiné au site de Nebia a été multiplié au Centre d'agroforesterie de Boassa, tandis que celui utilisé sur le site de Nimbogo a été reproduit à l'Institut de Recherche en Sciences Appliquées et Technologiques (IRSAT). La méthode de multiplication des plants a été identique pour les deux sites. En effet, les éclats de souche ont été repiqués individuellement dans des pots préalablement remplis d'un mélange homogène à raison de trois volumes de terre pour deux volumes de sable et un volume de compost (**Figure 48** et **Figure 49**). Après repiquage, les pépinières ont fait l'objet d'un entretien régulier comprenant un arrosage quotidien et un désherbage ponctuel au besoin. Cette phase a permis d'obtenir des plants vigoureux et homogènes au bout de deux mois et prêts pour le repiquage sur les sites expérimentaux. La **Figure 50** illustre le développement des plants un mois après le repiquage.



Figure 48. Photographie du repiquage des éclats de souche



Figure 49. Photographie des éclats de souche en pots



Figure 50. Photographie de vétiver un mois après repiquage

II.3.1.2. Prélèvement des échantillons de sols

Après l'identification des sites, un état initial de la pollution a été réalisé afin de caractériser le niveau de contamination avant la mise en œuvre de la phytoremédiation. Cette étape visait à déterminer les teneurs initiales en certains éléments traces métalliques (ETM) ainsi que les principales caractéristiques physico-chimiques des sols. Les prélèvements de sol ont été effectués selon un plan d'échantillonnage préétabli représenté sur les **Figure 51** et **Figure 52**, respectivement pour Nebia et Nimbrogro, de sorte à assurer une représentativité optimale de la surface étudiée sur chaque site.

Le maillage des points de prélèvement a été défini en tenant compte à la fois de la topographie du terrain, du sens naturel du ruissellement des eaux et de l'organisation spatiale des tranchées de

phytoremédiation. Sur les deux sites, les points d'échantillonnage ont été implantés selon une disposition régulière :

- Une équidistance moyenne de 6 m entre deux points successifs au niveau des tranchées,
- Et une équidistance d'environ 5 m pour les prélèvements réalisés hors tranchées, afin découvrir les zones inter-tranchées et d'intégrer la variabilité latérale de la contamination.

Cette stratégie visait à prendre en compte la redistribution potentielle des contaminants liée aux écoulements hydriques de surface et à la dynamique de dispersion des rejets miniers, comme illustré à la Figure 53.

Sur chaque point d'échantillonnage, les sols ont été prélevés à l'aide d'une tarière manuelle selon quatre horizons successifs : 0 - 10 cm, 10 - 20 cm, 20 - 30 cm et de 30 – 40cm de profondeur. Les quatre fractions ainsi prélevées sont ensuite homogénéisées afin de constituer, pour chaque point, un échantillon composite vertical, représentatif de la zone d'influence pédologique et des processus de migration des contaminants dans les horizons superficiels du sol. Cette approche permet de réduire la variabilité locale et de disposer d'un échantillon représentatif de la zone influence de chaque point de prélèvement. Ces échantillons composites ont ensuite été conditionnés dans des sacs de prélèvements, étiquetés et transportés au laboratoire pour les analyses physico-chimiques et minéralogiques prévues pour la caractérisation initiale des sols des sites expérimentaux. Au total, trente (30) prélèvements ont été réalisés sur le site Nebia, aboutissant à la formation de dix (10) échantillons composites. Sur le site de Nimbogo, 96 prélèvements élémentaires ont été effectués, permettant d'obtenir 32 échantillons composites, répartis en seize (16) échantillons au niveau des tranchées et seize (16) échantillons entre les tranchées.

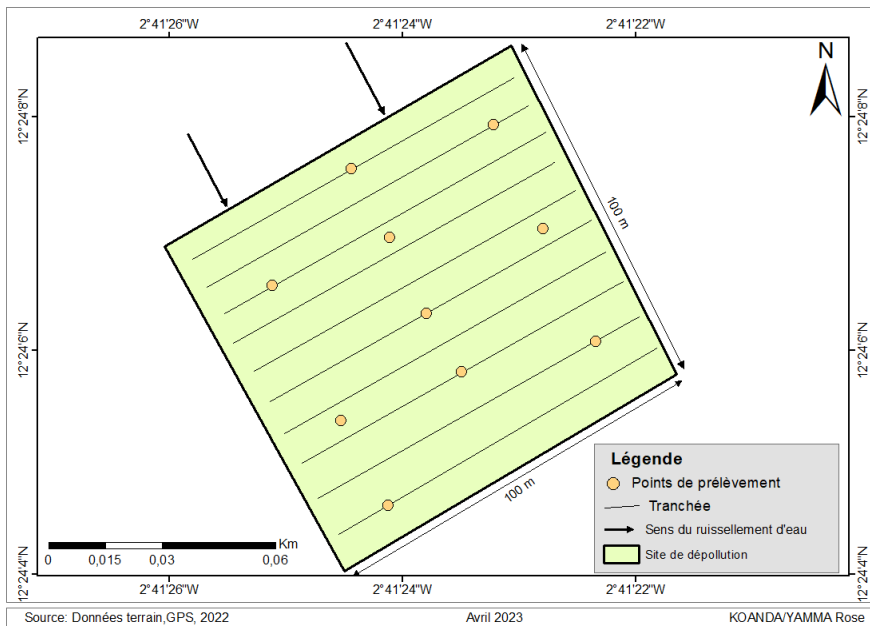


Figure 51. Plan d'échantillonnage du site de Nebia

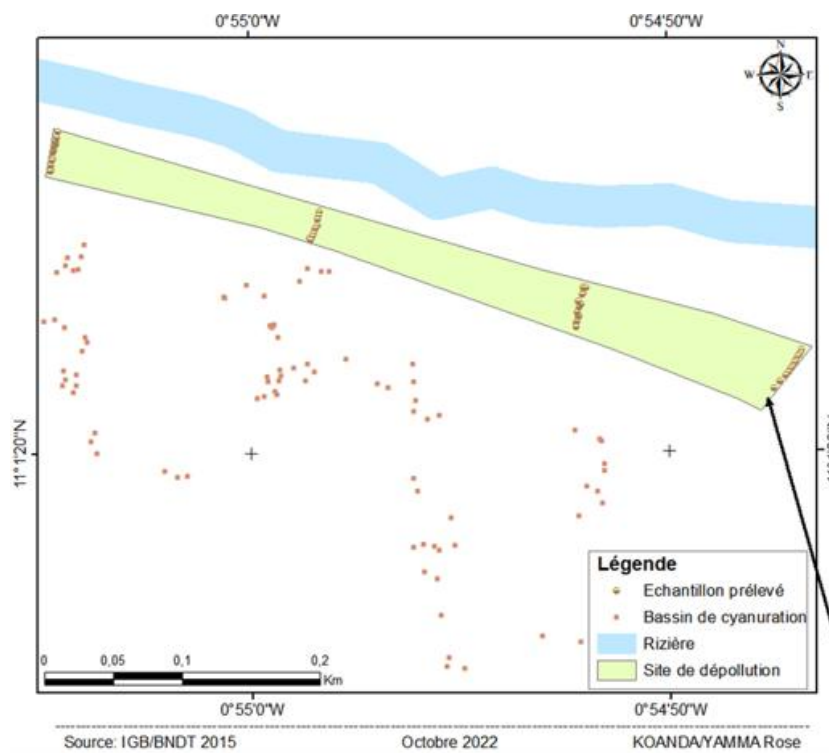


Figure 52. Plan d'échantillonnage à Nimbrogo

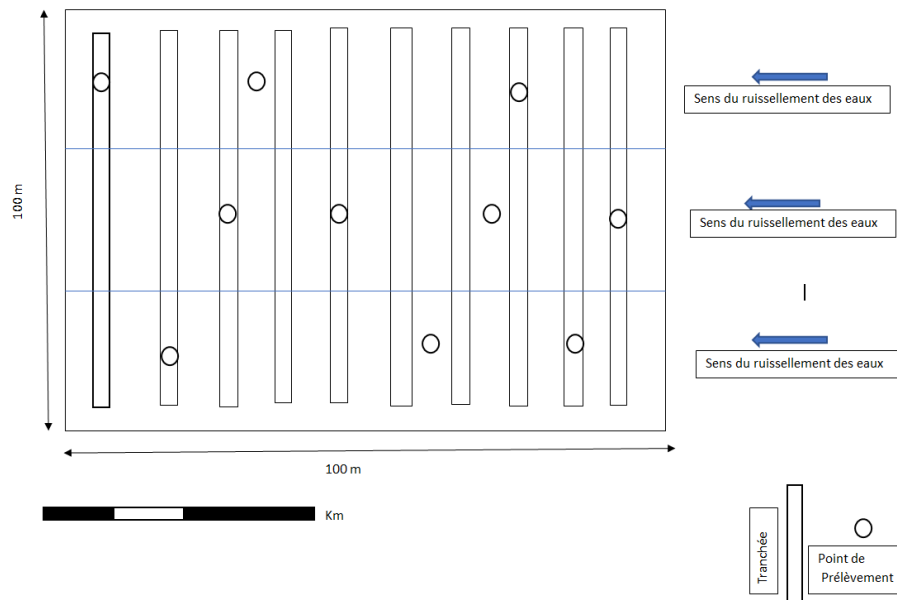


Figure 53. Maillage topographique de prélèvement de sols de Nébïa

II.3.1.3. Aménagement des sites

Après le prélèvement des échantillons de sols destinés à la caractérisation physico-chimique initiale, les travaux d'implantation du dispositif de phytoremédiation *in situ* ont pu débuter. Avant la mise en place des végétaux, les sites ont été aménagés selon un protocole uniformisé, de manière à garantir la comparabilité des conditions expérimentales entre Nébïa et Nimbrogo. L'aménagement s'est déroulé en plusieurs étapes successives décrites ci-après :

Étape 1 : délimitation des superficies expérimentales

Sur le site de Nébïa, une superficie d'un hectare de forme de carrée (100 m × 100 m) a été délimitée, tandis que sur le site de Nimbrogo, une superficie de deux hectares de forme rectangulaire a été délimitée. Ces zones ont été choisies de manière à représenter fidèlement la variabilité spatiale des substrats miniers et les zones effectivement impactées par les activités d'exploitation minière artisanale.

Étape 2 : Nettoyage et préparation du sol

Cette phase a consisté en un désherbage manuel, suivi du ramassage des bois morts et de débris organiques, afin d'éliminer toute végétation concurrente et de faciliter l'implantation homogène des plants.

Étape 3 : Mise en place d'un pare-feu

Un couloir pare-feu de 5 m de largeur a été ouvert tout autour de chaque site, afin de prévenir les risques de feux de brousse fréquents en zone sahélienne durant la saison sèche.

Étape 4 : Clôture des sites

Enfin, les sites ont été clôturés par des barbelés, à la fois pour éviter le broutage des plants par les animaux et d'éviter toute dégradation anthropique du dispositif expérimental. Cette mesure visait à garantir également la sécurité des installations et à préserver l'intégrité des végétaux durant toute la période de suivi.

L'ensemble de ces aménagements préalables ont permis de stabiliser les zones d'étude, d'assurer leur accessibilité et de créer des conditions favorables à la réussite du processus de phytoremédiation *in situ*.

II.3.1.4. Réalisation des tranchées

Des tranchées parallèles (**Figure 54**) ont été réalisées sur l'ensemble des zones polluées, selon le sens opposé au ruissellement des eaux, et en respectant les courbes de niveau afin de limiter l'érosion. Elles ont été tracées à un intervalle régulier de 6 m. Chaque tranchée a une profondeur de 30 cm et une largeur de 40 cm (**Figure 55**). Après ouverture, les tranchées ont été rebouchées avec de la terre préalablement amendée au compost utilisé pour la pépinière, afin d'améliorer la fertilité du substrat et de favoriser le développement des plants.



Figure 54. Photographie des tranchées parallèles



Figure 55. Photographie de la profondeur des tranchées

Les plants de vétiver produits en pépinière ont été acheminés sur les sites expérimentaux (**Figure 56**) pour la phase d'implantation *in situ*. La mise en terre a été réalisée selon une technique

inspirée du repiquage du riz, reconnue pour favoriser une bonne reprise physiologique et un enracinement rapide. Sur chaque planche de tranchée, un trou individuel a été creusé pour accueillir un plant, en veillant à ce que les racines soient bien orientées vers le bas, afin d'éviter toute déformation susceptible de compromettre la croissance. Les plants ont été disposés dans les tranchées à une équidistance de 50 cm (**Figure 57**), assurant une densité de couverture homogène sur l'ensemble du dispositif. Une légère cuvette a été formée à la base de chaque plant pour faciliter la rétention d'eau et optimiser l'infiltration en profondeur. Immédiatement après le repiquage, l'ensemble des plants a été arrosé afin de favoriser leur reprise et d'assurer une bonne hydratation initiale. Au total, 2000 plants ont été installés en juillet 2020 sur le site de Nédia, et 6 000 plants en juillet 2022 sur le site de Nimbrogro, garantissant une couverture végétale homogène de l'ensemble des zones expérimentales. Le choix du mois de juillet pour l'implantation de la technique de phytoremédiation a été délibérément retenu en fonction du régime pluviométrique local. Cette période correspond au cœur de la saison des pluies dans la région sahélienne, caractérisée par une disponibilité en eau suffisante pour assurer la survie et la croissance optimale des plants, sans recours à une alimentation hydrique artificielle.

Ainsi, les précipitations naturelles enregistrées durant cette phase ont permis de réduire les interventions par irrigation et de garantir une installation durable du couvert végétal sur les substrats miniers



Figure 56. Photographie des plants du vétiver, (Kambou,2020)



Figure 57. Photographie de la mise en terre des plants à Nebia (Yamma,2020)

II.3.2. Entretien et suivi des plantations

Après l'installation des plants sur les sites, un protocole d'entretien et de suivi a été mis en œuvre, visant à maintenir des conditions favorables à la croissance des plants et à garantir l'homogénéité du couvert végétal sur l'ensemble des sites expérimentaux. Il a consisté à :

Phytoremédiation des sols pollués par les rejets de l'exploitation artisanale de l'or sous contexte sahélien

- ❖ Arracher régulièrement les mauvaises herbes sur chaque tranchée, afin de limiter la concurrence entre les adventices et les plants de vétiver pour les ressources nutritives et hydriques ;
- ❖ Remplacer systématiquement les plants morts dans les tranchées (regarnissage) pour préserver la densité initiale de plantation et assurer la continuité des haies végétales ;
- ❖ Biner périodiquement les tranchées, dans le but d'améliorer la perméabilité du sol, de réduire la compaction et de favoriser l'infiltration de l'eau ;
- ❖ Faucarder les haies à une hauteur comprise entre 30 et 50 cm, une pratique destinée à stimuler le tallage, à renforcer la vigueur des plants et à accélérer la couverture végétale.

L'ensemble de ces opérations d'entretien ont été réalisées de manière régulière tout au long de la période expérimentale afin d'assurer une croissance uniforme des plants et une efficacité maximale du dispositif de phytoremédiation *in situ*.

II.3.1. Les campagnes de prélèvements des échantillons de sols

L'efficacité de la présence des plantes sur les sites a été évaluée à travers des campagnes successives de prélèvements de sols tout au long de l'expérimentation. À partir de la mise en terre des plants, les prélèvements ont été réalisés suivant le plan d'échantillonnage initial, afin d'assurer la continuité méthodologique et la comparabilité temporelle des analyses. Sur chaque point d'échantillonnage, les sols ont été prélevés à l'aide d'une tarière manuelle en respectant deux paramètres distincts :

- ❖ Une distance horizontale comprise entre 30 et 50 cm du pied des plants, correspondant à la zone d'influence de la rhizosphère sans perturber la zone racinaire ;
- ❖ Quatre profondeurs verticales successives, à savoir 0 - 10 cm, 10 - 20 cm, 20 - 30 cm et de 30 - 40 cm.

Pour chaque point, les quatre fractions prélevées ont été homogénéisées afin de constituer un échantillon composite. Les campagnes de prélèvements ont été effectuées semestriellement, aux temps T_0 , T_1 , T_2 et T_3 , correspondant respectivement à 0, 6, 12 et 18 mois après repiquage. Les mêmes points d'échantillonnage ont été systématiquement reconduits à chaque campagne grâce à l'utilisation de coordonnées GPS, garantissant la traçabilité spatiale et la comparabilité temporelle des prélèvements.

Sur le site de Nébia, trois campagnes de prélèvements ont été réalisées aux temps T_0 , T_1 et T_3 (soit à 0, 12 et 18 mois). Le prélèvement prévu à T_1 (6 mois) n'a pas pu être effectué en raison des restrictions sanitaires liées à la pandémie de COVID-19.

Sur le site de Nimbrogo, trois (3) campagnes ont également été menées aux temps T_0 , T_1 et T_2 (0, 6 et 12 mois), suivant le même protocole et la même profondeur d'échantillonnage. Ce suivi régulier a permis d'évaluer l'évolution temporelle des paramètres physico-chimiques et des teneurs totales en ETM étudiés dans les sols soumis à phytoremédiation *in situ*.

II.3.2. Méthodes d'analyses des échantillons de sols

Dans le cadre de l'expérimentation de la phytoremédiation *in situ*, seuls les échantillons de sols ont été prélevés sur les sites de Nébia et de Nimbrogo selon la périodicité semestrielle définie (T_0 , T_1 , T_2 et T_3) correspondant respectivement à 0, 6, 12, 18 mois après l'installation des plantes. Ces échantillons ont servi à l'évaluation de l'évolution des teneurs totales en éléments traces métalliques (ETM) dans les sols au cours du processus de phytoremédiation. Les échantillons composites des sols, issus de l'homogénéisation des prélèvements élémentaires réalisés sur chaque point d'échantillonnage, ont été transportés au laboratoire puis séchés à l'intérieur à la température ambiante. Après séchage, ils ont été ensuite broyés et tamisés à $1\mu\text{m}$, afin d'obtenir une poudre homogène qui sera utilisée pour le dosage des teneurs totales en Fe, Zn, As et Hg.

Les analyses physico-chimiques réalisées dans le cadre de l'expérimentation *in situ* ont été conduites selon les mêmes méthodes normalisées et avec les mêmes équipements que ceux décrits pour l'expérimentation *ex situ* (cf. section II.2.4.1.). De même, le traitement statistique des données issues du volet *ex situ* a été réalisé selon la même démarche analytique, incluant les tests de normalité, les analyses de variance et les comparaisons multiples, telle que décrite à la section (II.2.4.5.) Cette approche harmonisée garantit la comparabilité méthodologique entre les deux dispositifs expérimentaux et permet une interprétation cohérente des résultats obtenus en conditions contrôlées et en conditions réelles de terrain.

II.3.3. Que retenir de la méthodologie de l'expérimentation de la phytoremédiation *in situ*

La **Figure 58** synthétise la démarche méthodologique adoptée pour l'expérimentation de la phytoremédiation sur les sites d'EMA de Nebia et de Nimbrogo. Cette approche repose sur une succession d'étapes complémentaires, allant de la caractérisation initiale des substrats à l'évaluation de la réduction de la pollution.

L'expérimentation a débuté par un échantillonnage initial (T_0), réalisé avant toute intervention, afin de déterminer le niveau de pollution des sols. Les analyses de laboratoire ont porté à la fois sur les paramètres agronomiques (texture, granulométrie, matière organique, pH, CEC, humidité, etc.) et sur les teneurs initiales en éléments traces métalliques (As, Fe, Hg et Zn).

Les sites expérimentaux ont ensuite été aménagés pour accueillir les plants de *C. zizanioides*. Après le repiquage, un suivi régulier et un entretien périodique ont été planifiés. Des campagnes successives de prélèvement de sols ont été effectuées tous les six mois (T_1 , T_2 et T_3), correspondant respectivement à 6, 12 et 18 mois après la mise en place des plants pour des analyses chimiques. Ces prélèvements ont permis de suivre l'évolution temporelle des teneurs en ETM et d'évaluer l'efficacité du processus de phytoremédiation en conditions réelles de terrain.

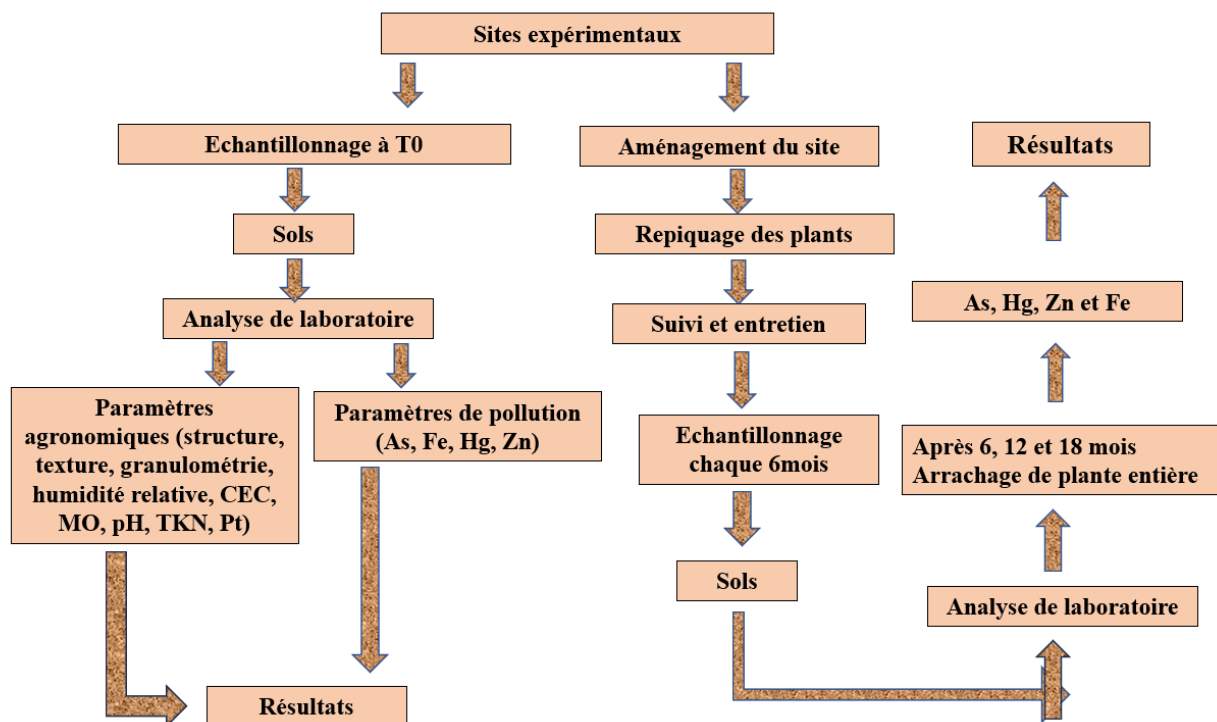


Figure 58. Schéma récapitulatif de l'implantation de la technique de phytoremédiation *in situ*

PARTIE III : RESULTATS ET DISCUSSION

Cette partie présente et discute l'ensemble des résultats obtenus dans le cadre de cette étude menée sur la phytoremédiation des sols pollués par les rejets de l'EMA par utilisation de deux graminées, *C. zizanioides* et *A. gayanus*. Elle regroupe les observations réalisées en conditions contrôlées (expérimentation *ex situ*) et en conditions naturelles (expérimentation *in situ*), ainsi que les analyses chimiques et écophysiologicals associées.

Elle s'articule autour de cinq chapitres complémentaires :

Le **Chapitre 1** présente l'évaluation morphologique et la tolérance physiologique de *C. zizanioides* et *A. gayanus* en conditions *ex situ*, permettant de caractériser leurs réponses de croissance et leurs capacités d'adaptation dans des résidus miniers contaminés. Les résultats de ce chapitre ont fait l'objet d'une valorisation scientifique par une publication dans la revue « *International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation*, 2025, Vol. 13, No. 1, 1-11 ».

Le **Chapitre 2** aborde les performances phytoremédiatrices de ces deux espèces dans les mêmes substrats, à travers l'analyse des facteurs de tolérance, des indices de croissance et des taux de réduction des éléments traces métalliques (ETM).

Le **Chapitre 3**, approfondit la dynamique de mobilité et de biodisponibilité du fer et du zinc dans les substrats en phytoremédiation, à partir des méthodes d'extraction séquentielle (BCR) et sélective (CaCl₂, NH₄OAc-EDTA). Ce chapitre a également fait l'objet d'une valorisation scientifique sous forme d'article.

Le **Chapitre 4** expose l'évaluation *in situ* du potentiel phytoremédiateur de *C. zizanioides* sur deux sites miniers réels (Nébia et Nimbrogo). Il permet de valider, à l'échelle du terrain, l'efficacité du vétiver à réduire la contamination métallique et à contribuer à la restauration physico-chimique des sols dégradés.

Enfin, le **Chapitre 5** discute la contribution globale de l'étude à l'application de la phytoremédiation en contexte sahélien, en intégrant les enseignements issus des expérimentations *ex situ* et *in situ*, ainsi que les implications écologiques et pratiques pour la réhabilitation durable des sols contaminés.

Ainsi, cette partie III établit une synthèse progressive reliant les observations morphologiques, physiologiques et chimiques, à la compréhension intégrée des mécanismes de phytoremédiation et à leur valorisation en contexte réel de pollution minière.

Chapitre 1 : Evaluation morphologique et tolérance physiologique de *C. zizanioides* et *A. gayanus* en phytoremédiation *ex situ*

Ce chapitre présente les résultats de l'évaluation morphologique et de la tolérance physiologique de *C. zizanioides* et *A. gayanus* cultivés sur des résidus miniers en conditions contrôlées sous serre. L'objectif principal est de caractériser les réponses morpho-physiologiques de ces deux plantes face au stress métallique et climatique, afin d'évaluer leur performance phytoremédiatrices sans recours préalable aux analyses chimiques. L'approche repose sur le suivi de paramètres de croissance, de tolérance, d'état hydrique et du développement racinaire, permettant d'identifier les mécanismes adaptatifs mis en œuvre par chaque espèce et de comparer leur comportement dans des substrats pollués sous climat sahélien.

Ce chapitre s'articule autour de deux axes complémentaires. La première partie est consacrée à l'analyse du comportement morphologique et physiologique de *C. zizanioides*, espèce largement reconnue pour son potentiel phytoremédiateur. La seconde partie porte sur l'évaluation comparative d'*A. gayanus*, graminée herbacée locale, afin d'apprécier son niveau de tolérance et son potentiel adaptatif dans les mêmes conditions expérimentales. Afin d'éviter des redondances, les parties introductives des articles déjà présentes dans la revue de la littérature n'ont pas été ré-éditées. En revanche bien que déjà exposées en français, les parties « Material and methods » seront ré-éditées afin de faciliter la compréhension des légendes des graphes ainsi que le paramétrage et l'abréviation de certaines grandeurs en anglais.

III.1.1. Morphological evaluation of *Chrysopogon zizanioides*: Criterion for the effectiveness of phytoremediation of mine tailings under sahelian climate

Abstract

Artisanal gold mining generates uncontrolled waste responsible for heavy metal soil contamination with heavy metals, threatening both human health and agricultural productivity. Phytoremediation offers a sustainable solution to mitigate these impacts. This study evaluates the morphological responses of *Chrysopogon zizanioides* cultivated in mine tailings under sahelian climatic conditions. The experiment was conducted under controlled greenhouse conditions using a randomized complete block design with two treatments: polluted substrates (P) derived from cyanidation residues and non-polluted substrates (NP) from pre-cyanidation washing. Over 18 months of growing in pot, survival rate, tiller production, and biomass growth were monitored. A high tolerance index (TI) was recorded during the first campaign (C1) at $85.7 \pm 0.1\%$, followed by a decrease in C2 ($71.2 \pm 0.1\%$) and C3 ($70.6 \pm 0.1\%$). An increase in TI was observed in C4 ($79.8 \pm 0.04\%$) and C5 ($79.1 \pm 0.1\%$). Relative water content (RWC) remained stable in NP pots (64.2%–67.7%), with a peak at C3 (98.3%), while in P substrates it ranged between 59.2% and 69.4%. Specific root length (SRL) decreased from C2 onward, indicating a progressive modification of root system architecture under metal stress. Relative growth indices (RGI) revealed differentiated growth phases, although no significant differences were observed between NP and P treatments. Overall, these morphological responses highlight the strong tolerance and adaptive capacity of *C. zizanioides* to mine tailings and demonstrate that morphological indicators constitute reliable early predictors of phytoremediation performance under Sahelian conditions, even prior to chemical analyses.

Keywords : *Phytoremediation - Mining residues - Morphological parameters - Vetiver - Pollution - Sahelian climate*

III.1.1.1. Introduction

Mining is a key economic sector in many African countries, including Burkina Faso, which is one of the continent's leading gold producers, according to the World Gold Council (2022). This activity generates substantial revenue for the state and is an essential source of income for rural populations facing poverty and climatic hazards (Bohbot, 2017). The expansion of the mining sector has resulted in an increase of industrial mines, without curbing the rapid proliferation of artisanal mining (EMA). However, while the boom in the mining sector is driving economic development, it also giving raises major and growing environmental concerns. Although it plays an important role in the fight against poverty by injecting cash income into rural areas (Gueye, 2002). The practice of EMA is characterised by the uncontrolled use of chemical substances such as mercury (Hg), cyanide (CN) and acids leading to the pollution of soil and water resources thus compromising biodiversity and agricultural productivity (Ondayo et al., 2024).

The uncontrolled accumulation of mine tailings in the environment leads to massive dispersion of potentially toxic elements (PTEs) such as arsenic (As), zinc (Zn) and iron (Fe), which end up in soils and water resources (Getaneh & Alemayehu, 2006; Mensah et al., 2022; Schoenberger, 2016). At high concentrations, these contaminants disrupt soil metabolic processes, reduce soil fertility and affect plant growth, potentially causing leaf chlorosis and reduced biomass production (Maradan et al., 2011). In addition, trace metals (TMEs) accumulate in the food chain through bioaccumulation, threatening human and animal health (Petelka et al., 2019). Because of their persistence and their toxicity, pollution by TMEs is now considered to be one of the most worrying environmental problems worldwide (Petelka et al., 2019). In Burkina Faso, the rehabilitation of soils degraded by mining remains almost non-existent, giving way to continued deterioration of arable land and a reduction in arable land. To reduce the environmental and health impact of EMA, innovative and sustainable clean-up strategies are needed. Phytoremediation appears to be an effective and economically viable solution for restoring contaminated soils. This approach, based on the use of hyperaccumulative plants, makes it possible to absorb and stabilise the TMEs present in the environment, while taking account of the country's socio-economic constraints.

An effective plant for soil phytoremediation must have several key characteristics, including rapid growth, a dense and extensive root system, high biomass production and high tolerance to high concentrations of pollutants (Nguemté et al., 2022). The choice of plant is therefore an essential criterion for effective remediation of contaminants (Razmi et al., 2021). Species with strong growth and high biomass production are particularly well suited to this approach (Gavrilescu, 2022).

Among these *Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty, commonly known as vetiver, stands out for its exceptional physiological properties. It is known for its extremely robust root system, which makes it particularly effective in combating soil erosion (R. Banerjee et al., 2016). This grass tolerates difficult climatic conditions as well as various heavy metals, making it a species of choice for phytoremediation strategies (Chintani et al., 2021; Lavanya et al., 2024; Lu et al., 2022). Thanks to its many applications, vetiver is often used in bioengineering to stabilise slopes, treat wastewater and clean up contaminated soil (Struong et al., 2009).

Morphological and physiological parameters are good indicators of a plant's ability to tolerate heavy metals and nutrient deficiencies (Faiz et al., 2022; Jiang et al., 2015; Rashid et al., 2020). While the effectiveness of vetiver in remediating contaminated soils has been demonstrated in various climatic contexts, its potential in Sahelian zones, particularly through analysis of its allometric parameters in Burkina Faso, remains poorly documented. In this context, this article aims to assess the morphological response of *C. zizanioides* grown ex situ in mine tailings in a Sahelian climate. The main objective is to analyse the ability of this plant to survive and develop in ex situ mine tailings under Sahelian climatic conditions, through the evaluation of allometric growth parameters. The study also aims to identify early morphological traits likely to reflect the phytoremediation potential of *C. zizanioides* in an arid environment.

III.1.1.2. Material et methods

III.1.1.2.1. The sahelian climate contexte

The study was carried out at the Institute for Research in Applied Sciences and Technology (IRSAT) (12°25'27.8' 'N, ;1°29' 15.17''W) in Ouagadougou, Burkina Faso. The experiment was conducted in a greenhouse, exposing the plants to the natural climatic variations of the region throughout the study period. Climatic parameters could not be recorded due to a lack of specific equipment. However, seasonal fluctuations were taken into account based on climate data from the National Meteorological Agency (ANAM) of Burkina Faso over a 30-year period (1992-2022). These data reveal two main seasons: a short rainy season (June to September) and a long dry season (October to May), typical of the Sahelian climate.

The rainy season lasts a maximum of four months, with rainfall ranging from 8.4 mm to 368 mm, accompanied by moderate temperatures ($T_{min} = 14.3^{\circ}\text{C}$; $T_{max} = 36.1^{\circ}\text{C}$) and high humidity

(Hmin = 46%; Hmax = 96%). Sunshine is relatively low (5.1 to 9.1 h/d), with an average wind speed of 2.3 m/s.

The dry season is the longest and is divided into two phases:

- Hot dry season (March to May) with high insolation (>10 h/d), average maximum temperatures reaching 42.1°C, low humidity (Hmin = 6%; Hmax = 28%).

- Cold dry season (November to February, harmattan period): moderate temperatures (Tmax ≈ 39 °C), high direct radiation (6 to 9.9 h/d), with dry northerly winds blowing at an average of 4.4 m/s. This Sahelian climate in the city of Ouagadougou, characterised by high thermal variability, marked water stress and low plant cover, provides a relevant context for assessing the resilience of plants species adapted for phytoremediation such as *C. zizanioides*.

III.1.1.2.2. Description of experimental material

III.1.1.2.2.1. The mine tailings

The mining substrates used for the experiment were collected at Nimbrogo (Nahouri province, Burkina Faso), an active artisanal gold processing area. Two types of tailing were used:

- Unpolluted substrates (NP): derived from sludge recovered after gravimetric washing of the ore, without contact with chemicals (**Figure 59**). These sludges, dehydrated and free of contamination, were transported to IRSAT to be used as controls during the tests.



Figure 59. Washing process (Yamma, 2022)

- Polluted mine tailings (P): collected after treatment by cyanidation. Cyanidation is a process using 800 L of water for 1 kg of cyanide to extract the residual gold. The tailings deposited around the ponds (**Figure 60**) are carried away by rainwater during the rainy season and flow towards surface water points. These tailings pollute soil, surface water and groundwater through run-off or infiltration. The tailings were transported in bags to IRSAT for experimentation. The initial pollutant concentrations and physical characteristics in the tailing are presented in **Table 1**.



Figure 60. Cyanidation site of Nimbrogo (Yamma, 2022)

Table 1. Physico-chemical characteristics and average level of Fe, Zn, Hg and As

Matrix	Fe (ppm)	Zn (ppm)	Hg (ppm)	As (ppm)	pHwater	Organic matter (%)	Electrical conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Red/Ox (mV)
DL	10	5	0.2	1	*	*	*	*
Environmental quality limit	5	0,5	0.8	20	*	*	*	*
No polluted soil	29343	430	0,5	5	7,6	4,2	202,9	189
Mine taillings	36965	589	1,1	22	9	2,7	76,9	216

DL: Detection limit

Environmental quality limit: Acceptable limit value according to the Burkina Faso standard of decree

*Not available data

III.1.1.2.2.2. Plant material

Some plant species have a high potential for metal accumulation metals in shoots and roots. The plant material used in this study is *Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty. It is a grass in the family Poaceae, order Poales with the kingdom Plantae and class Liliopsida (R. Banerjee et al., 2019). This grass was chosen for its many remarkable morphological and physiological characteristics (Danh et al., 2009; P. Truong, 2000). Indeed, *C. Zizanioides* is a perennial rhizome plant that roots deeply up to 3 or 4 m. It

is sterile, non-invasive, fast-growing capacity, (Y. Chen et al., 2004; Struong et al., 2009). It can survive extreme climatic conditions and tolerate various heavy metals, making it a promising plant for soil and water phytoremediation (Chintani et al., 2021; Lu et al., 2022). Its exceptional tolerance to heavy metals has been demonstrated in several studies. The ability of *C. zizanioides* to restore soils contaminated by endosulfan, copper and cadmium was studied in Burkina Faso by Abaga et al., (2021). Similarly, (Danh et al., 2009) demonstrated the ability of *C. zizanioides* to remediate heavy metals and organic waste. Recent studies (R. Banerjee et al., 2019; Chintani et al., 2021; Kiiskila et al., 2020; Thomas et al., 2024) showed the effectiveness of *C. zizanioides* in the remediation of soils polluted by mine drainage. The work of Ghosh et al. (2015), which revealed the ability of *C. zizanioides* to remediate fly ash (Ghosh et al., 2015).

III.1.1.2.2.3. Experimental setup

The experimental set-up consisted of units of planted polluted pots and planted unpolluted pots. Thirty planted pilots were constructed using polypropylene pots 40cm high and 25cm in diameter. This volume was chosen to provide sufficient space for root development facilitating management the system in the greenhouse. Each pot was filled according to a stratification designed to reproduce a filter bed to simulate drainage :

- 5 cm of coarse gravel (26-28 mm): to ensure effective drainage and avoid substrate clogging.
- 3 cm of fine gravel (20-22 mm): to ensure a grading transition and stabilise the top layer.
- 7 cm of river sand ($D_{90} \approx 1$ mm): to filter out fine particles, encourage water infiltration, and limit the vertical migration of pollutants.

- 20 cm of soil (cyanide mine tailings or residues from gravimetric washing) at last.

Thus, fifteen pots were filled with 20 cm of cyanide mine tailings for the polluted modality (P), and fifteen others with unpolluted tailings (NP) from gravimetric washing, as illustrated by **Figure 61**. These two types of substrates reflect the real exposure conditions of plant on artisanal mining sites in Burkina Faso. After filling, each pot was supplied with a daily hydraulic load of 4.33 mm. The daily hydraulic load was determined considering the average annual rainfall in Ouagadougou (around 768 mm/year) and the surface area of the pots. This choice makes it possible to simulate a realistic water supply in a Sahelian climate condition, by ensuring that humidity is maintained under real stress context. *C. Zizanioides* seedlings (**Figure 62**) previously propagated in the nursery were mowed at 20 cm for the leaves and roots. The *C. Zizanioides* seedlings were transplanted into pots using the rice transplanting method (**Figure 63**). All the pots were arranged in randomised complete blocks design on a support within a greenhouse (**Figure 64**), in order to minimize position- related effects.

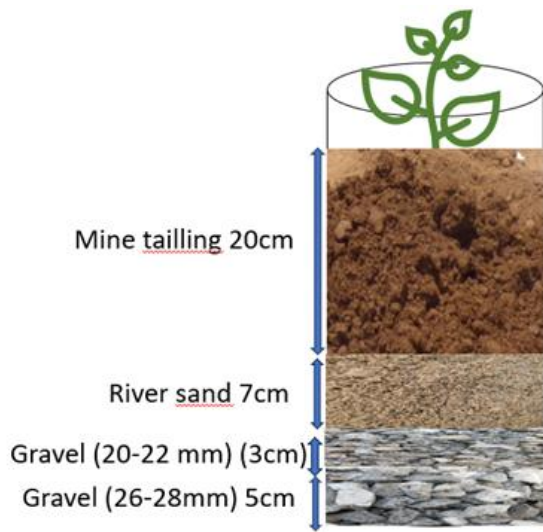


Figure 61. Different layers set



Figure 62. Vetiver plant (2-month-old) before transplanting



Figure 63. Experimental pot just

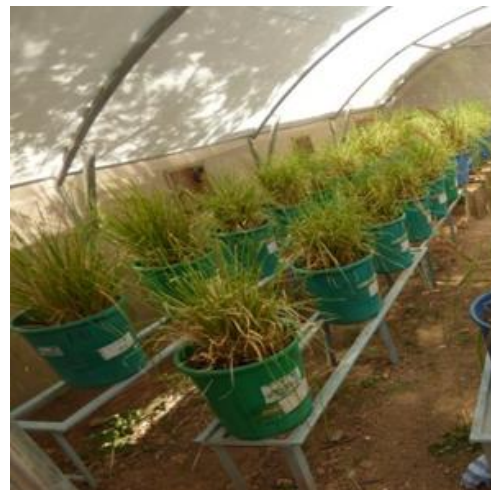


Figure 64. Experimental pilot (at T12)

III.1.1.2.3. Assessment of plant growth

III.1.1.2.4. Morphological monitoring of plants

Morphological monitoring consisted of measuring the morphological parameters of plant growth, determining the tolerance index, relative water content, specific root length and relative growth indices.











Plant growth assessment consisted of fortnightly measurements of allometric parameters (number of green leaves, number of new shoots, stem size and circumference dimension) for each modality for 18 months (M1 up to M18).

- Number of green leaves: The principle is to divide the clump into four parts and count each part. The total number of green leaves in each pot on a given date is obtained by adding up the four parts.
- Number of new leaves: the counting of new leaves follows the same principle as that of green leaves, but only new leaf shoots are counted.
- Plant height: a double decameter is used to measure the height of the stem. The measurement is taken from the base of the rhizome to the tip of the terminal leaves. 2 or 3 stems were labelled in each pot for this purpose.
- Plant circumference: all the leaves and stems were grouped together at the base and the circumference of the plant was measured using a decameter.

III.1.1.2.5. Plant sampling

At the initial time, 30 pots were obtained for experimentation in a growing vase for a period of 18 months (from M1 to M18). Five sampling campaigns (C1, C2, C3, C4 and C5) were carried out at different times T1, T2, T3, T4 and T5, corresponding to 6, 9, 12, 15 and 18 months respectively. **Table 2** presents the experimental setup, the sampling plan, as well as the different climatic seasons namely the rainy season, the hot dry season, and the cool dry season covering the entire experimental period.

Table 2. Experimental design with *C.zizanioides*

Duration of experiment (T in month)	Non-polluted soil	Mine tailings	Total sampled pots / Campaign numbering	Climatic season				
				CDSn°1	WDSn°1	RSn°1	CDSn°2	WDSn°2
T1 = 6			6 / C1	×	×			
T2 = 9			6 / C2	×	×	×		
T3 = 12			6 / C3	×	×	×		
T4 = 15			6 / C4	×	×	×	×	
T5 = 18			6 / C5	×	×	×	×	×
Total number of pots			30					

CDSn°1 = Cool dry Season during the first year of the experiment

WDSn°1=Warm dry season during the first year of the experiment
RSn°1=Rainy Season during the first year of the experiment
CDSn°2= Cool dry season during the second year of the experiment
WDSn°2= Warm dry season during the second year of the experiment

III.1.1.2.6. Statistical analysis

Raw data were processed and rates were calculated using Excel 2016. Differences between treatments and graphical representations were analyzed using R software (version 3.3.1). The level of significance was set at 5% ($\alpha = 0.05$), corresponding to an accepted margin of error of 5%. In other words, when the p-value was lower than 0.05, differences between the polluted (P) and non-polluted (NP) treatments were considered statistically significant.

III.1.1.3. Results

III.1.1.3.1. Tolerance and Water Performance Factors

The evolution of the tolerance index (TI), relative water content (RWC) and specific root length (SRL) of *C. Zizanioides* throughout the experimental period is shown in **Table 3**. TIs ranged from 70% to 85%, with an average of 77.28% over the five sampling campaigns. The best survival rate (85.7%) was observed at C1, i.e. during the first six months of experimentation. The lowest tolerance value was 70.6% obtained at C3, corresponding to the twelfth month of experimentation. However, statistically, no significant difference in TI was observed between the different sampling campaigns. This plant species exhibits high tolerance to tolerance mine tailings.

Table 3. Average tolerance index (TI), relative water content (RWC) and specific root length (LRS) of Average TI, RWC and LRS values for *C.Zizanioides* during the experimental period

Campaign	TI (Δ TI)	RWC (Δ RWC)		LRS (Δ LRS)	
		NP	P	NP	P
C1	85,7 \pm 0,1	64,2 \pm 0,8	62,5 \pm 0,1	1,6 \pm 0,3	1,3 \pm 0,04
C2	71,2 \pm 0,1	66,4 \pm 0,1	59,2 \pm 0,6	0,6 \pm 0,23	1,0 \pm 0,1
C3	70,6 \pm 0,1	67,7 \pm 0,9	66,0 \pm 0,5	0,5 \pm 0,5	0,7 \pm 0,2
C4	79,8 \pm 0,04	67,0 \pm 0,3	69,4 \pm 0,5	0,3 \pm 0,5	0,4 \pm 0,2

C5	79,1 ± 0,1	67,2 ± 0,2	68,3 ± 0,5	0,3 ± 0,3	0,3 ± 0,2
Mean	77 ± 0,1	66,5 ± 0,5	65,1 ± 0,4	0,7 ± 0,3	0,7 ± 0,1
CV	0,07	0,02	0,06	0,7	0,4

C1, C2, C3, C4, C5: from the first sampling campaign to the fifth
CV: Coefficient of Variation

RWC is relatively stable (CV = 2%) and increases over the five campaigns in both modalities NP and P. RWC values for NP pots are between 67% and 64% of NP pots and from 59% to 69% for P. RWC is higher than that of P pots for C2, C2 and C3. The opposite effect is observed over the last six months at C4 and C5. Although the trend in RWC was reversed at C4 and C5, no significant difference (p-value >0.05) was observed between the sampling campaigns.

The SRL generally showed a downward trend during the experiment. The SRL for the P modality was slightly higher than that for the NP modality, except for C1 and C5. In NP environments, the SRL values decreased from 1.6 in C1 to 0.3 in C5, and from 1.3 in C1 to 0.3 in C5 in P pots.

III.1.1.3.2. Relative Growth Rates

The relative growth rates (RGR) of the growth parameters (GL, NL, H, and C) of *C. zizanioides* were monitored throughout the experiment according to the climatic seasons. The results are illustrated in **Figure 65** and **Figure 66**, representing the unpolluted (NP) and polluted (P) modalities respectively. The variation in growth rates in the two experimental contexts is influenced by meteorological factors according to the division of climatic period.

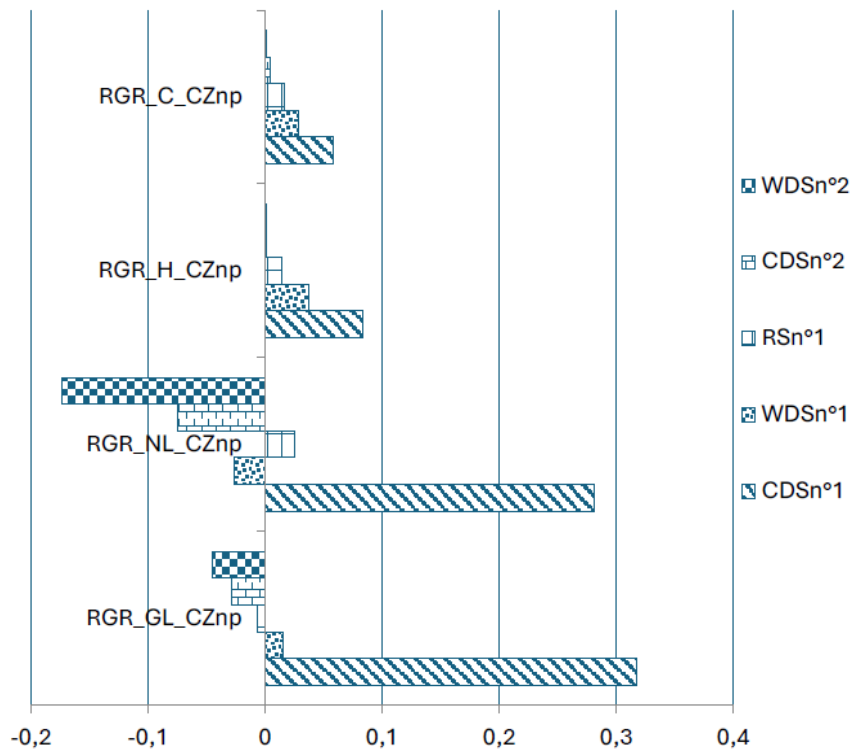


Figure 65. Relative growth rate of morphological parameters for the unpolluted modality by climatic season

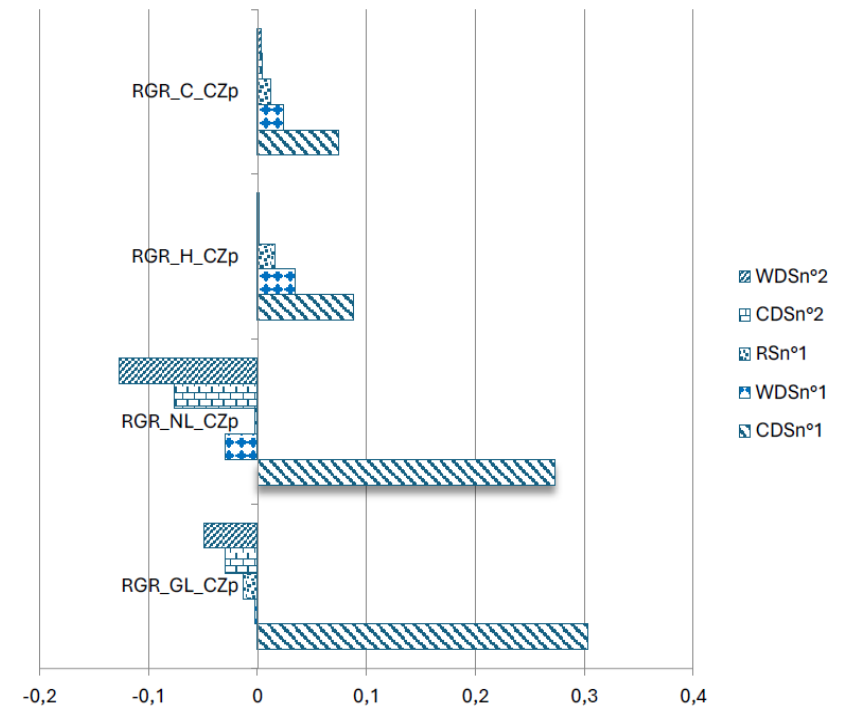


Figure 66. Relative growth rate of morphological parameters for the polluted modality by climatic season

CDSn°1=Cool dry Season during the first year of the experiment
WDSN°1=Warm dry season during the first year of the experiment
RSn°1=Rainy Season during the first year of the experiment
CDSn°2= Cool dry season during the second year of the experiment
WDSn°2= Warm dry season during the second year of the experiment

➤ Number of green leaves

Green Leaves development in the PN and P pots shows a similar trend. Green Leaves growth is highest during the first cool and dry season (CDS no. 1) in the PN pots, and the same is true for the P pots. The cool and dry season is favourable for green leaves development in both study environments. During this period, sunshine is reduced by residual clouds at the end of the rainy season (RS) and by dust in suspension during the harmattan, which blocks part of the sun's rays. However, the following season, corresponding to the hot dry season, was critical, with RGR decreasing further in both modalities. This decline continued during the rainy season (RS), with almost zero or negative RGR. From WDS n°2 onwards, there was a resumption in the evolution of GL, which nevertheless remained negative until the end of the trials for both modalities. The reduction in RGR suggests a slowdown in green leaf growth. The hot dry season, with the highest Tmax of the year, led to an increase in temperature inside the experimental greenhouse, which induced water stress. The pollution present in the mine tailings had no significant influence on leaf development. There was no significant difference between the GL development of polluted and unpolluted pots plants.

➤ The number of new leaves

The rate of appearance of new leaves in the NP and P pots is similar to that of the GL pots during the cool dry season, with good performance in terms of new growth. The same is true for the rainy season, although the rate is low compared with the CDS period. In fact, these periods correspond to the season of moderate temperatures, resulting in less stressful weather conditions for the plants, which allows for better adaptation of the plant and a massive increase in the number of new leaves. On the other hand, RGR_NL decreases, with negative values during the hot and dry season, indicating a reduction in new shoots. In the P environment, the increase in new leaves is also dominant in the cold dry season and is reduced during the hot dry season and the rainy season. Thus, the increase in Tmax during these seasons has an influence on the appearance of new leaves. However, no significant difference was observed in the dynamics of the appearance of new shoots in the two modalities.

➤ Plant height and circumference

Overall, growth rates in plant height and girth showed a regular and positive dynamic during all seasons of the year in both modalities. Following the example of the GL and NL growth rates, the cold dry season was favourable to growth in height and circumference of *C. zizanioides* in both NP and P

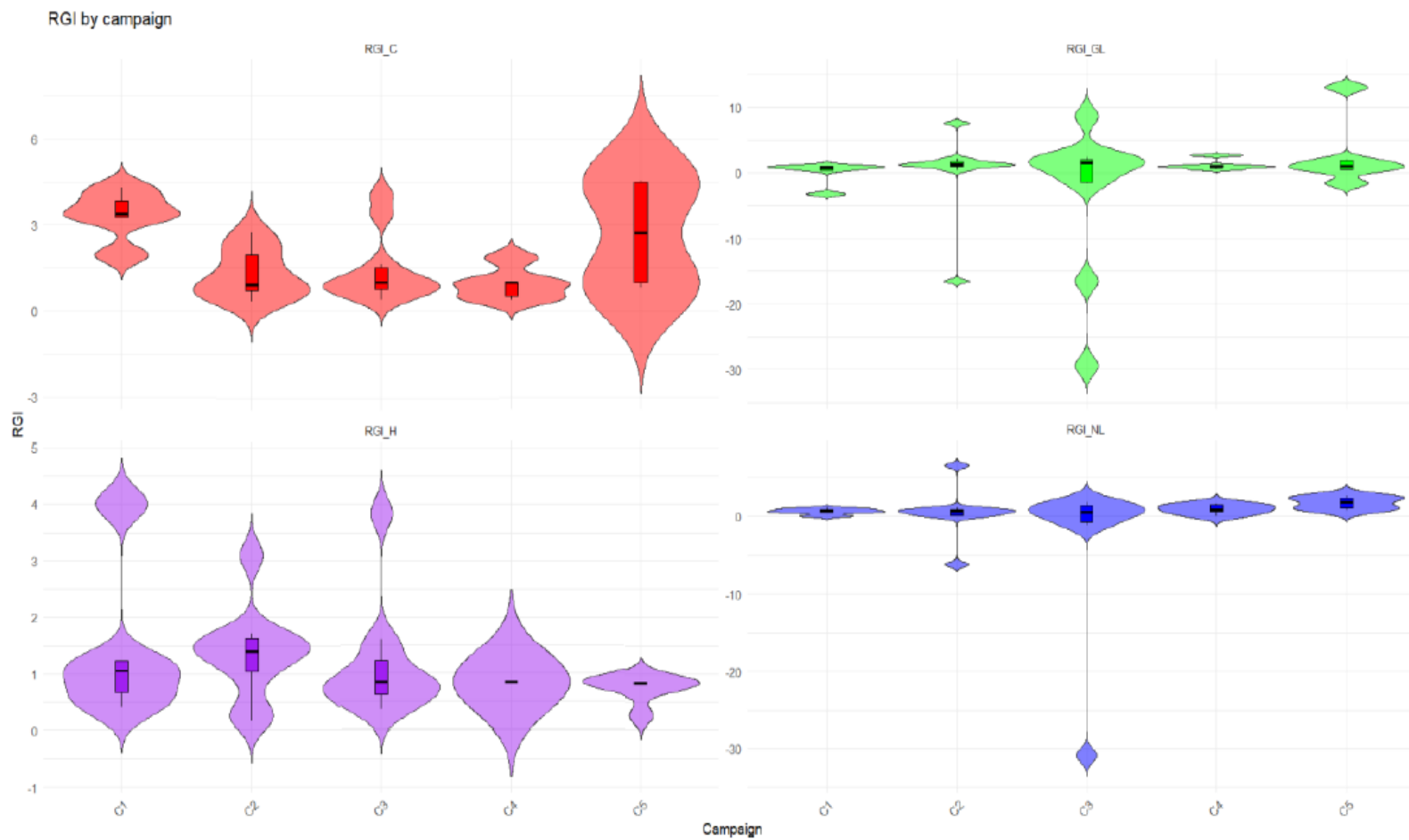
pots. On the other hand, from the hot dry season onwards, there was a successive reduction in growth rates, which tended towards zero until the end of the trials for both modalities. Overall, there was no significant difference in plant RGR_H and RGR_C between the NP and P environments during the different seasons covering the experimental period.

III.1.1.3.3. The Relative Plant Growth Index

The evolutionary index of morphological parameters monitored throughout the experimental period is shown in **Figure 67** by campaign. When the RGI is close to or equal to one, this indicates that there is no significant difference between polluted and unpolluted pots for the parameter in question.

The evolutionary index of morphological parameters monitored throughout the experimental period is shown in Figure 11 for each campaign. The RGI_GL varied little during the first two sampling campaigns. The RGI_GL values for C1 and C4 are stable and close to 1, which proves that there is no significant difference in the RGR_GL of the P and NP modalities during these periods. On the other hand, the RGI for campaigns C2 and C5 were variable, with mostly positive values, suggesting that CZ was able to grow in both polluted and unpolluted pots without any significant difference. The RGI_GL of C3 showed a high degree of variability, with predominantly negative values indicating poor growth and a slowdown in the rate of appearance of green leaves. However, there was no significant difference in green leaves between plants in NP and P pots throughout the experimental period.

The evolution of the new shoot growth index (RGI_NL) shows similar trends, with 50% of values close to 1. RGI_NL values show little dispersion in C1. Those for C3 and C4 have a wider distribution around 1, indicating no significant difference between RGR_NL for NP and P, but still reflecting stable growth in the appearance of new shoots during these periods. On the other hand, RGI_NL in C2 and C3 were characterized by heterogeneous growth in new shoots, with negative values predominating in C3. In fact, the negative RGI values reflect a period of reduced growth of new shoots, certainly linked to the high outside temperature and stress due to pollution. Although there was a slowdown in the number of new leaves in C2 and C3, there was no statistically significant difference in the RGI_NL values between the different campaigns or between the modalities.



The violins show the unimodal or multimodal distributions of RGI for the different parameters. Each mode indicates a phase of growth and declines of the RGI around a local maximum

Figure 67. Relative growth index (RGI) of morphological parameters per sampling campaign

Phytoremédiation des sols pollués par les rejets de l'exploitation artisanale de l'or sous contexte sahélien

Variability in the height growth index was observed during the experimental period. Overall, the analysis of RGI_H did not show any significant difference between the NP and P pots over the course of the campaigns. In fact, at C1, C2 and C3, not only was there a high density of RGI_H values, but also good plant height growth despite the stressful conditions caused by temperature and pollution. However, a stabilization in height growth was observed at C4 and more accentuated at the last C5 campaign. At C4, plant height growth was limited and constant, suggesting that the plants had reached maturity, whereas at C5, it was almost zero, reflecting a virtual halt in growth.

The growth index of the clump (RGI_C) at C1 shows rapid growth of *C. zizanioides* with positive values indicating good tolerance of the plants to the experimental conditions. From C2 onwards, the growth index of the circumference is moderate with a gradual decrease until C4. However, at C5, tuft growth increased considerably during the last three months of the experiments. Despite this variability in the evolution of plant circumference, the p-values obtained were all greater than 0.05, indicating that the differences between the campaigns were not statistically significant.

III.1.1.4. Discussion

III.1.1.4.1. Tolerance, Root Growth and Maintenance of Water Status

Although *C. zizanioides* is widely recognised for its effectiveness in phytoremediation of contaminated soils, particularly for its ability to accumulate heavy metals, studies on its morphological responses under Sahelian climatic conditions remain limited. Data on indicators such as tolerance index (TI), specific root length (SRL) and relative water content (RWC), as well as responses of morphological parameters, are particularly poorly documented in the Sahelian zone. The present study partially fills this gap by providing empirical results to assess the tolerance and adaptability of vetiver growth over an extended period of eighteen months of cultivation under metal and climatic stress conditions.

The high TI levels show that *C. Zizanioides* has a strong capacity to maintain its growth and physiological functions despite the stressful conditions associated with pollution and the high temperatures of the Sahelian climate. The maximum TI observed at C1 suggests a strong capacity of the plant to tolerate mine tailings during the first growth phase. However, the drop in TI at C3 reflects a transitional phase of physiological stress that could be linked to the

accumulation of metals and the rise in temperature. However, the absence of significant differences between the campaigns suggests an overall adaptive stability of the species throughout the experiment. According to [25], vetiver's ability to maintain a high TI even in extreme conditions is linked in particular to the depth of its root system, its growth in dense clumps and its low sensitivity to abiotic stresses.

The stability of the RWC between polluted and unpolluted environments indicates that despite the conditions of pollution and high temperatures, *C. Zizanioides* ensures the absorption and transport of water in these organs. This efficient water management is a valuable capacity in a Sahelian context marked by erratic rainfall and often extreme temperatures. Furthermore, the absence of significant difference is consistent with the work of [24] who demonstrated that there is no significant difference (p-value >0.05) between the RWC of vetiver in the control garden and iron mine. This could indicate good water resilience of vetiver.

The initially high SRL (C1) in the NP pots indicates dense and extensive root system development. These results are consistent with the work of [35], who demonstrated that vetiver roots reach 1.80 cm after in six months of cultivation. Meanwhile, the reduction in SRL at C2 indicates a slowdown in root growth. This slowdown could be due to the fact that the roots from C2 touch the bottom of the pots and then reorient themselves towards the surface. Indeed, when roots reverse their growth direction upwards, a reduction in their linear elongation is generally observed, accompanied by an increase in their biomass. This response could reflect an adaptive strategy aimed at bypassing the pot walls or maximising access to more humid areas, thus favouring the survival of plants in adverse conditions [36].

III.1.1.4.2. Relative Growth Dynamics of Plants

Analysis of the RGRs of the morphological parameters of vetiver (number of green leaves, new leaves, height and circumference) highlights a strong influence of seasonal climatic variations, regardless of the level of substrate pollution. Overall, no statistically significant differences were observed between polluted (P) and unpolluted (NP) environments, suggesting that vetiver is physiologically tolerant to the edaphic conditions of the substrates.

The significant production of biomass in mine tailings reveals that *C. zizanioides* has a capacity to adapt to an environment made hostile by the presence tooof chemical pollution [37]. The massive evolution of green leaves at the initial period of the trials in both modalities reflects the rapid adaptation of the plant to extreme pollution and climatic variation conditions according

to [25]. The first few months of the cold dry season were favourable for the active growth of new leaves thanks to the moderate temperatures and the compost amendment, which stimulated soil fertility and plant growth. Indeed, [38] has shown that compost amendment of 30% to 60% promotes a significant increase in biomass between 15 and 20°C.

This study showed that conversely the hot dry season, with its extreme temperatures, lead to a reduction in RGR_GL, confirming the inhibitor effect of heat stress on plant metabolism. The progressive reduction in the rate at which new shoots appear (RGR_NL) suggests a combined effect of heat stress and pollutants which may have affected leaf production during the hot dry period. When the outside temperature is high, RWC decreases, limiting plant growth. According to the work of [39], heat stress combined with water deficit, leads to a significant reduction in leaf RWC, thus limiting leaf growth. On the other hand, metal stress is responsible for a reduction in circumference growth according to [40], thus inducing a loss of plant biomass [41]. However, in the present study, the absence of a significant difference in biomass evolution between polluted and non-polluted pots suggests that the observed growth reduction cannot be attributed to chemical pollution. The correlation matrix of the RGR values for the monitored parameters, presented in Supplementary Data (SD1), reveals a strong correlation between the polluted and non-polluted treatments. This similarity in parameter evolution confirms that pollution did not significantly affect the plants' growth dynamics. Growth factors therefore appear to be regulated similarly under both conditions, indicating a notable tolerance of the plants to the pollutants present in the substrates. It is thus likely that climatic factors, in particular high temperatures and water deficit, also contributed to limiting biomass production.

III.1.1.4.3. Plant Resilience Indicators: Analysis of RGI

During the first six months (C1), which correspond to the relative cool and moderate dry period (harmattan period), the RGI values for all parameters monitored were in general positive and close to 1, reflecting good overall plant growth in both polluted and unpolluted pots. This good growth of the aerial parts of the plants is also supported by the high SRL value, which indicates significant favourable root development. This adaptability is linked to the intrinsic characteristics of the plant, thanks to its extensive and very dense root system [26,42], which allows the plant to establish itself and develop effectively in a polluted environment and under climatic stress conditions [43]. The stability of the RGI during the second C2 campaign is

favoured by the drop in outdoor temperatures during the rainy season. Indeed, this rainy period seems to have reduced water stress, promoting root exploration in the pots as well as leaf growth. However, the C3 campaign which correspond to the cold dry season marked a turning point in growth dynamics. The drop in RGI, particularly RGI_GL and RGI_NL, reflects a loss of green leaves and a slowdown in the appearance of new shoots, even after compost amendment. This decline is indicative of climatic stress, which leads to reduced vegetative tissue development. These results are consistent with those reported by [29] concerning mine drainage, which demonstrated the influence of abiotic stress on vetiver growth. In addition, this decline in growth parameters performance of the GL and NL coincides with a decrease in TI (70.6%, the lowest observed throughout the experiment) and LRS indicating a reduction in root exploration. This response could be explained by a reallocation of resources. The roots that reach the bottom of the pots reorients themselves vertically upwards in response to the physical constraint imposed by the limits of the pots. This behaviour is known as root circling, which is not the result of water stress or pollution. It is due, the confinement of the roots which limit the natural expansion of the root system [44]. In C4, plant growth in height and circumference was negligible, reflecting a phase of morphological stagnation. This lack of vertical or radial development could also be due to the confinement of the root caused by the limited volume available in the pots. However, the maintenance of a high TI (79.8%) and the stability of the RWC suggest that the plant has adopted a physiological maintenance strategy, enabling it to preserve its vital functions without investing in new morphological structures. Indeed, this type of response is typical of perennial species which subjected to prolonged environmental stress, prioritise long-term survival over active growth [36,45]. Thus, eighteen months after planting (C5), the plants endured all the climatic fluctuations of the city of Ouagadougou.

III.1.1.5. Conclusion

The present study aimed at over 18 months to evaluate the evolution of the morphological parameters of *C. zizanioides* grown under conditions of pollution by mining residues in a Sahelian climate. The evolution of morphological traits was used as an early and integrative indicator to assess the adaptive capacity and phytoremediation potential of the species, independently of chemical analyses. The results highlighted the potential of vetiver to adapt and grow under abiotic stress. During the experiment, variations in the tolerance index, the

relative percentage water content and the Specific length of roots revealed that the plant has a high tolerance to mining residues pollution, through the adaptation capacities of roots to manage water availability in Sahelian climate conditions. The evaluation of the various allometric parameters showed that vetiver is resilient to the Sahelian climate, although declines in growth were observed, particularly in the evolution of the number of green leaves and those of new leaves during the hot and dry season. The first half of the experiments were particularly revealing of vetiver's high potential. While the cool and dry season and the rainy season promote good growth dynamics, the hot and dry season induces a reduction in plant growth, even to the point of stalling, in both conditions of polluted pots and unpolluted pots. A striking result of this study is the appearance of root circling, which is characteristic of root confinement in pots, but also indicative of environmental stress increase such as high temperatures. This root behaviour is a response to lack of space associated with heat stress. While the morphological growth of vetiver was not affected at the beginning of the experiment, due probably to the low uptake of pollutants by the plants, subsequent studies demonstrated the ability of this species to maintain stable growth and effectively adapt its root system to mine tailings pollution and a Sahelian climate condition. This is an early indicator of the plant's performance to ensure phytoremediation in Sahelian climate conditions, especially since the plant is perennial and has a strong and deep root system associated with rapid leaf growth, knowing that among the criteria for choosing a plant for phytoremediation. Especially since *C. Zizanioides* is perennial and has a strong and deep root system associated with rapid leaf growth, knowing that among the criteria for choosing a plant for phytoremediation.

III.1.2. Évaluation morphologique et tolérance d'*Andropogon gayanus* cultivé sur les résidus miniers

III.1.2.1. Facteurs de tolérance et de performance hydrique

Les valeurs du taux de tolérance (TI) consignées dans le **Tableau 6** indiquent une tolérance globalement modérée de *A. gayanus* sur l'ensemble des cinq campagnes de prélèvements. Dès la première campagne, la plante locale présente un TI de 62,5 %, inférieur à celui du vétiver, et cette tendance se maintient durant toute la période expérimentale. Une légère baisse de tolérance est observée à C2 et C3, suivie d'une reprise progressive aux campagnes C4 et C5 où

les TI atteignent 69,4 % et 68,3 % respectivement. Ces variations traduisent la réponse physiologique d'une espèce adaptée au milieu sahélien, capable de supporter des conditions édaphiques contraignantes tout en maintenant un développement végétatif continu.

Tableau 6. Valeur moyenne du taux de tolérance (TI) de *A. gayanus*

Campagne	TI (%)
C1	62,5± 0.2
C2	59,2± 0.2
C3	66,0± 0.2
C4	69,4± 0.2
C5	68,3± 0.2

Les résultats associés au contenu relatif en eau (RWC) et à la longueur relative des racines spécifiques (LRS) sont présentés dans le **Tableau 7**. Dans les pots NP, les valeurs de RWC de *A. gayanus* varient entre 55,6 et 61,6 %, tandis qu'en condition polluée (P), les valeurs fluctuent de 53,5 à 69,0 %. Ces fluctuations indiquent une sensibilité du statut hydrique aux changements saisonniers et à la charge métallique du substrat. La LRS de l'espèce tend à diminuer en fonction du temps : dans les pots NP, elle passe de 5,9 à 0,6 cm mg⁻¹, et dans les pots P, de 5,1 à 0,8 cm mg⁻¹. Cette réduction traduit un ralentissement progressif de l'exploration racinaire, lié à la saturation du volume du pot et à l'accumulation des contraintes métalliques.

Tableau 7. Variation moyenne de la teneur en eau relative (RWC) et de la longueur relative racinaire (LRS) de *A.gayanus*

Modalité	Paramètre	C1	C2	C3	C4	C5
<i>A.gayanus</i> _NP	RWC (%)	57.9 ± 0.4	55.6 ± 0.5	59.8 ± 0.6	59.5 ±	61.6 ± 0.3
	LRS	5.9 ± 0.1	2.0 ± 0.1	1.6 ± 0.1	1.0 ± 0.2	0.6 ± 0.2
<i>A.gayanus</i>	RWC (%)	61.9 ± 0.8	53.5 ± 0.1	69.0 ± 0.9	65.3±0.3	60 ± 0.2
	LRS	5.1 ± 0.1	2.5 ± 0.1	1.2 ± 0.1	0.7 ± 0.2	0.8 ± 0.1

III.1.2.2. Taux de croissance relatif d'*Andropogon gayanus*

Les variations saisonnières du taux de croissance relatif (RGR) d'*Andropogon gayanus* ont été suivies durant toute la période expérimentale. La **Figure 68** présente l'évolution des différents paramètres de croissance tels que le nombre de feuilles vertes (RGR_GL), le nombre de nouvelles feuilles (RGR_NL), la hauteur (RGR_H) et la circonférence à la base (RGR_C) en fonction des saisons climatiques et des modalités NP (**Figure 68a**) et P (**Figure 68b**).

✓ **Nombre des feuilles vertes (RGR_GL).**

La période sèche fraîche s'avère être la période la plus favorable à la production foliaire de *A. gayanus* dans les deux modalités NP et P. Dans la modalité non polluée (NP), les RGR_GL atteignent leurs valeurs maximales durant la première saison fraîche sèche (harmattan n°1) avec un pic du nombre de feuilles vertes d'environ 0,28. Cependant, une baisse du nombre de feuilles vertes est observée durant la saison sèche chaude, où les valeurs deviennent faibles voire légèrement négatives. Au cours de la saison pluvieuse, une reprise modérée est enregistrée avec des RGR_GL proches de zéro.

En condition polluée (P), une dynamique comparable est observée, avec un maximum enregistré également durant la première saison fraîche sèche (0,20 à 0,25), puis une décroissance progressive est enregistrée au fil des saisons. D'une manière générale, la variation du feuillage suit le rythme saisonnier, sans différence marquée entre les deux modalités.

✓ **Nombre de nouvelles feuilles (RGR_NL)**

La production de nouvelles feuilles chez *A. gayanus* montre une variabilité au cours du cycle expérimental selon les saisons climatiques. Les analyses statistiques n'indiquent pas de différences significatives entre les modalités P et NP, exceptée la période de la saison sèche chaude.

Dans les pots non pollués (NP), la production de nouvelles feuilles atteint un maximum pendant l'harmattan n°1 (0,25 - 0,30) et connaît une seconde augmentation au cours de la deuxième saison sèche fraîche. Les valeurs chutent fortement durant la saison sèche chaude, période au cours de laquelle le renouvellement foliaire devient très limité.

Dans la modalité polluée (P), les RGR_NL apparaissent globalement du même ordre de grandeur que celles observées en conditions non polluées (NP), bien qu'elles soient légèrement plus faibles en moyenne. L'évolution saisonnière reste comparable, avec un maximum observé

durant la saison sèche fraîche, suivi d'une diminution progressive jusqu'à des valeurs quasi nulles pendant la saison pluvieuse.

✓ **Circonférence et hauteur de la plante (RGR_C et RGR_H).**

Dans l'ensemble, la croissance en hauteur reste faible chez *A. gayanus*, aussi bien dans les pots pollués (P) que non pollués (NP).

Dans les pots non pollués (NP), les valeurs de RGR_H sont les plus élevées pendant la première saison fraîche sèche (RGR \approx 0,20). Une baisse des RGR_H est enregistrée durant la saison sèche chaude, avec des valeurs devenant négatives, avant une reprise partielle pendant la saison pluvieuse et la seconde saison froide sèche (harmattan). Dans les pots pollués (P), l'évolution suit une dynamique du même type, avec des valeurs maximales enregistrées durant la première saison fraîche sèche (RGR compris entre 0,15 à 0,20), suivies d'une diminution rapide au cours des périodes chaudes. De manière générale, la croissance en hauteur demeure étroitement influencée par la saisonnalité climatique. Le taux de croissance relatif de la circonférence de la touffe reste faible dans l'ensemble des conditions expérimentales. En milieu non pollués (NP), les RGR_C sont quasi nuls pendant la première saison fraîche sèche, et atteignent une valeur maximale d'environ 0,08 durant la seconde saison sèche fraîche. Dans la modalité polluée (P), les RGR_C demeurent faibles, inférieurs à 0.05, sans variations significatives entre les saisons. Dans les deux cas, la croissance de la touffe restée limitée sur l'ensemble de l'expérimentation, reflétant un développement plus restreint du système de tallage.

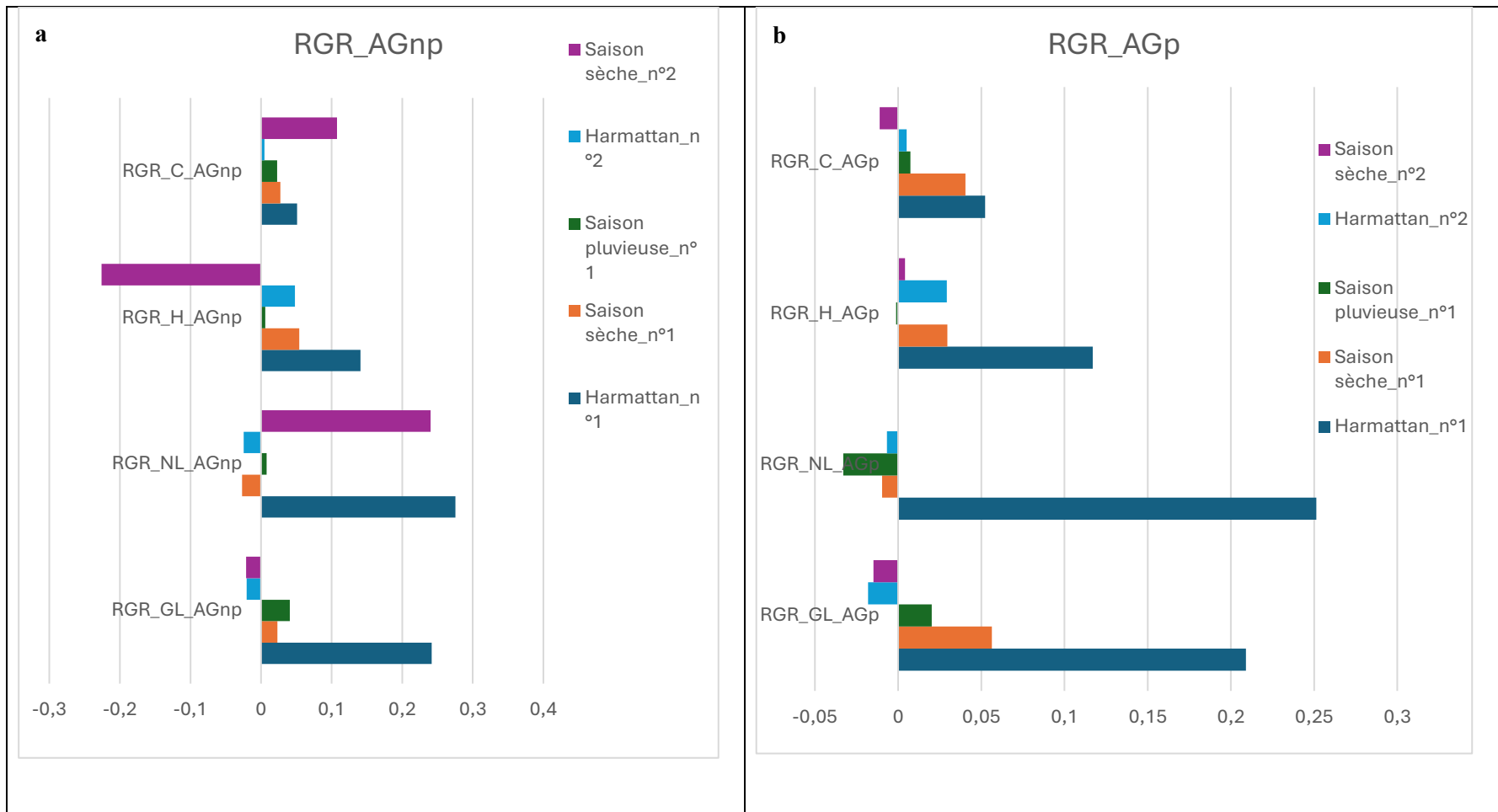


Figure 68. Taux de croissance relatif (RGR) des paramètres morphologiques de *A.gayanus*

III.1.2.3. Les indices de croissances relatives

L'évolution des indices de croissance relative (RGI) des paramètres morphologiques de *A. gayanus* cultivés dans les résidus miniers est illustrée sur la **Figure 69**. Ces indices permettent d'apprécier la réponse relative de la plante entre les modalités polluées (P) et non polluées (NP) pour chaque paramètre étudié. Un RGI égal à 1 signifie l'absence de différence significative entre les deux modalités. Lorsque le RGI est supérieur à 1, la croissance du paramètre considéré est plus élevée en condition polluée (P), indiquant une réponse positive de la plante aux conditions du substrat contaminé. À l'inverse, un RGI est inférieur à 1 indique une croissance est plus faible dans les pots pollués (P) que dans les pots non pollués (NP), indiquant une inhibition ou une sensibilité au stress du milieu.

L'évolution des indices de croissance relative (RGI) des paramètres morphologiques d'*Andropogon gayanus* cultivé sur les résidus miniers montre des dynamiques variables selon les saisons. Les RGI du nombre de nouvelles feuilles présentent une dynamique irrégulière, caractérisée par des alternances de hausses et de baisses souvent inférieures à 1, notamment entre le 6^e et le 9^e mois, traduisant une croissance foliaire instable. Les RGI du nombre de feuilles vertes demeurent globalement proches de 1, avec des fluctuations ponctuelles au 8^e et au 14^e mois. Les RGI de la hauteur et de la circonférence des touffes restent le plus souvent inférieurs à 1, confirmant une croissance modérée de ces paramètres au cours du suivi expérimental, en lien avec les contraintes saisonnières et la présence de stress métallique.

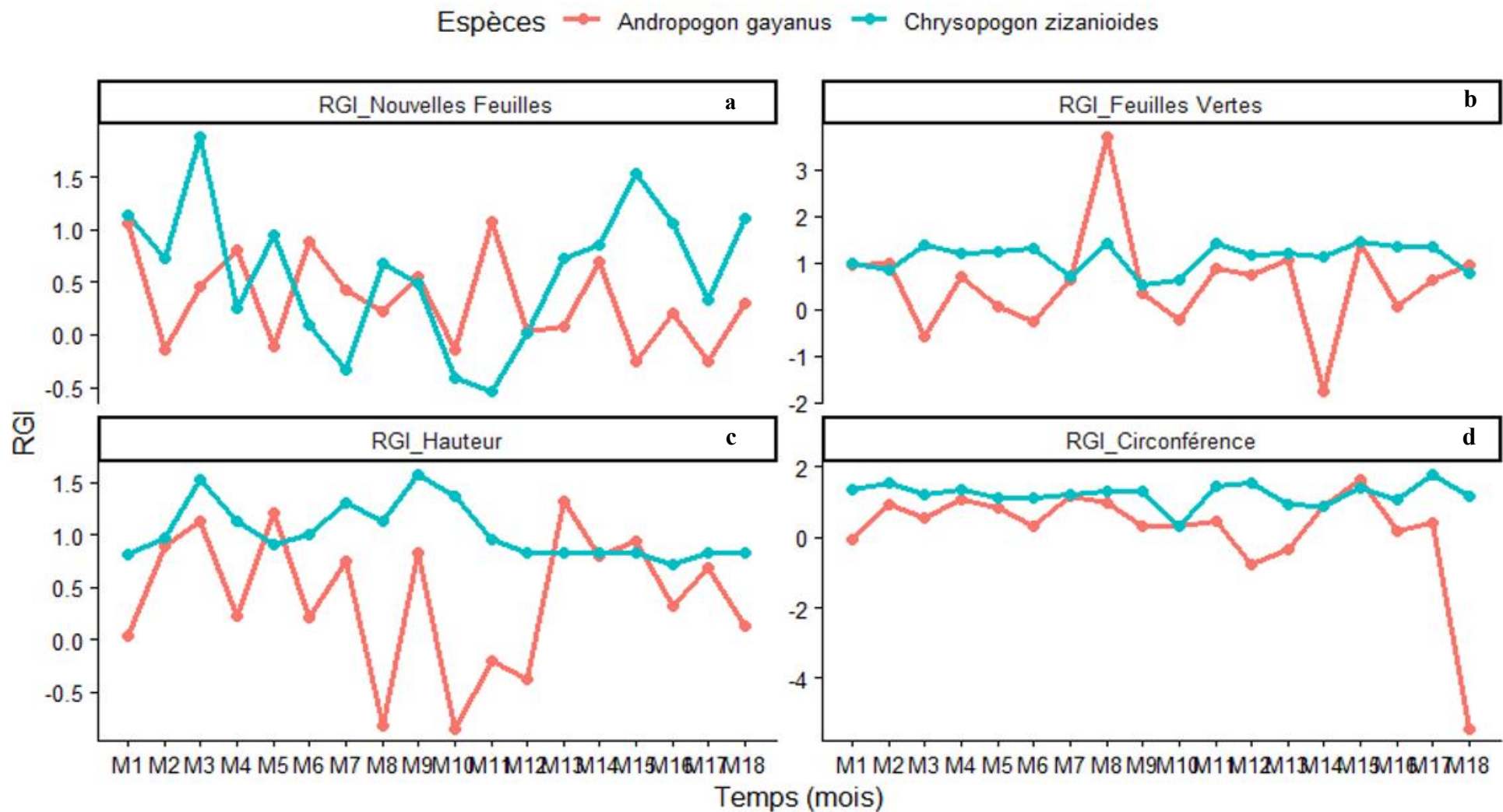


Figure 69. : Indices de croissance relative (RGI) des paramètres morphologiques des plantes

III.1.3. Conclusion partielle

L'évaluation morphologique et physiologique de *C. zizanioides* et *A. gayanus* conduite durant dix-huit mois de culture sur résidus miniers a permis de mettre en évidence leurs aptitudes différenciées à tolérer la pollution métallique et à s'adapter aux conditions climatiques sahéliennes.

Les résultats issus de l'étude sur *C. zizanioides*, développée dans l'article intitulé "Morphological evaluation of *C. zizanioides*: criterion for the effectiveness of phytoremediation of mine tailings under Sahelian climate", confirment les potentialités de cette espèce pour la phytoremédiation des résidus miniers. Le vétiver a maintenu une croissance morphologique globalement stable tout au long de l'expérimentation. Des valeurs élevées des indices de tolérance (TI), supérieurs à 80 %, associée à une relative stabilité de la teneur relative en eau (RWC) ainsi que la longueur spécifique des racines (LRS) élevées, traduisent une forte résilience morpho-physiologique et une remarquable capacité d'adaptation face à la double contrainte de pollution métallique et de déficit hydrique. En revanche, *A. gayanus* présente une tolérance plus faible avec des valeurs moyennes de TI comprises entre 62 à 69 %, ainsi que des variations saisonnières marquées, témoignant d'une sensibilité aux conditions climatiques expérimentales. Toutefois, l'espèce a démontré une capacité à maintenir une croissance foliaire fonctionnelle et un enracinement relativement compact, favorisant la cohésion physique du substrat qui est essentiel pour la phytostabilisation des sols. Bien qu'il ait des RGI inférieurs à 1 pour certains paramètres, *A. gayanus* conserve un intérêt écologique du fait de sa rusticité et de son adaptation locale. Dans l'ensemble, ces observations confirment que *C. zizanioides* agit comme une espèce résistante et performante, adaptée aux conditions expérimentales tandis que *A. gayanus* manifeste une stratégie plus opportuniste, caractérisée par une variabilité saisonnière mais une bonne plasticité physiologique.

Afin de faciliter la lecture globale des résultats et de mettre en évidence l'influence de la saisonnalité climatique sur la dynamique de croissance des deux espèces, une synthèse qualitative des réponses morphologiques observées a été établie à partir des valeurs de RGR obtenues (**Tableau 8**).

Tableau 8. Synthèse qualitative de l'effet des saisons climatiques sur la dynamique de croissance relative des paramètres morphologiques de *C. zizanioides* et *A. gayanus*.

Modalité Saison climatique	Non polluée (NP)			Polluée (P)		
	Saison sèche froide	Saison sèche chaude	Saison pluvieuse	Saison sèche froide	Saison sèche chaude	Saison pluvieuse
RGR_Feuilles vertes_ <i>C. zizanioides</i>	++	0	0	++	0	0
RGR_Nouvelles feuilles_ <i>C. zizanioides</i>	++	+	-	++	+	-
RGR_Hauteur_ <i>C. zizanioides</i>	+	+	+	+	+	+
RGR_Circonference_ <i>C. zizanioides</i>	+	+	+	+	+	+
RGR_Feuilles verte_ <i>A. gayanus</i>	++	+	+	++	+	+
RGR_Nouvelles Feuilles_ <i>A. gayanus</i>	++	-	++	++	-	++
RGR_Hauteur_ <i>A. gayanus</i>	++	-	++	+	-	++
RGR_Circonference_ <i>A. gayanus</i>	++	0	+	+	0	+

Légende :

++ forte croissance ; + croissance modérée ; 0 quasi nulle ; - décroissance

RGR : Taux de croissance relatif ; GL : Feuilles vertes ; NL : Nouvelles feuilles ; H : Hauteur de la plante ; C : Circonférence de la touffe

Chapitre 2 : Performances phytoremédiatrices et mécanismes différenciés de *Chrysopogon zizanioides* et *Andropogon gayanus* dans la dépollution des résidus miniers

L'évaluation des performances phytoremédiatrices constitue une étape clé pour juger de l'efficacité réelle des plantes dans les processus de dépollution des sols contaminés. Après avoir analysé dans le chapitre précédent les réponses morphologiques et physiologiques de *C. zizanioides* et de *A. gayanus*, la présente partie s'intéresse à leurs aptitudes à réduire la charge métallique des substrats et à accumuler les éléments traces dans leurs tissus végétaux.

L'expérimentation *ex situ* conduite sur une durée de dix-huit mois a permis de suivre l'évolution des teneurs en Fe et en Zn dans les sols plantés, ainsi que dans les parties racinaires et aériennes des deux espèces. Ces deux métaux ont été retenus comme paramètres de suivi, en raison de leur abondance dans les résidus miniers étudiés et de leur intérêt pour l'évaluation des dynamiques de mobilité et de biodisponibilité au cours de la phytoremédiation. À l'inverse, le Hg et l'As, bien qu'initialement prévus dans le protocole, ont été écartés de l'analyse en raison de leurs concentrations inférieures aux limites de détection dès la première campagne de prélèvement. Cette situation peut s'expliquer par la faible teneur initiale de ces éléments, leur immobilisation rapide par adsorption sur les oxydes de fer, ainsi que, pour le mercure, par des phénomènes de volatilisation favorisés par les températures élevées et l'ensoleillement caractéristiques du climat sahélien. Dans ces conditions, l'exclusion de l'As et du Hg de l'analyse s'imposait afin d'éviter toute interprétation biaisée, ces éléments ne permettant pas le calcul fiable des indicateurs de performance phytoremédiatrice tels que le facteur de bioconcentration, le facteur de translocation ou l'efficacité d'élimination. Le suivi a ainsi été recentré sur les éléments Fe et Zn, offrant une base analytique robuste pour l'évaluation des mécanismes de phytoremédiation mis en œuvre par *Chrysopogon zizanioides* et *Andropogon gayanus*. L'approche méthodologique adoptée repose sur la combinaison d'indicateurs quantitatifs tels que l'efficacité d'élimination (E), le facteur de bioconcentration (BCF), le facteur de translocation (TF) et le potentiel de phytoremédiation (P). Ces paramètres permettent d'apprécier simultanément la capacité des plantes à absorber, transférer ou immobiliser les métaux, tout en distinguant leurs modes d'action dominants selon l'espèce.

Ce chapitre vise ainsi à caractériser la performance comparative du vétiver et de *A. gayanus* dans la dépollution des résidus miniers, à identifier les mécanismes associés à leurs

réponses différenciées et à discuter de leur pertinence pour la mise en œuvre de stratégies de durables phytoremédiation en conditions sahéliennes.

III.2.1. Performances phytoremédiatrices des deux espèces végétales dans la dépollution des substrats étudiés

III.2.1.1. Efficacité d'élimination du Fe et du Zn dans les résidus miniers

Les résultats du taux d'élimination temporel de Fe et Zn sont présentés sur la **Figure 70**. Une réduction progressive des teneurs en Fe et Zn dans les pots végétalisés au cours des 18 mois de suivi. Les valeurs présentées correspondent aux moyennes obtenues pour chaque espèce végétale. Bien que le risque de perte d'ETM par percolation puisse être évoqué pour ce type de dispositif, il est important de noter qu'aucune percolation significative n'a été observée durant l'expérimentation. Les variations mesurées reflètent donc principalement les processus de phytoremédiation et l'évolution physico-chimique du substrat.

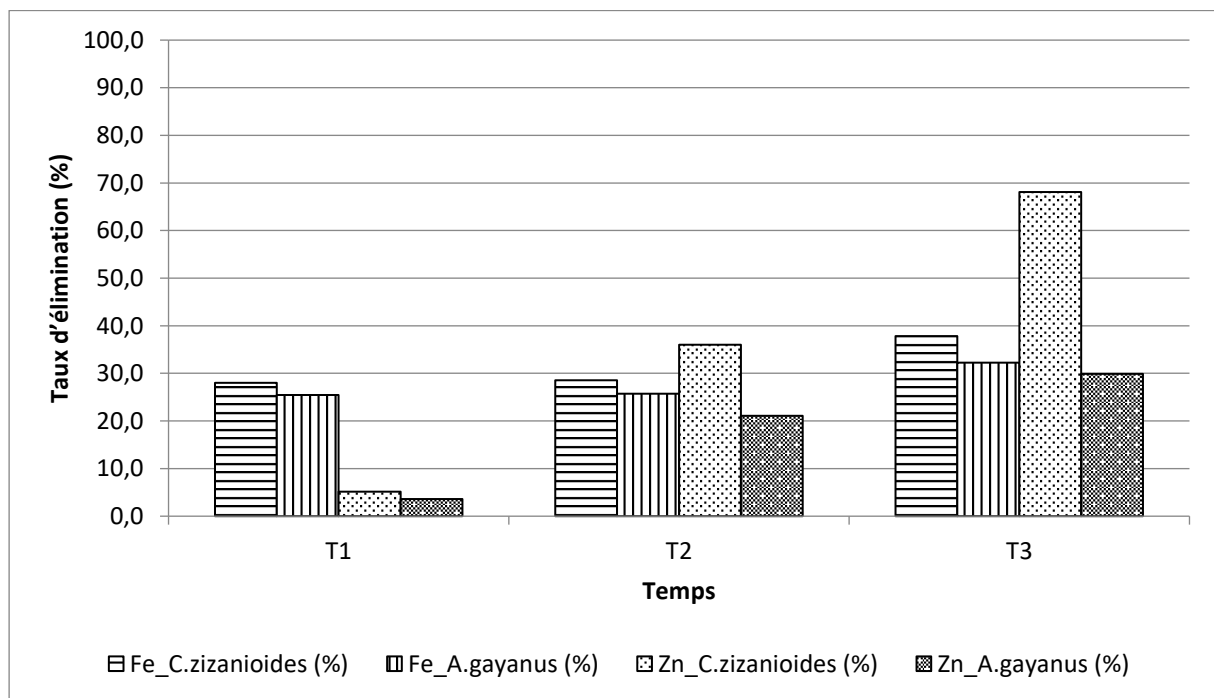


Figure 70. Taux moyen d'éliminations du Fe et du Zn dans les pots végétalisés

T1= 6 mois, T2 = 12 mois et T3=18 mois

Dès les six premiers mois (T1), les teneurs en fer présentent un taux d'élimination de 28% pour *C. zizanioides* contre 26 % pour *A. gayanus*. Pour le zinc, les taux d'abattement de pollution demeurent plus faibles, atteignant respectivement 5 % et 3 % pour *C. zizanioides* et *A. gayanus*. Après douze mois d'expérimentation (T2), la tendance augmente légèrement, une augmentation modérée des taux d'élimination est observée pour les deux éléments suivis mais, sans différence significative entre les temps T1 et T2. À ce stade, l'efficacité de décontamination du Fe atteint 28,6 et 25,7 respectivement dans les pots *C. zizanioides* et *A. gayanus*. Pour le Zn, les taux d'éliminations s'élèvent respectivement à 36% et 21 % En fin d'expérimentation (T3), les taux d'élimination atteignent leurs niveaux les plus élevés, avec environ 38 % pour le Fe et 68 % pour le Zn dans les sols plantés avec *C. zizanioides*, contre environ 32 % et 30 % respectivement pour les pots plantés de *A. gayanus*. Cependant, aucune différence significative du taux de réduction n'a été observée en fonction du (T1, T2 et T3) pour la même espèce. On note cependant que le taux d'élimination de Zn dans les pots contenant *C. zizanioides* apparaît plus élevé que celui mesuré dans les pots contenant *A. gayanus*. Ces résultats mettent en évidence la forte capacité de *C. zizanioides* à extraire ou stabiliser les métaux, en particulier le zinc. De manière générale, bien que les taux d'éliminations n'atteignent pas 50%, ces résultats montrent que la présence des plantes induit une réduction significative des teneurs métalliques au fil du temps.

III.2.1.2. Facteurs de translocation et de bioconcentration des ETM

Les facteurs de bioconcentration (BCF) et de translocation (TF) de Fe et Zn déterminés pour *C. zizanioides* et *A. gayanus* au cours de cette étude sont présentés dans le **Tableau 9**. Ces deux indicateurs permettent d'apprécier la capacité des plantes à absorber les métaux du sol et à les transférer vers les parties aériennes.

Dans l'ensemble, les valeurs des BCF obtenues pour le Fe et le Zn demeurent inférieures à 1 pour toute la période expérimentale, indiquant une accumulation majoritairement localisée au niveau racinaire. Ces valeurs du BCF < 1 témoignent une accumulation limitée dans la biomasse totale (racines + parties aériennes), conformément au mode de calcul du BCF retenu dans cette étude. Dès la première campagne de prélèvement (C1, 6 mois) *C. zizanioides* présente des BCF faibles pour le Fe (BCF= 0,09). Les mêmes tendances sont également observées chez *A. gayanus* lors des deux premières campagnes.

Pour le Zn, les BCF sont globalement plus élevés que ceux du Fe, en particulier chez *C. zizanioides*, bien que les différences ne soient pas statistiquement significatives. Cette distinction suggère néanmoins une capacité d'absorption du Zn légèrement plus marquée comparativement au Fe chez les deux graminées.

En ce qui concerne le facteur de translocation (TF), des différences apparaissent entre les espèces et les campagnes de prélèvement. Des TF >1 sont observés pour le Zn à C2 chez *C. zizanioides* (TF = 1,03 ± 0,13) et à C1 chez *A. gayanus* (TF = 1,05 ± 0,12), traduisant une translocation du Zn vers les parties aériennes, sans pour autant indiquer un transfert systématique ou dominant. À l'inverse, le Fe présente des TF systématiquement plus faibles, quelle que soit l'espèce ou la campagne, confirmant une mobilité interne plus restreinte de cet élément.

De manière générale, la dynamique des translocations met clairement en évidence que le Zn est plus facilement transloqué que le Fe chez les deux graminées, avec des amplitudes variables selon la période de suivi. Les valeurs de TF suggèrent un comportement intermédiaire du zinc, impliquant à la fois des mécanismes de rétention racinaire et une translocation partielle vers les parties aériennes.

Tableau 9. Les facteurs de bioconcentration et de translocations des végétaux

Campagne	Espèce	TF_Fe	TF_Zn	BCF_Fe	BCF_Zn
C1	<i>C.zizanioides</i>	0,29±0,01	0,66±0,11	0,09±0,03	0,13±0,01
C2	<i>C.zizanioides</i>	0,75±0,03	1,03±0,13	0,13±0,03	0,16±0,03
C3	<i>C.zizanioides</i>	0,19±0,01	0,45±0,11	0,10±0,02	0,19±0,08
C1	<i>A.gayanus</i>	0,39±0,12	1,05±0,12	0,08±0,04	0,13±0,02
C2	<i>A.gayanus</i>	0,50±0,01	0,77±0,12	0,05±0,01	0,19±0,05
C3	<i>A.gayanus</i>	0,29±0,11	0,43±0,12	0,11±0,01	0,11±0,01

C1= 6 mois, C2 = 12 mois et C3=18 mois

TF_Fe= Facteur de translocation du Fe

TF_Zn= Facteur de translocation du Zn

BCF_Fe= Facteur de bioconcentration du Fe

BCF_Zn= Facteur de bioconcentration du Zn

III.2.1.3. Potentiel de phytoremédiation des plantes

Les potentiels phytorémédiateurs (P%) du Fe et du Zn ont été calculés pour *C. zizanioides* et *A. gayanus* aux trois périodes de suivi (T1, T2 et T3), afin d'évaluer leur capacité globale à réduire la charge métallique des résidus miniers au cours du temps. Les résultats présentés au **Tableau 10** mettent en évidence une efficacité contrastée selon l'espèce et le métal considéré. Pour le Fe, les valeurs de potentiel phytorémédiateur demeurent relativement modérées, avec des taux compris entre 19 et 20 % chez *C. zizanioides*, contre 12 à 16 % chez *A. gayanus*. Ces résultats confirment la faible mobilité du Fe dans les substrats étudiés ainsi que sa rétention majoritairement racinaire, comme l'indiquaient les faibles valeurs de TF_Fe et de BCF_Fe observées précédemment.

Tableau 10. Potentiel de phytoremédiation de *C.zizanioides* et *A.gayanus* au cours des périodes T1, T2 et T3

Période	Espèce	P_Fe ((%)	P_Zn (%)
T1	<i>C.zizanioides</i>	19,7	72,3
T2	<i>C.zizanioides</i>	19,0	78,5
T3	<i>C.zizanioides</i>	20,0	75,7
T1	<i>A.gayanus</i>	12,2	49,0
T2	<i>A.gayanus</i>	16,2	46,3
T3	<i>A.gayanus</i>	14,2	45,7

T1= 6 mois, T2 = 12 mois et T3=18 mois

En revanche, pour le zinc, des différences nettes apparaissent entre les deux espèces. *C. zizanioides* présente des potentiels phytorémédiateurs élevés, atteignant 72,3 % à T1, 78,5 % à T2 et 75,7 % à T3, traduisant une capacité soutenue à réduire les teneurs en Zn du substrat. À l'inverse, les valeurs enregistrées chez *A. gayanus* restent plus faibles, comprises entre 45,7 et 49,0 %, bien qu'elles témoignent également d'une contribution non négligeable à la dépollution du zinc. Cette différence met en évidence une capacité adaptative marquée du vétiver à mobiliser et à transférer le zinc au sein du système sol – plante. En effet, *C. zizanioides* présente des valeurs de TF_Zn atteignant $1,03 \pm 0,13$ dès la campagne C2, traduisant une translocation du

Zn vers les parties aériennes, tandis que les valeurs observées chez *A. gayanus* demeurent majoritairement inférieures à 1 sur l'ensemble du suivi, à l'exception d'une valeur ponctuelle à C1 ($TF_{Zn} = 1,05 \pm 0,12$). Par ailleurs, les facteurs de bioconcentration du zinc restent globalement plus élevés et plus stables chez le vétiver (BCF_{Zn} compris entre 0,13 et 0,19) comparativement à *A. gayanus* (BCF_{Zn} variant entre 0,11 et 0,19), confirmant la capacité du vétiver à absorber et à mobiliser le Zn biodisponible. Ces résultats mettent ainsi en évidence des différences de potentiel phytoremédiateur entre les deux espèces d'une part, et d'autre part entre Fe et Zn, suggérant que le zinc est plus aisément éliminé ou absorbé par rapport au Fe dans les conditions expérimentales de la présente étude.

III.2.2. Réponses morpho-physiologiques et stratégies d'adaptation physiologique des végétaux

III.2.2.1. Tolérance morpho-physiologique et maintien du statut hydrique

Bien que *C. zizanioides* soit largement reconnu pour son efficacité dans la phytoremédiation des sols contaminés notamment pour sa capacité à accumuler les métaux lourds, les études portant sur ses réponses morphologiques en conditions climatiques sahéliennes demeurent limitées. Si les performances de *C. zizanioides* sont connues dans la littérature, celles concernant *A. gayanus* demeurent parcellaires dans la zone sahélienne. Les données relatives à certains indicateurs tels que l'indice de tolérance (TI), la longueur spécifique des racines (LRS) et la teneur relative en eau (RWC), ainsi que les réponses des paramètres morphologiques de ces espèces sont particulièrement peu documentées dans la zone sahélienne. La présente étude comble partiellement cette lacune en apportant des résultats empiriques permettant d'évaluer la tolérance et l'adaptabilité de la croissance de *C. zizanioides* et de *A. gayanus* sur une période de dix-huit mois de culture, soumise à des conditions de stress métallique et climatique.

Les valeurs élevées du TI, supérieures à 80 %, indiquent que *C. zizanioides* conserve une croissance morphologique stable malgré les conditions de stress liées à la pollution et aux températures élevées du climat sahélien. Selon (Danh et al., 2009), la capacité du vétiver à maintenir un TI élevé même en conditions extrêmes est notamment liée à la profondeur de son système racinaire, à sa croissance en touffes denses ainsi qu'à sa faible sensibilité aux stress abiotiques. Ce comportement est confirmé par les observations de (R. Banerjee et al., 2019;

Kiiskila et al., 2020) qui soutiennent que le vétiver a la capacité d'activer des mécanismes antioxydants puissants et une production de phytochelatines qui neutralisent les ions métalliques libres. En effet, ces composés assurent la protection des membranes et la stabilité enzymatique, limitant la peroxydation lipidique et les dommages oxydatifs. En revanche, *A. gayanus* présente des valeurs de TI comprises entre 59 et 69 %, traduisant une tolérance modérée, en cohérence avec les réponses morphologiques observées précédemment. Toutefois, les valeurs de TI supérieures à 50% (TI > 50%) indiquent le maintien d'une activité de croissance minimale compatible avec la persistance de l'espèce dans les conditions expérimentales, confirmée par (Ribeiro et al., 2020).

Par ailleurs, la diminution des TI observée aux campagnes C2 et C3, avec des valeurs passant d'environ 85 % à 71–70 % chez *C. zizanioides* et comprises entre 62 et 65 % chez *A. gayanus*, traduit une phase transitoire de stress morpho-physiologique. En effet, durant cette période, la chaleur accumulée sous la serre a pu intensifier la transpiration foliaire ainsi que la demande hydrique des plantes. Cela induit une augmentation des déséquilibres ioniques ainsi que les contraintes métaboliques liées à la pollution. Cette interaction entre stress thermique et toxicité métallique pourrait expliquer le ralentissement temporaire de la croissance observé chez les deux espèces.

En revanche, la remontée des TI à C4 pendant la saison pluvieuse illustre la capacité rapide de récupération des végétaux. Cette récupération rapide est rapportée par les travaux de (R. Banerjee et al., 2016), qui ont montré que le vétiver conserve un RWC quasi constant entre un sol témoin et un sol de mine ferrifère, grâce à la profondeur et la densité de son système racinaire fasciculé. Ce dernier favorise l'accès à des horizons plus humides et limite les pertes d'eau par évaporation.

Cependant, *A. gayanus* présente des valeurs de RWC en deçà des valeurs enregistrées pour le vétiver (55 à 69 %), ce qui laisse penser à une moindre maîtrise de la régulation stomatique et hydrique. Cette différence traduit une adaptation écologique divergente. En effet, *C. zizanioides* mobilise une stratégie de résistance stable fondée sur la conservation de l'eau et la régénération métabolique, tandis qu'*A. gayanus* adopte une réponse plus opportuniste, adaptée aux phases courtes d'humidité mais moins durable face à la sécheresse prolongée. Les travaux de (George et al., 2017) ont confirmé que le vétiver répond au stress hydrique par une réorganisation transcriptionnelle. Cette caractéristique génétique du vétiver expliquerait la stabilité de son RWC dans les environnements arides ou pollués. De plus, (Kiiskila et al., 2020)

ont observé que sous drainage acide minier, le métabolisme du vétiver réoriente la synthèse d'acides organiques et de glutathion dans les feuilles, assurant la protection des cellules contre la déshydratation et les métaux libres. À l'inverse, *A. gayanus* se distingue par une capacité d'adaptation initiale rapide grâce à son allongement racinaire, mais une stabilité moindre à long terme. Ces observations corroborent les travaux de (Lavanya et al., 2024; Thomas et al., 2024) qui soulignent que la réussite de la phytoremédiation repose sur la résilience physiologique autant que sur la bioaccumulation.

III.2.2.2. Indicateurs de résilience végétale : dynamique des indices de croissances relative

L'évolution des indices de croissance relative (RGI) des paramètres morphologiques de *C. zizanioides* et *A. gayanus* cultivés sur les résidus miniers traduit la capacité différenciée de ces deux graminées à s'adapter aux contraintes métalliques et climatiques du milieu expérimental. Au début de l'expérimentation, durant la première campagne (C1) correspondant à la période sèche et modérément froide de l'harmattan, les valeurs de RGI pour l'ensemble des paramètres étaient globalement positives et proches de 1, révélant une croissance satisfaisante des deux espèces dans les modalités polluées (P) et non polluées (NP). Cette vigueur initiale témoigne d'une bonne adaptabilité des deux plantes au substrat minier et aux conditions thermiques relativement modérées observées sous serre. Dans le cas de *C. zizanioides*, la valeur élevée de la longueur spécifique des racines (LRS) confirme un développement racinaire dense et fonctionnel, garantissant une bonne exploration du substrat et une absorption hydrique efficace. Cette aptitude résulte de la structure profonde de son système racinaire, connue pour conférer au vétiver une excellente stabilité morphologique et une résistance à la toxicité métallique (Danh et al., 2009; Eab et al., 2015; P. Truong, 2000). Pour sa part, *A. gayanus* a manifesté une croissance rapide des tiges et un bon développement foliaire au cours des premiers mois, illustrant un comportement de plante pionnière capable d'exploiter efficacement les ressources disponibles dans les sols (Ribeiro et al., 2020).

La stabilisation des RGI observée au bout d'une d'expérimentation (C2) est due à une atténuation du stress hydrique avec la baisse des températures en saison pluvieuse. Cette période favorable s'est accompagnée d'une reprise modérée de la croissance foliaire, particulièrement chez *C. zizanioides*, dont la régulation hydrique et la stabilité métabolique demeurent efficaces

même en milieu contaminé, conformément aux observations de (Oubohssaine & Dahmani, 2024; Thomas et al., 2024). En revanche, la campagne C3, associée à la saison sèche froide, a marqué un infléchissement de la dynamique de croissance. Cette baisse, liée à un stress thermique et métallique combinés, résulterait de la chaleur accumulée sous serre et de l'augmentation de la transpiration, accentuant les déséquilibres ioniques et limitant le développement végétatif, comme l'ont également rapporté plusieurs auteurs (Cheng et al., 2020; Compaore et al., 2020).

La configuration expérimentale a probablement accentué la contrainte racinaire. Au bout de six mois après l'implantation des plants, les racines atteignant le fond des pots et se sont réorientées verticalement vers le haut. Ce phénomène est connu sous le nom de root circling, qui limite l'expansion du système racinaire sans lien direct avec la pollution (George et al., 2017). À ce stade, la croissance du vétiver s'est stabilisée, tandis que celle d'*A. gayanus* a continué de diminuer, traduisant une sensibilité à la paroi des pots.

La campagne (C4), caractérisée par une quasi-stagnation morphologique des deux espèces mais avec maintien d'un TI élevé (79,8 %) et d'une RWC stable, souligne que le vétiver a adopté une stratégie de maintien physiologique. Ce comportement, typique des espèces pérennes, traduit une priorisation de la survie et du maintien des fonctions vitales au détriment de la croissance active. Des observations similaires ont été rapportées chez le vétiver exposé à des stress prolongés par plusieurs équipes (R. Banerjee et al., 2019; Kiiskila et al., 2020; Thomas et al., 2024) qui décrivent la persistance du métabolisme racinaire et de la régulation hydrique malgré un ralentissement de la croissance. Cette phase de stabilité morphologique pourrait correspondre à une stratégie d'économie d'énergie déjà observée par (Compaore et al., 2020; Ketaubon et al., 2024), qui ont documenté que la plante renforce ses mécanismes antioxydants et préserve son statut hydrique afin d'assurer sa survie sous stress environnemental prolongé.

A. gayanus a montré une certaine capacité de récupération lors des saisons humides, limitée toutefois par le ralentissement de la croissance dès le retour des périodes sèches. Les RGI inférieurs à 1 observés à partir de C3 pour la hauteur et la circonférence des touffes est signe d'un affaiblissement structurel progressif, probablement lié à l'épuisement des réserves métaboliques et à la déstabilisation des membranes sous l'effet de l'accumulation des métaux. Toutefois, cette espèce conserve un intérêt écologique certain : malgré son ralentissement de croissance, elle contribue à la stabilisation du substrat et au maintien d'un couvert végétal dense,

qualités essentielles à la première phase de restauration des sols dégradés (George et al., 2017; Ribeiro et al., 2020).

III.2.2.3. Interprétation intégrée des performances phytoremédiatrices

L'évaluation combinée des facteurs de bioconcentration (BCF), de translocation (TF) et du potentiel phytoremédiateur (P%) révèle des différences entre *C. zizanioides* et *A. gayanus*, montrant ainsi deux stratégies physiologiques distinctes face à la pollution au Fe et au Zn sous climat sahélien. Dans l'ensemble, les deux graminées ont contribué à la réduction progressive de teneurs de ces éléments dans les substrats au cours des dix-huit mois de culture, indiquant ainsi leur efficacité à stabiliser ou à extraire partiellement les métaux présents dans les résidus miniers. Cependant, *C. zizanioides* présente des taux d'élimination et des potentiels phytoremédiateurs plus élevés que *A. gayanus*, en particulier pour le Zn, avec des valeurs atteignant 78 %, contre près de 49 % pour *A. gayanus*. Cette différence met en évidence une performance phytoremédiatrice supérieure du vétiver dans les conditions expérimentales de la présente étude, traduisant une plus grande efficacité relative dans la mobilisation et la réduction progressive des teneurs en zinc au cours du temps.

Bien que *C. zizanioides* ait des performances plus élevées que *A. gayanus*, leurs BCF sont tous inférieures à 1. Ces valeurs de BCF montrent clairement que les deux espèces accumulent majoritairement le Fe et Zn dans leurs racines tandis que la translocation vers les parties aériennes reste limitée. Ce mécanisme est caractéristique d'une phytostabilisation. Toutefois, les valeurs de BCF légèrement plus élevées chez *C. zizanioides* traduisent une capacité accrue d'absorption racinaire des métaux présents dans le sol, sans pour autant indiquer une extraction active vers les parties aériennes. Cette performance est attribuée à la densité exceptionnelle de son système racinaire, ainsi qu'à des mécanismes de complexation des métaux décrits dans la littérature, bien que ces processus n'aient pas été directement mesurés dans la présente étude. Des résultats similaires ont été rapportés par (R. Banerjee et al., 2019) dans des sols miniers ferrifères, où le vétiver a démontré une forte stabilité métabolique et une tolérance remarquable à des charges métalliques élevées. De plus, les travaux de plusieurs auteurs (Ketaubon et al., 2024; Lavanya et al., 2024) ont souligné la persistance du métabolisme enzymatique antioxydant et la production accrue de composés chélateurs (phénols, acides organiques) expliquent sa capacité à maintenir des BCF stables tout en limitant la toxicité cellulaire. Ces processus assurent la détoxification intracellulaire et expliquent la résilience

physiologique élevée du vétiver observé dans des environnements miniers acides ou multi-contaminés (Kiiskila et al., 2020; Thomas et al., 2024).

Par ailleurs, les faibles valeurs de BCF chez *A. gayanus*, indiquent une absorption plus limitée et une stratégie de confinement du Fe et du Zn au niveau des racines. Ce comportement correspond à une stratégie de tolérance par immobilisation, fréquemment rapportée chez les graminées adaptées aux environnements métallifères. Mendoza-Hernández et al. (2019) ont observé un comportement similaire avec *Brassica juncea* qui accumule préférentiellement les métaux lourds dans ses racines tout en limitant leur transfert vers les tissus foliaires. Ces travaux décrivent une tolérance par confinement, où les métaux sont immobilisés soit dans les vacuoles soit dans les parois cellulaires pour préserver les tissus photosynthétiques. Cette stratégie, associée à un enracinement superficiel et dense, limite la phytoextraction active mais confère à *A. gayanus* une forte résistance structurale et une capacité à stabiliser physiquement le substrat (Compaore et al., 2020). Cette stratégie de tolérance par rétention localisée contribue à préserver les fonctions photosynthétiques, mais réduit l'efficacité globale d'extraction.

Les valeurs du facteur de translocation (TF) obtenues confirment ces tendances. En effet, pour *C. zizanioides*, les TF du Zn supérieurs à 1 qui sont observés en milieu de cycle (C2) révèlent une translocation efficace du métal vers les organes aériens, en lien avec la reprise physiologique observée pendant la saison humide. Ce transfert témoigne d'une phytoextraction partielle, où les métaux absorbés sont redistribués dans les tissus supérieurs. (Kiiskila et al., 2020; Thomas et al., 2024) ont d'ailleurs observé un comportement similaire en sols acides contaminés, où la disponibilité hydrique favorise la mobilité interne du Zn. En revanche, les TF inférieurs à 1 pour le Fe indiquent une immobilisation racinaire de l'élément, souvent piégé sous forme de complexes ferriques peu solubles (Oubohssaine & Dahmani, 2024). Pour *A. gayanus*, les TF restent globalement faibles pour les deux métaux, ce qui corrobore les observations de (Ribeiro et al., 2020) soulignant que la plante transfère peu les métaux absorbés vers les feuilles, privilégiant ainsi la protection des tissus jeunes et la survie à long terme plutôt qu'une croissance intensive.

L'analyse intégrée du potentiel de phytoremédiation, du BCF et du TF confirme donc deux profils écophysiologiques complémentaires. *C. zizanioides* associe des mécanismes de phytoextraction modérée pour le Zn et de phytostabilisation durable pour le Fe, soutenus par une régulation hydrique et enzymatique stable. Cette capacité à maintenir un potentiel phytoremédiateur élevé, notamment pour le Zn, traduit une résilience fonctionnelle

exceptionnelle sous contraintes multiples, rejoignant les conclusions de (R. Banerjee et al., 2019) sur la tolérance à long terme du vétiver dans les sols miniers tropicaux. À l'inverse, *A. gayanus* présente principalement un potentiel de phytostabilisation, caractérisé par une faible translocation des métaux et une accumulation préférentielle au niveau racinaire, contribuant à la limitation de leur mobilité dans le substrat (Compaore et al., 2020).

La complémentarité fonctionnelle observée entre *C. zizanioides* et *A. gayanus* suggère qu'une utilisation conjointe de ces deux espèces pourrait constituer une approche pertinente dans des stratégies intégrées de phytoremédiation des résidus miniers. En effet, les performances contrastées mises en évidence dans cette étude indiquent que *C. zizanioides* possède un potentiel élevé de réduction progressive des teneurs métalliques et de stabilisation chimique du substrat, tandis que *A. gayanus*, espèce pionnière à enracinement dense, présente des caractéristiques morphologiques susceptibles de favoriser la protection mécanique et biologique des résidus miniers. *C. zizanioides* assure la dépollution progressive et la stabilisation chimique du sol, tandis qu'*A. gayanus*, espèce pionnière à enracinement dense, contribue à la protection mécanique et biologique du substrat. Une telle complémentarité, déjà soulignée par (Ribeiro et al., 2020) offre un modèle de phytoremédiation intégrée adapté aux contraintes sahéliennes, conciliant efficacité écologique, durabilité et restauration progressive des sites miniers contaminés.

La complémentarité des deux espèces confère au dispositif végétalisé une efficacité intégrée : *C. zizanioides* agit comme une espèce extractrice et stabilisatrice de métaux, tandis qu'*A. gayanus*, avec son enracinement dense et sa croissance rapide, favorise la cohésion structurale et la protection du substrat. Cette interaction synergique, déjà mise en évidence par plusieurs auteurs (Ribeiro et al., 2020; Thomas et al., 2024), confirme l'intérêt de leur utilisation combinée dans les stratégies de phytoremédiation durable des résidus miniers en contexte sahélien.

III.2.3. Corrélation multivariée entre les paramètres morphologiques et les indicateurs de performances phytoremédiatrice

L'analyse multivariée a été réalisée afin d'explorer les relations entre les paramètres morphologiques (RGR, RGI) et les indicateurs de performance phytoremédiatrice (BCF, TF, P) des deux graminées étudiées. Les analyses en composantes principales (ACP), réalisées séparément pour *C. zizanioides* et *A. gayanus*, puis complétées par une analyse en composante

principale (ACP) globale, ne permettent pas d'identifier directement des mécanismes physiologiques. En revanche, elles offrent une représentation synthétique des corrélations, des proximités entre variables et des gradients de variation, permettant de dégager les tendances générales de réponse des plantes face aux métaux présents dans les résidus miniers.

III.2.3.1. Analyse factorielle des interactions entre croissance et performance phytoremédiatrice de *C. zizanioides*

L'analyse en composantes principales (ACP) illustrée à la **Figure 71** explique près de 80% de la variance totale entre les paramètres morphologiques de croissance (RGR) et les indicateurs de performance phytoremédiatrice, notamment les facteurs de bioconcentration (BCF), les facteurs de translocation (FT) et le potentiel phytoremédiateur (P).

Le premier axe (49,3 %) montre une opposition entre le BCF du Zn, situé du côté négatif, et l'ensemble des paramètres de croissance (RGR) ainsi que les indices liés au Zn (FT_Zn_ *C. zizanioides*, P_Zn_ *C. zizanioides*), regroupés du côté positif. Cette organisation révèle une corrélation positive entre la croissance et les indices TF/P du Zn, tandis que le BCF du Zn évolue selon un gradient inverse. Cette structure traduit une co-variation entre croissance et mobilité relative du Zn dans la plante.

Le second axe (30 %) isole nettement les indices associés au Fe. Les facteurs de bioconcentration (BCF_Fe_CZ), de translocation (FT_Fe_CZ) ainsi que du potentiel phytoremédiateur (P_Fe_CZ) évoluent ensemble, indépendamment des variables du Zn. Ce regroupement suggère que la distribution du Fe obéit à un schéma propre, distinct de celui observé pour le Zn.

Chez *C. zizanioides*, l'ACP fait apparaître une séparation nette des variables selon le métal, avec une corrélation entre la croissance et les indices du Zn, tandis que les variables liées au Fe évoluent de manière indépendante. Cette organisation statistique est conforme aux tendances observées, montrant une croissance globalement maintenue, une immobilisation majoritaire du Fe et une absorption modérée du Zn, caractéristiques du comportement du vétiver sur substrats contaminés.

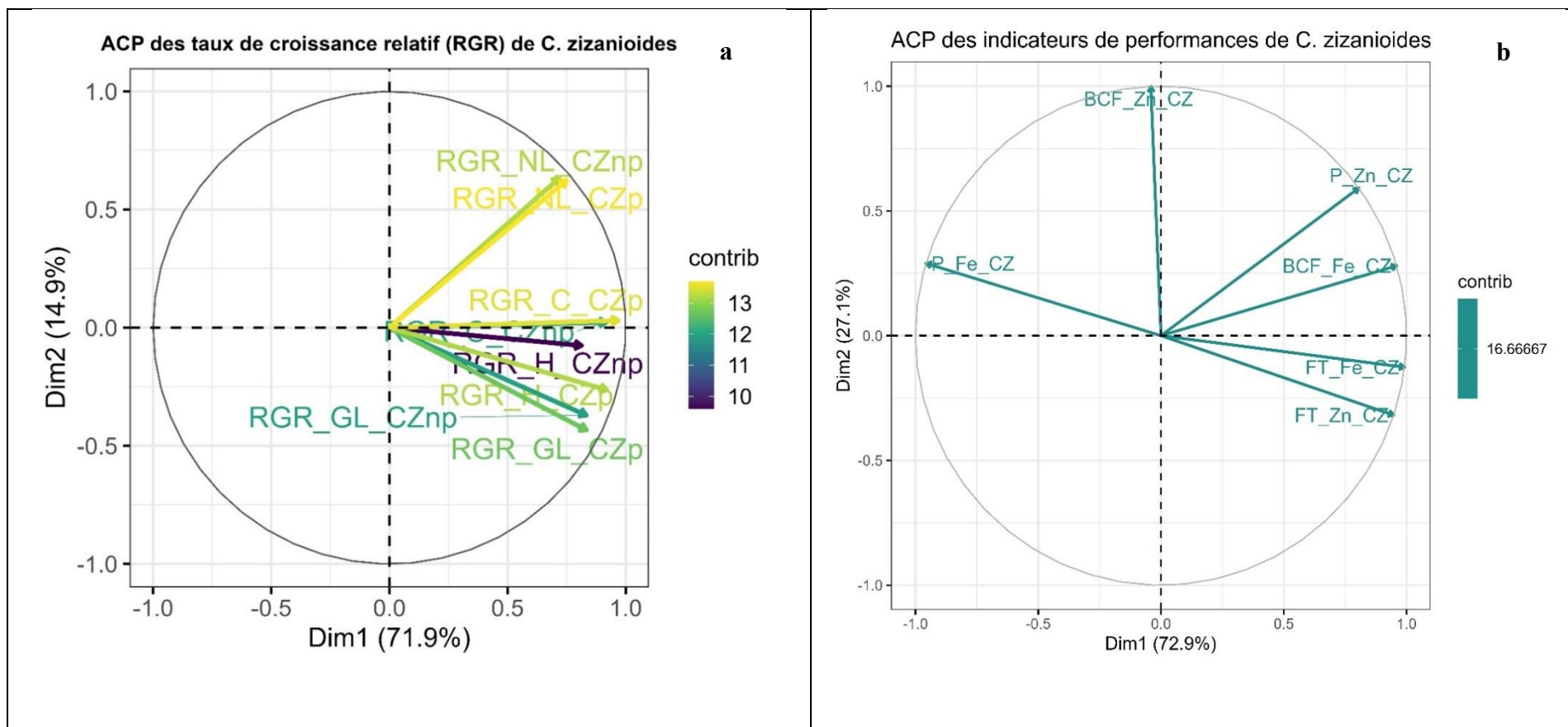


Figure 71. Analyse en Composante Principale (ACP) des paramètres morphologiques de croissance (a) et des indicateurs de performance phytoremédiatrice (b) de *C.zizanioides*

Légende :

ACP : Analyse en composantes principales ;

RGR_GL_CZnp : Taux de croissance relatif des feuilles vertes de *C.zizanioides* des pots non pollués ;

RGR_NL_CZnp : Taux de croissance relatif des nouvelles feuilles de *C.zizanioides* des pots non pollués ;

RGR_H_CZnp : Taux de croissance relatif de la hauteur de *C.zizanioides* des pots non pollués ;

RGR_C_CZnp : Taux de croissance relatif de la circonférence de *C.zizanioides* des pots non pollués ;

RGR_GL_CZp : Taux de croissance relatif des feuilles vertes de *C.zizanioides* des pots pollués ;

RGR_NL_CZp : Taux de croissance relatif des nouvelles feuilles de *C.zizanioides* des pots pollués ;

RGR_H_CZp : Taux de croissance relatif de la hauteur de *C.zizanioides* des pots pollués ;

RGR_C_CZp : Taux de croissance relatif de la circonférence de *C. zizanioides* des pots pollués ;

BCF_Fe_CZ :Fateur de bioconcentration du Fe de *C.zizanioides* ;

BCF_Zn_CZ :Fateur de bioconcentration du Zn de *C.zizanioides* ;

FT_Fe_CZ : Facteur de translocation du Fe de *C.zizanioides* ;

FT_Zn_CZ : Facteur de translocation du Zn de *C.zizanioides* ;

P_Fe_CZ : Potentiel phytoremédiateur de *C.zizanioides* en Fe ;

P_Zn_CZ : Potentiel phytoremédiateur de *C.zizanioides* en Fe.

III.2.3.2. Analyse factorielle des interactions entre croissance et performance phytoremédiatrice de *A. gayanus*

L'analyse en composantes principales des paramètres morphologiques et phytoremédiateurs de *A. gayanus* illustrée à la **Figure 72** révèle une organisation des variables distincte de celle observée chez le vétiver.

En effet, le premier axe (31,5 %) regroupe les indices liés au Zn (BCF_Zn_AG, TF_Zn_AG, P_Zn_AG) dans la même direction que les paramètres de croissance (RGR). Cette proximité révèle une corrélation positive entre dynamique de croissance et comportement du Zn au sein de la plante, suggérant une co-variation entre ces variables. A l'inverse, les variables associées au Fe ((BCF_Fe_AG et P_Fe_AG) se projettent à l'opposé sur ce même axe, indiquant une évolution selon un gradient différent, indépendamment des variables liées au Zn.

Le second axe (25,5 %) met en évidence une différenciation partielle de *A.gayanus* entre issus du substrat pollué (AGp) de ceux du substrat non pollué (AGnp), évoquant l'effet des conditions climatiques expérimentales sur la structure multivariée des paramètres étudiés, sans toutefois modifier la relation globale entre croissance et la pollution.

Ainsi, chez *A. gayanus*, l'ACP met en évidence une relation positive entre croissance et indices associés au Zn, tandis que les variables liées au fer suivent une distribution indépendante. Ces tendances statistiques décrivent une réponse différenciée de l'espèce selon l'élément métallique étudié, contrastant avec le comportement observé chez *C. zizanioides*.

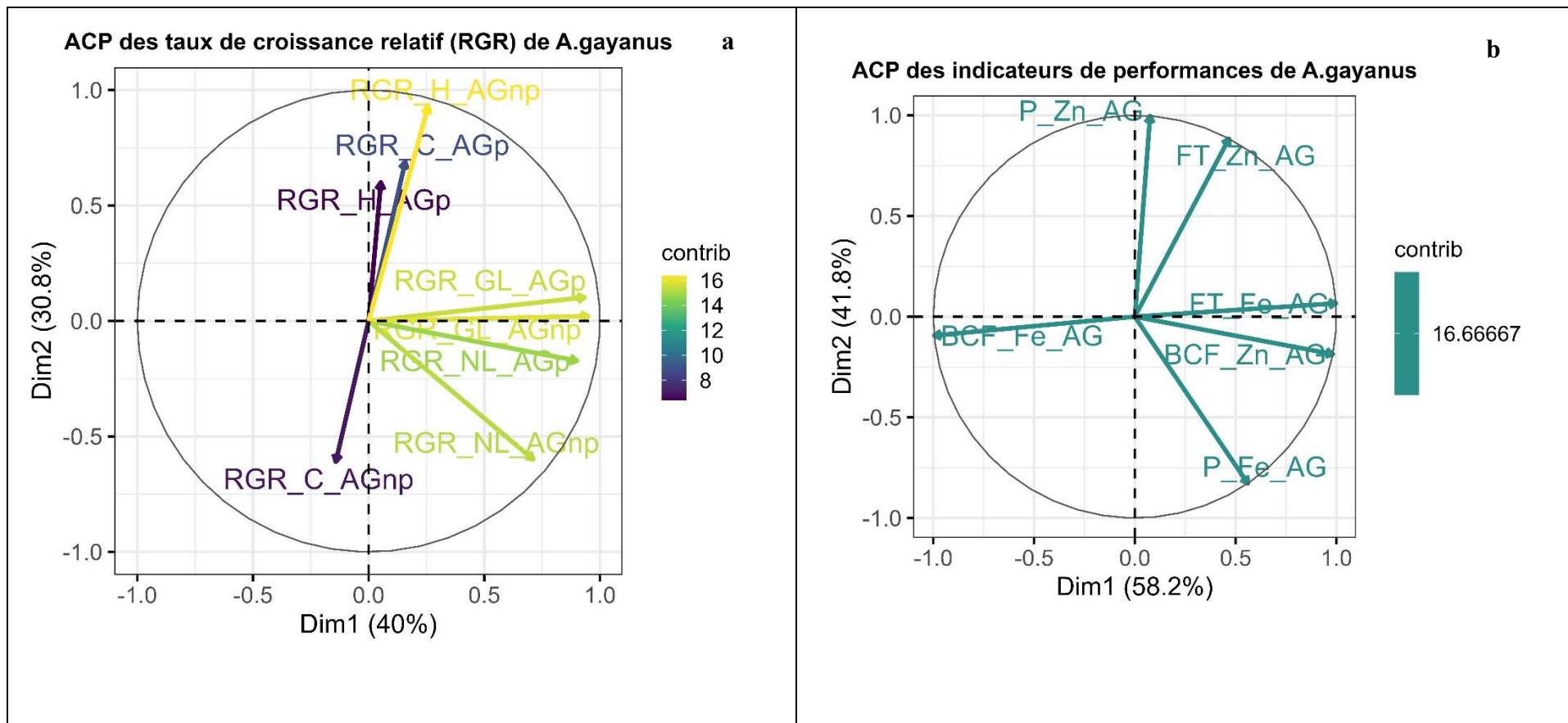


Figure 72. Analyse en Composante Principale (ACP) des paramètres morphologiques de croissance (a) et des indicateurs de performance phytoremédiatrice (b) RGR et des indices de performances de *A. gyanus*

Légende :

ACP : Analyse en composantes principales ;

RGR_GL_CZnp : Taux de croissance relatif des feuilles vertes de *C.zizanioides* des pots non pollués ;

RGR_NL_CZnp : Taux de croissance relatif des nouvelles feuilles de *C.zizanioides* des pots non pollués ;

RGR_H_CZnp : Taux de croissance relatif de la hauteur de *C.zizanioides* des pots non pollués ;

RGR_C_CZnp : Taux de croissance relatif de la circonférence de *C.zizanioides* des pots non pollués ;

RGR_GL_CZp : Taux de croissance relatif des feuilles vertes de *C.zizanioides* des pots pollués ;

RGR_NL_CZp : Taux de croissance relatif des nouvelles feuilles de *C.zizanioides* des pots pollués ;

RGR_H_CZp : Taux de croissance relatif de la hauteur de *C.zizanioides* des pots pollués ;

RGR_C_CZp : Taux de croissance relatif de la circonférence de *C.zizanioides* des pots pollués ;

BCF_Fe_CZ : Facteur de bioconcentration du Fe de *C.zizanioides* ;

BCF_Zn_CZ : Facteur de bioconcentration du Zn de *C.zizanioides* ;

FT_Fe_CZ : Facteur de translocation du Fe de *C.zizanioides* ;

FT_Zn_CZ : Facteur de translocation du Zn de *C.zizanioides* ;

P_Fe_CZ : Potentiel phytoremédiateur de *C.zizanioides* en Fe ;

P_Zn_CZ : Potentiel phytoremédiateur de *C.zizanioides* en Zn

III.2.3.3. Analyse intégrée : interactions globales des ACP et du dendrogramme entre paramètres morphologiques

L'analyse multivariée menée avec l'ensemble des indices de performance phytoremédiatrice (BCF, FT et P) a permis d'examiner de manière intégrée les comportements de *C. zizanioides* et *A. gayanus* en présence du Fe et du Zn.

L'ACP conjointe des deux espèces **Figure 73** met en évidence une structuration des variables principalement gouvernée par la nature du métal. En effet, le premier axe factoriel (64,6 % de la variance totale) oppose les indices associés à la mobilité et au transfert des métaux (TF et BCF du Zn) des deux espèces aux indices traduisant une rétention ou une immobilisation du Fe. Les indices liés au zinc (BCF_Zn, TF_Zn et P_Zn) se projettent globalement dans une même zone factorielle. Cette organisation suggère une dynamique du Zn relativement similaire chez les deux graminées. Toutefois, les orientations distinctes des vecteurs indiquent que l'intensité de cette dynamique reste dépendante de l'espèce. À l'inverse, les indices relatifs au Fe présentent une dispersion plus marquée sur le plan factoriel. Les variables associées au Fe chez *C. zizanioides* et *A. gayanus* occupent des positions différenciées, indiquant que la gestion de ce métal dépend fortement de l'espèce considérée. se distribuent dans des directions et des clusters distincts dans le dendrogramme (**Figure 74**). Les variables associées au Fe chez *C. zizanioides* et *A. gayanus* occupent des positions différenciées, indiquant que la gestion de ce métal dépend fortement de l'espèce considérée., Ces tendances sont pleinement confirmées par le dendrogramme des variables (**Figure 74**). Celui-ci révèle un regroupement net des indices du Zn au sein d'un même cluster hiérarchique, tandis que les indices du Fe se répartissent en plusieurs sous-groupes distincts selon l'espèce. Cette organisation souligne la forte cohérence fonctionnelle des paramètres du Zn et, à l'inverse, l'hétérogénéité des réponses associées au Fe.

Sur le plan fonctionnel, *C. zizanioides* se caractérise par de faibles valeurs de TF et de BCF pour le Fe, évoquant ainsi une rétention majoritairement racinaire et une contribution importante à la stabilisation chimique du substrat. En revanche, *A. gayanus* présente une variabilité plus marquée des indices liés au Zn, reflétant une réponse plus dépendante des conditions de croissance et de la biodisponibilité de cet élément.

L'analyse conjointe de l'ACP et du dendrogramme met ainsi en évidence des stratégies phytoremédiatrices différenciées mais complémentaires entre les deux espèces. En effet, ces structures statistiques ne constituent pas en elles-mêmes des mécanismes physiologiques démontrés cependant, elles fournissent un cadre interprétatif permettant de comprendre la

complémentarité fonctionnelle du vétiver et d'*A. gayanus* dans des approches de phytoremédiation combinant stabilisation des métaux peu mobiles et gestion des éléments les plus biodisponibles.

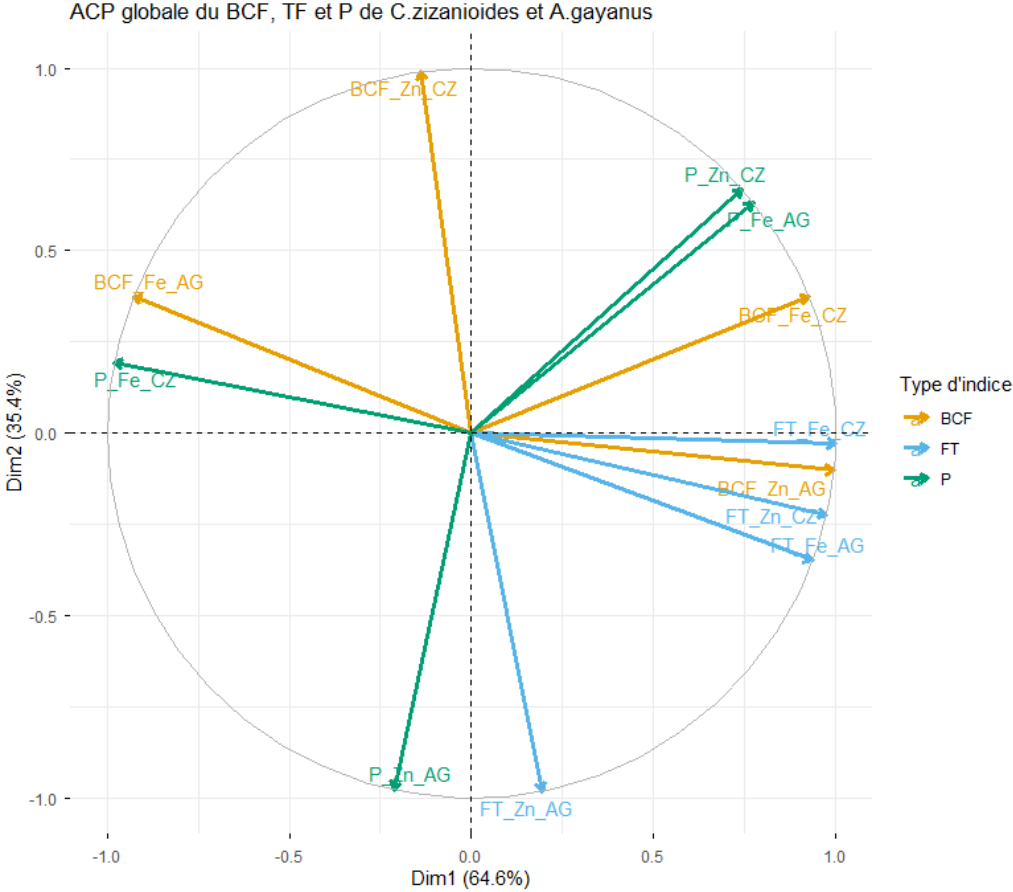


Figure 73. Analyse en composantes principales conjointe des indices de performance phytoremédiatrice (BCF, TF et P) de *C. zizanioides* et de *A. gayanus*.

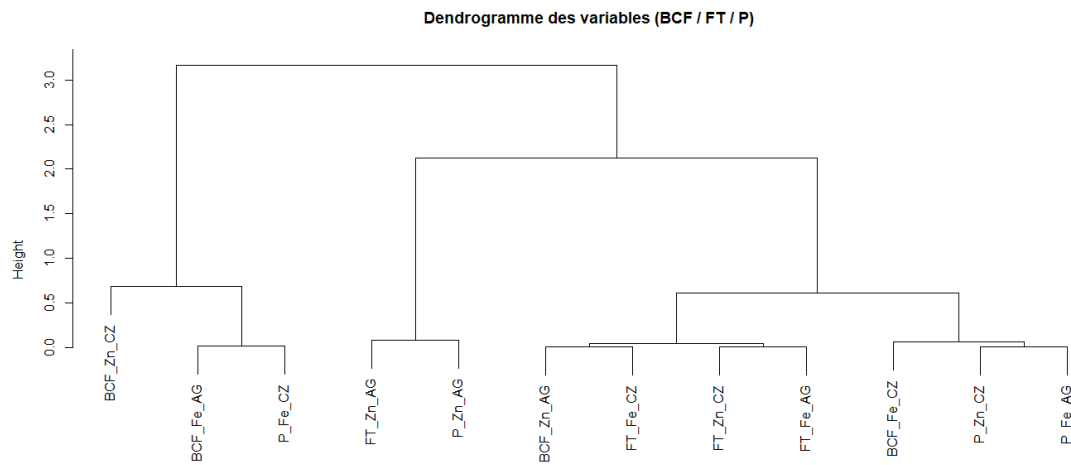


Figure 74. Classification hiérarchique des indices de performance phytoremédiatrice (BCF, TF et P) des deux espèces étudiées.

III.2.4. Conclusion partielle

Dans les conditions expérimentales de culture sous serre, *C. zizanioides* et *A. gayanus*, ont été évaluées pour leur aptitude à tolérer et dépolluer des résidus miniers pollués majoritairement en Fe et en Zn. Les observations morphologiques et physiologiques réalisées au cours des cinq campagnes de suivi montrent que les deux espèces ont survécu et ont maintenu leur croissance tout au long des dix-huit mois d'expérimentation, mais avec des performances différenciées selon les périodes climatiques et le métal considéré.

L'évaluation conjointe des taux d'élimination, des facteurs de bioconcentration (BCF), de translocation (TF) et du potentiel phytoremédiateur (P%) met en évidence des réponses contrastées mais complémentaires entre les deux graminées. *C. zizanioides* se distingue par des potentiels de dépollution plus élevés, en particulier pour le Zn, tout en maintenant une croissance et un statut hydrique globalement stables, tandis que le Fe reste majoritairement confiné dans le compartiment racinaire. En revanche, *A. gayanus* adopte une stratégie plus conservatrice, caractérisée par des BCF et TF faibles pour les deux métaux traduisant un confinement racinaire marqué. Bien que son potentiel d'extraction soit plus limité, l'espèce

contribue efficacement à la stabilisation physique du substrat dans le sol grâce à un enracinement dense et superficiel, favorable au maintien de la structure des résidus miniers. Les analyses multivariées confirment ces tendances en montrant une corrélation plus étroite entre les paramètres de croissance et les indices liés au Zn, tandis que les variables associées au Fe suivent des gradients distincts selon l'espèce, en cohérence avec sa moindre mobilité dans le substrat. Pris dans leur ensemble, ces résultats montrent que les deux graminées ne répondent pas de manière identique à la pollution métallique, mais mobilisent des stratégies complémentaires de gestion du Fe et du Zn. Cette complémentarité fonctionnelle conforte l'intérêt de leur utilisation conjointe dans des dispositifs de phytoremédiation intégrée visant à associer stabilisation des résidus miniers et réduction progressive de la charge métallique en contexte sahélien.

Chapter 3: Assessment of iron and zinc mobility and bioavailability during phytoremediation of mine tailings via sequential and selective extraction

This chapter is based on a scientific article submitted for publication in the *Journal of Soils and Sediments*. Consequently, the Materials and Methods section is intentionally summarized in accordance with journal requirements, while the complete experimental design, analytical procedures, and methodological details are fully described in Chapter II of Part II. It presents the results of sequential and selective extractions applied to mine tailings sampled during the *ex situ* phytoremediation experiment.

Abstract

This study investigates the chemical fractionation, mobility, and potential bioavailability of iron (Fe) and zinc (Zn) in mine tailings subjected to an 18-month phytoremediation experiment using *C. zizanioides* and *A. gayanus*. Sequential extraction following the BCR protocol and selective extractions using CaCl₂ and NH₄OAc-EDTA were combined to assess the temporal redistribution of metals over three sampling campaigns (C1 to C3). Analytical recovery rates ranged from 89 % to 99 % indicating satisfactory extraction efficiency. BCR fractionation results indicate that Fe was predominantly associated with the residual fraction (79 at 92 %), following the order F₄ > F₁ > F₂ > F₃. Conversely, Zn was mainly distributed among the exchangeable and reducible fractions (F₁ and F₂), which together accounted for 53 at 60 % of total Zn, indicating a higher potential mobility. Zinc fractionation followed the pattern F₁ ≥ F₂ > F₄ > F₃. The mobile Fe fractions extracted with CaCl₂ were relatively low (< 0.01 % of total Fe) for both species, as were the potentially bioavailable fractions extracted with NH₄OAc-EDTA (0.6 at 0.8 % of total Fe). In contrast, Zn exhibited substantially higher proportions in the potentially bioavailable fraction, ranging from 28 at 40 % at C1 to 33 at 80 % at C3, depending on the plant species. The soluble fraction remained consistently low for both metals (< 0.15%) over the entire experimental period. Overall, these results highlight contrasting biogeochemical behaviors between Fe, which remained highly stabilized within the residual mineral matrix, and Zn, which exhibited greater mobility and reactivity. This metal-specific behavior underscores the complementary roles of *C. zizanioides* and *A. gayanus* in the phytoremediation of mine tailings, combining metal stabilization and selective mobilization processes under Sahelian climatic conditions.

Keywords: *Heavy metals – Phytoremediation – Sequential extraction - Selective extraction – Mobility – Toxicity*

III.3.1. Introduction

In Burkina Faso, the development of artisan gold mining contributes enormously to reducing poverty in rural areas by injecting monetary income. However, this activity uses inappropriate methods that are a major source of huge problems and growing environmental concerns. The use of mercury and cyanide in gold mining processes leads to widespread chemical pollution of soil and water resources. This pollution poses a threat to agricultural productivity as well as to human health. Indeed, mine tailings are discharged directly into the environment without any prior treatment (Laing & Pinto, 2023; Musiige et al., 2024; Ondo et al., 2024). The storage of these residues represents a major source of dispersion of trace metal elements (TMEs) into different environmental compartments through erosion, runoff, and acid mine drainage formation (Getaneh & Alemayehu, 2006; Mensah et al., 2022; Schoenberger, 2016). This diffuse pollution, through the discharge of sludge from mercury amalgamation and cyanidation processes into receiving environments, promotes the mobilization and dispersion of heavy metals in the environment (Maradan et al., 2011). Consequently, soils are durably polluted by TMEs, considerably reducing their agronomic value (Kagambega et al., 2023). Worldwide, cyanide and TME pollution has become one of the most serious environmental issues (Petelka et al., 2019). The high toxicity and non-biodegradability of these contaminants lead to accumulation in the food chain, making these pollutants dangerous for the environment and human health. However, the evaluation of contaminated soils is conventionally based on the measurement of total TME concentrations.

Nevertheless, although these total concentrations are often high, they cannot be considered a direct indicator of harmful effects, since they do not provide information on the bioavailability, mobility, and actual toxicity of metals in soils. Many studies (Adriano, 2001; Fuentes et al., 2006; Tessier, 2015) have shown that total TME concentration is not a reliable indicator of environmental risk. Only sequential fractionation or selective extraction approaches allow for the evaluation of mobilizable and bioavailable forms (Fuentes et al., 2008; Ure, 1996). Indeed, only the bioavailable or bioaccessible fractions of TMEs are likely to interact with biological systems, thereby revealing their true toxicity (Peijnenburg & Jager, 2003).

Although TMEs may be present in soils at high concentrations, their actual mobility and toxicity depend on the chemical phase in which they occur. It is therefore essential to determine their distribution and chemical form among the various solid phases of the soil (Cornu & Clozel, 2000) in order to evaluate their potential toxicity. Bioavailability, mobility, and toxicity depend on the chemical reactions with different soil components as well as on the physicochemical conditions of the medium. Metals present in the soil can be associated with different phases, and only a part of these can be effectively bioavailable or bioaccessible (Qasim et al., 2015). Thus, highly contaminated soils may pose a low environmental risk if TMEs are poorly available to plants or soil organisms, whereas soils with moderate total concentrations may represent a high risk if the metals are mainly present in exchangeable or soluble forms (Peijnenburg et al., 2007).

The bioavailability, mobility, and toxicity of metals can be estimated using sequential extraction methods according to the BCR procedure, and selective extractions using CaCl_2 and $\text{NH}_4\text{OAc} + \text{EDTA}$. The procedure proposed by the Community Bureau of Reference (BCR) is one of the most widely used due to its high reproducibility, although its application remains complex. It describes essentially four operationally defined fractions in soils. The exchangeable fraction (including carbonates) (F1) and the reducible fraction (F2) are fractions with direct effects, as they are easily absorbed by plants (Kouassi et al., 2019). The oxidizable fraction (F3) gives an approximate indication of the less mobile metal portion (M. Chen et al., 2008). Finally, the fourth is the residual fraction, which corresponds to inert and very stable forms, poorly bioavailable under oxidizing conditions (Ali et al., 2024; Gu et al., 2025; Roy et al., 2024). Extractions with CaCl_2 are used to estimate the mobile fraction, whereas those with NH_4OAc combined with EDTA provide the proportion that is bioavailable to plants.

In this context, the present study aims to evaluate the temporal dynamics of Fe and Zn mobility in mine tailings under phytoremediation through sequential (BCR) and selective (CaCl_2 and $\text{NH}_4\text{OAc} + \text{EDTA}$) extractions performed during three successive sampling campaigns. The objective is to assess the temporal evolution of mobility, bioavailability, and potential toxicity of these metals in order to identify the fractions likely to represent an environmental risk.

III.3.2. Material and methods

III.3.2.1. Experimental site and nature of the mine tailings

The experimental pilot studies of phytoremediation were implemented at the Institute for Research in Applied Science and Technology (IRSAT) (12°25'27.8" N; 1°29'15.17" W) in Ouagadougou, Burkina Faso. The mine tailings used originated from the small-scale gold processing site in the rural commune of Nimbrogo, located in the department of Ziou, province of Nahouri (Centre-Sud region, Burkina Faso). The residues, collected manually using shovels, come from artisanal gold extraction processes combining cyanidation and mercury amalgamation, which are the most common recovery methods in this area. These activities generate fine-textured wastes highly enriched in toxic trace metals (ETMs) such as As, Hg, Zn, Fe, Pb and Cu, as previously reported in several studies in Burkina Faso (Kagambega et al., 2023; Ousman et al., 2013; Yamma et al., 2025). Before the phytoremediation experiments, a preliminary characterization of the tailings was performed to determine their physico-chemical properties (pH, EC, OM, CEC) and initial total metal contents. The analyses revealed very low levels of organic matter, associated with a general deficiency in essential nutrients, reflecting the sterility typical of mine residues, as well as high metal concentrations exceeding international soil quality guideline values (Kabata Pendas, 2011). For instance, the total concentrations of Fe and Zn reached 56928 mg·kg⁻¹ and 1072 mg·kg⁻¹, respectively, while As and Hg averaged 22 mg·kg⁻¹ and 11.1 mg·kg⁻¹, confirming the metallic pollution of these residues (Yamma et al., 2025).

However, the monitoring of As and Hg was not pursued in the present study because their initial concentrations in the mine tailings were relatively low compared with Fe and Zn and rapidly decreased below analytical detection limits from the first sampling campaign. In addition, mercury is characterized by a high volatility and may undergo partial losses during drying and digestion procedures, potentially leading to analytical uncertainty (Oladoye et al., 2022; Prasad et al., 2016). From a geochemical perspective, both As and Hg are known to be strongly associated with stable mineral phases in gold mine tailings, particularly sulfides, iron oxides and residual fractions, which significantly limits their short-term mobility and phytoavailability under neutral to slightly alkaline conditions. Their behaviour is therefore weakly responsive to plant-induced rhizospheric processes over short to medium timescales.

Conversely, Fe and Zn occurred at much higher concentrations and exhibit contrasting geochemical behaviours in soils. Zinc is recognized as a relatively mobile element, frequently

associated with exchangeable and reducible fractions, whereas iron plays a key role in controlling metal stabilization through oxide and hydroxide phases. These contrasting properties make Fe and Zn particularly relevant indicators for assessing metal redistribution, mobility and bioavailability during phytoremediation processes. Consequently, they were selected as priority elements for evaluating the phytoremediation performance of the studied plant species

III.3.2.2. The plant species used

Some plant species have a high potential for metal collection in shoots and roots, which justifies their choice for phytoremediation. The plant species used in this study is *Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty and *Andropogon gayanus* Kunth.

III.3.2.2.1. *Chrysopogon zizanioides*

Chrysopogon zizanioides (L.) Roberty is a perennial grass acclimated to the tropical climate of the family Poaceae, of the order Poales with the reign of the Plantae and the class Liliopsida (Banerjee et al., 2019). This grass was chosen for its many remarkable morphological and physiological characteristic (Danh et al., 2009; Truong, 2000). Indeed, *C. Zizanioides* is a perennial rhizome plant that roots deeply up to 3 or 4 m. It is sterile, non-invasive, fast-growing capacity, (Y. Chen et al., 2004; Struong et al., 2009). It can survive extreme climatic conditions and tolerates various heavy metals, making it a promising plant for soil and water phytoremediation (Chintani et al., 2021; Lu et al., 2022). Its exceptional tolerance to heavy metals has been demonstrated in several studies. The ability of *C. zizanioides* to restore soils contaminated by endosulfan, copper and cadmium was studied in Burkina Faso by (Abaga et al., 2021). Similarly, Danh and al. (2009) demonstrated the ability of *C. zizanioides* to remediate heavy metals and organic waste. Recent studies (Banerjee et al., 2019; Chintani et al., 2021; Kiiskila et al., 2020; Thomas et al., 2024) showed the effectiveness of *C. zizanioides* in the remediation of soils polluted by mine drainage. The work of (Ghosh et al., 2015), which revealed the ability of *C. zizanioides* to remediate fly ash.

III.3.2.2.2. *Andropogon gayanus*

Andropogon gayanus Kunth (Kone, 2011) is also a perennial tropical grass broadly spread across Africa and introduced into other tropical regions for its agroecological uses. Its interest in phytoremediation is based on its remarkable morphological and physiological capabilities (Kone, 2011) which are similar to those of *C. zizanioides* promoting its survival under stress conditions and its ability to absorb soil elements (Santiago, 1995). Available studies indicate that *A. gayanus* exhibits a strong phytoremediation potential, mainly due to its ecological robustness and its dense and deep root system. This root architecture promotes the root accumulation of trace metals and confers a high tolerance to abiotic stresses, which are key characteristics under Sahelian and mining conditions. Under controlled conditions, (Abaga et al., 2021; Ondo Zue Abaga, 2012) reported that the species could accumulate 100-200 mg·kg⁻¹ of Cu and 15-30 mg·kg⁻¹ of Cd in its roots, with bioconcentration factors (BCF) greater than 1 and translocation factors (TF) lower than 1, confirming its role as a root phytoaccumulator.

III.3.2.3. Experimental device

The experiment was carried out in polyethylene pots (35 cm diameter × 40 cm height) placed on an elevated metallic platform inside a greenhouse. Each pot was prepared using a stratified system designed to ensure drainage, aeration, and substrate stability, consisting of:

- 5 cm of coarse gravel (26 - 28 mm),
- 3 cm of fine gravel (20 - 22 mm),
- 7 cm of river sand ($D_{90} \approx 1$ mm).

A 20-cm layer of mine tailings was placed above the drainage materials. Thirty pots were filled with contaminated tailings and planted with either *C. zizanioides* or *A. gayanus*.

Seedlings previously propagated in a nursery for 60 days were trimmed to approximately 20 cm (shoots and roots) prior to transplantation. One plant was transplanted per pot following the traditional rice transplanting method to ensure uniform root establishment. Pots were arranged according to a randomized complete block design to minimize positional and microclimatic effects.

Throughout the experiment, irrigation was applied every two days using a hydraulic load of 4.33 mm, calculated from the mean annual rainfall of Ouagadougou (≈ 768 mm/year) and

distributed over the pot surface. This regime was chosen to reproduce realistic hydric conditions under Sahelian climate while maintaining controlled greenhouse conditions.

III.3.2.4. Sampling campaign

Sampling campaigns were conducted to monitor the temporal dynamics of Fe and Zn during phytoremediation. Three campaigns were performed at 6, 12 and 18 months after transplantation. For each campaign, three pots per plant species were sampled ($n = 3$), corresponding to a total of six pots per sampling period.

The sampling schedule was established according to seasonal climatic variations. During each campaign, whole plants were harvested and the corresponding mine tailings were removed from the pots, homogenized, and air-dried at room temperature for one week. The substrates were subsequently oven-dried at 40 °C, ground to < 1 mm, and stored in sealed polyethylene bags prior to chemical analyses.

III.3.2.5. Methods of sample analysis

III.3.2.5.1. The physio-chemical analysis of mine tailings

Sampling was performed in accordance with the French standard NF X31-100 and the international standard NF ISO 18400-102. Physico-chemical analyses were conducted before and after phytoremediation to assess substrate evolution.

Measured parameters included pH, electrical conductivity (EC), and redox potential (Eh), which govern metal mobility, as well as organic matter content (OM) and cation exchange capacity (CEC), reflecting sorption capacity. Major exchangeable cations (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+), total nitrogen (NTK), mineral nitrogen (NO_2^- , NO_3^-) and total organic carbon (TOC) were also determined to monitor nutrient dynamics during plant growth.

III.3.2.5.2. Sequential extraction of metals (modified BCR procedure)

Sequential extraction of Fe and Zn was performed using the modified BCR protocol (Ure et al., 2013), which distinguishes four operationally defined fractions:

- F1: exchangeable and carbonate-bound fraction,
- F2: reducible fraction associated with Fe–Mn oxides,
- F3: oxidizable fraction bound to organic matter and sulfides,

- F4: residual fraction incorporated within the mineral matrix.

Extractions were conducted at room temperature under continuous agitation for 16 h, followed by centrifugation (3000 rpm, 20 min). Supernatants were stored at 4 °C prior to analysis by ICP-AES. To estimate the potential mobility of metals in the mine tailings, the mobility factor (FM) was calculated as follows (Müller & Anke, 1994):

$$FM(\%) = \frac{F1 + F2}{\sum(F1 + F2 + F3 + F4)} * 100$$

where F1 and F2 represent the most labile metal pools.

III.3.2.5.3. Selective extractions

Selective extractions were performed to estimate metal mobility and bioavailability.

❖ **CaCl₂ extraction (0.01 M)** was applied to assess the easily mobilizable fraction, representing metals weakly adsorbed or present in the soil solution (Fuentes et al., 2006, 2008). Two grams of tailings were shaken with 20 mL CaCl₂ for 3 h at 25 °C.

❖ **NH₄OAc–EDTA extraction** targeted the potentially bioavailable fraction, including exchangeable metals and those bound to carbonates and amorphous oxides. Five grams of substrate were extracted for 2 h at 25 °C, followed by centrifugation and ICP-AES analysis.

❖

III.3.2.5.4. Total acid digestion and analytical quality control

Total metal concentrations were determined by aqua regia digestion following ISO 11466. The reliability of the sequential extraction procedure was assessed by calculating the recovery rate, obtained by comparing the sum of the four BCR fractions with the total concentration measured after aqua regia digestion (Rauret et al., 1999; Ure et al., 2013): One-gram subsamples (triplicate) were digested using HCl and HNO₃ under reflux at 105 °C. Extracts were filtered, diluted to 50 mL, and analyzed by ICP-AES. The recovery rate was calculated as:

$$\% \text{ Récupération} = \frac{\sum(F1 + F2 + F3 + F4)}{TC} \times 100$$

Recoveries ranged between 93.5 % and 109 %, confirming the robustness of the analytical procedure.

The removal efficiency (E) of metals in mine tailings during phytoremediation was calculated from initial and measured concentrations as follows (Badmus et al., 2007; Mellem et al., 2014):

$$E (\%) = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100$$

where C_i is the initial concentration of the metal in the tailings (before planting) and C_f is the concentration measured at each sampling campaign.

III.3.2.6. Statistical analysis

All measurements were performed in triplicate and results are expressed as mean \pm standard deviation. Raw data were processed using Microsoft Excel 2016 and statistically analyzed using R software (version 3.3.1).

Prior to statistical analysis, data normality and homogeneity of variances were verified using the Shapiro–Wilk and Levene tests, respectively. When these assumptions were met, differences between sampling campaigns were evaluated by one-way analysis of variance (ANOVA). Mean comparisons were performed using Tukey’s honestly significant difference (HSD) post hoc test. When normality or homoscedasticity assumptions were not satisfied, non-parametric Kruskal–Wallis tests followed by pairwise Wilcoxon rank-sum tests were applied. A significance level of $\alpha = 0.05$ was adopted, and differences were considered statistically significant when $p < 0.05$. In tables and figures, statistically significant differences between sampling campaigns are indicated by different lowercase letters (a, b, c).

III.3.3. Results

The initial physicochemical properties of the mine tailings used in the greenhouse experiment were previously characterized and are presented in the Material and Methods section under point II.2.1.1.2.

III.3.3.1. Physical and chemical properties evolution of substrates

After 18 months of phytoremediation, the physicochemical properties of the substrates were significantly affected by both the level of pollution and the plant species (**Table 4**). Clear contrasts were observed between non-polluted and polluted substrates, highlighting the impact of mine tailings on soil functioning.

Non-polluted substrates exhibited significantly higher contents of organic matter, total carbon and total nitrogen compared with polluted substrates ($p = 0.021$, $p = 0.018$ and $p = 0.033$, respectively). In contrast, polluted substrates showed a significant decrease in cation exchange capacity ($p = 0.027$), indicating a deterioration of the exchange complex under mining contamination. Plant species also significantly influenced substrate properties. *Andropogon gayanus* induced a significantly greater increase in organic matter ($p = 0.041$), sum of exchangeable bases ($p = 0.036$) and cation exchange capacity ($p = 0.029$) compared with *Chrysopogon zizanioides*. Conversely, significantly higher concentrations of total potassium and magnesium were recorded in substrates planted with *C. zizanioides* ($p = 0.022$ and $p = 0.031$, respectively), suggesting species-specific nutrient accumulation patterns. No statistically significant differences were observed for soil pH or electrical conductivity among experimental treatments ($p > 0.05$). pH values remained within a moderately acidic to near-neutral range, while electrical conductivity stayed below 0.12 dS m^{-1} , indicating the absence of salinity constraints throughout the experimental period.

Overall, these results demonstrate that the presence of plants markedly modifies the physicochemical functioning of mine substrates. Pollution primarily affected organic matter pools and exchange capacity, whereas plant species controlled the redistribution of major elements and the stabilization of the exchange complex.

Table 4. Proprieties physicochemical of the substrates

Parameters	Unpolluted <i>A.gayanus</i>	Unpolluted <i>C.zizanioides</i>	Polluted <i>A.gayanus</i>	Polluted <i>C.zizanioides</i>
Organic matter (%)	1,90 ± 0,19 ^a	1,82 ± 0,23 ^a	1,15 ± 0,15 ^b	0,92 ± 0,23 ^c
Total carbon (%)	1,02 ± 0,09 ^a	1,00 ± 0,13 ^a	0,66 ± 0,09 ^b	0,53 ± 0,13 ^c
Total nitrogen (%)	0,14 ± 0,01 ^a	0,15 ± 0,02 ^a	0,10 ± 0,04 ^b	0,08 ± 0,02 ^c
C/N ratio	12 ± 1 ^a	12 ± 1 ^a	11 ± 2 ^a	12 ± 1 ^a
Total potassium (mg.kg ⁻¹ MS)	2761 ± 330 ^a	2524 ± 329 ^a	2279 ± 591 ^b	3106 ± 507 ^a
Total calcium (mg.kg ⁻¹ MS)	586 ± 340 ^a	1653 ± 889 ^a	607 ± 352 ^a	761 ± 347 ^a
Total magnésium (mg.kg ⁻¹ MS)	132 ± 21 ^b	625 ± 270 ^a	261 ± 138 ^b	456 ± 232 ^a
Total sodium (mg.kg ⁻¹ MS)	120 ± 11 ^a	143 ± 11 ^a	135 ± 30 ^a	146 ± 26 ^a
Ca ²⁺ (cmol/kg)	4,29 ± 0,46 ^a	4,02 ± 0,95 ^a	3,86 ± 0,89 ^b	2,89 ± 1,17 ^c
Mg ²⁺ (cmol/kg)	1,76 ± 0,23 ^a	1,23 ± 0,06 ^b	1,14 ± 0,36 ^b	1,05 ± 0,13 ^b
K ⁺ (cmol/kg)	0,15 ± 0,00 ^b	0,15 ± 0,00 ^b	0,12 ± 0,05 ^b	0,17 ± 0,02 ^a
Na ⁺ (cmol/kg)	0,11 ± 0,00 ^a	0,10 ± 0,02 ^a	0,14 ± 0,03 ^a	0,11 ± 0,00 ^a
Sum of exchangeable bases	6,31 ± 0,66 ^a	5,49 ± 0,90 ^a	5,26 ± 1,00 ^b	4,22 ± 1,26 ^c
CEC	8,44 ± 0,39 ^a	6,64 ± 0,39 ^b	6,96 ± 0,85 ^c	5,55 ± 0,56 ^d
Base saturation (%)	75 ± 5 ^a	83 ± 10 ^a	76 ± 16 ^a	76 ± 21 ^a
Electrical conductivity (dS·m ⁻¹)	0,07 ± 0,01 ^a	0,08 ± 0,03 ^a	0,11 ± 0,09 ^a	0,07 ± 0,03 ^a
pH water	6,00 ± 0,15 ^a	6,56 ± 1,08 ^a	6,48 ± 1,16 ^a	6,55 ± 1,08 ^a

Values are expressed as mean \pm standard deviation (n = 3). Different lowercase letters (a, b, c) within the same row indicate statistically significant differences between sampling campaigns at $p < 0.05$ (ANOVA followed by Tukey's HSD test).

III.3.3.2. Temporal evolution of total Fe and Zn concentrations in mine tailings

The temporal monitoring of total metal concentrations revealed a progressive decrease in Fe and Zn levels throughout the experiment (**Figure 75**), indicating a gradual reduction of the metal load within the substrates. This decrease was observed for both plant species, although the magnitude of reduction differed markedly between *C.zizanioides* and *A. gayanus*. For iron (Fe), reduction rates reached 4.8%, 7.0%, and 15.7% in the pots planted with *C. zizanioides* during the C1, C2 and C3 sampling campaigns, respectively. In comparison, lower decreases of 3.7%, 6.6%, and 12.1% were recorded in the *A. gayanus* system over the same periods. Regarding zinc (Zn), the reduction in total concentrations was substantially more pronounced. In the *C. zizanioides* pots, Zn removal reached 33.1% at C1, 37.3% at C2, and 66.0% at C3, whereas only in *A. gayanus* 1.6%, 26.3%, and 17.9% were observed in the in *A. gayanus* treatments. The stronger decrease observed between the C2 and C3 campaigns, particularly for Zn, coincides with the period of enhanced plant development and increased root biomass, which may promote metal uptake as well as redistribution processes within the rhizosphere. In addition, prolonged plant–substrate interactions may induce gradual modifications of physicochemical conditions, including pH variations, organic matter inputs, and rhizospheric microbial activity, favoring metal mobilization despite generally low initial bioavailability.

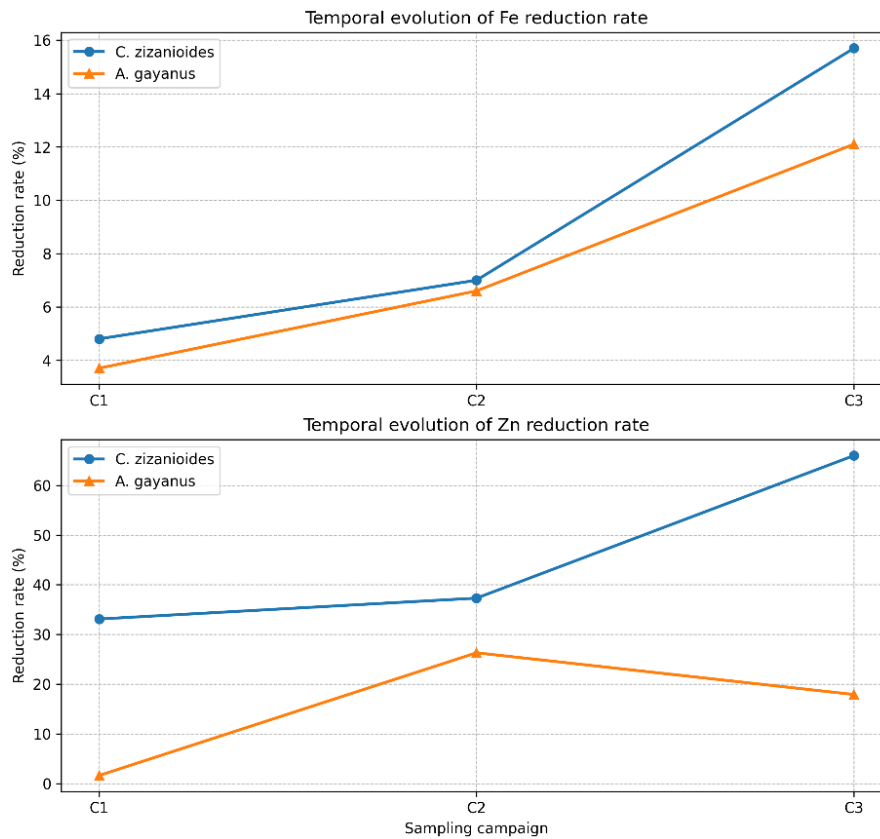


Figure 75. Temporal dynamics of the reduction rates of total Fe and Zn concentrations in mine tailings under phytoremediation by *C. zizanioides* and *A. gayanus*.

Values represent means \pm standard deviation ($n = 3$). Reduction rates were calculated relative to the initial concentrations measured at time T_0 .

Overall, these results demonstrate that *C. zizanioides* exhibited a higher remediation efficiency than *A. gayanus*, particularly for Zn which appears to be the most responsive element to the phytoremediation process. However, total concentration alone do not provide information on the chemical forms, binding strength, or actual mobility of Fe and Zn in the substrate. Therefore, analyzing the distribution of metals among the geochemical fractions (BCR method) is essential to better understand the speciation dynamics, mobility potential, and stability of Fe and Zn during the phytoremediation process. The following results present the evolution of the extractable fractions of Fe and Zn across sampling campaigns and between the two plant species studied.

III.3.3.3. Distribution of Fe and Zn fractions according to the BCR method

The sequential fractionation procedure applied on the mine tailings made it possible to monitor the evolution of the different chemical fractions of iron (Fe) and zinc (Zn) over the three sampling campaigns (C1, C2, and C3). The results expressed as a percentage of total metal content (TC %), allowing direct comparison of the relative contribution of each chimique fraction (F1 to F4) as a function of time and plant species. This approach highlights the redistribution of metals among operationally defined fractions under the combined influence of phytoremediation and temporal evolution of the substrates.

III.3.3.3.1. Fractionation and Evolution of Fe

The distribution of Fe among the different chemical fractions determined by the BCR sequential extraction procedure is presented in **Figure 76**. The results are expressed as a percentage of total iron content (TC = 100%), allowing comparison of the relative distribution of Fe BCR fractions among the sampling campaigns (C1, C2, and C3) as well as between the two plant species investigated. Overall, Fe distribution is largely dominated by the residual fraction (F4) throughout the experimental period, regardless of plant species. This fraction constitutes the main reservoir of Fe in the mine tailings, accounting for more than 70% of total Fe as early as the first sampling campaign. The exchangeable (F1) and reducible (F2) fractions, considered the most mobile and potentially bioavailable forms, represent much lower proportions and tend to decrease over time, whereas the oxidizable fraction (F3) remains nearly negligible throughout the experiment.

In *A. gayanus*, the proportion of Fe associated with the residual fraction increased progressively, from $76.7 \pm 4.8\%$ in C1 to $94.6 \pm 1.3\%$ in C3. This increase was accompanied by a marked decrease in most labile fractions. The exchangeable fraction (F1) declined from $11.5 \pm 0.7\%$ in C1 to $2.4 \pm 0.04\%$ in C3, while the reducible fraction (F2) decreased from $12.7 \pm 1.0\%$ to $4.7 \pm 0.1\%$ over the same period. The oxidizable fraction (F3) remained extremely low throughout the experiment, representing less than 0.1% of total Fe.

A similar trend was observed in *C. zizanioides*. The residual fraction showed a pronounced increase over time, rising from $72.2 \pm 1.7\%$ in C1 to $87.6 \pm 7.2\%$ in C3. Concurrently, the exchangeable (F1) and reducible (F2) fractions exhibited a progressive decrease between sampling campaigns. As observed for *A. gayanus*, the oxidizable fraction remained marginal (< 0.1%) throughout the monitoring period. The sum of the four extracted fractions (F1 + F2 + F3

+ F4) accounted for 97.2%, 95.7%, and 95.6% of total Fe for campaigns C1, C2, and C3, respectively. These values indicate a satisfactory mass balance and confirm the analytical reliability of the BCR sequential extraction protocol.

Statistical analysis showed no significant differences between plant species for the reducible (F2) and oxidizable (F3) fractions across the three sampling campaigns ($p > 0.05$). In contrast, significant differences were observed for the exchangeable (F1) and residual (F4) fractions ($p < 0.005$), reflecting a progressive redistribution of iron toward more chemically stable forms over time.

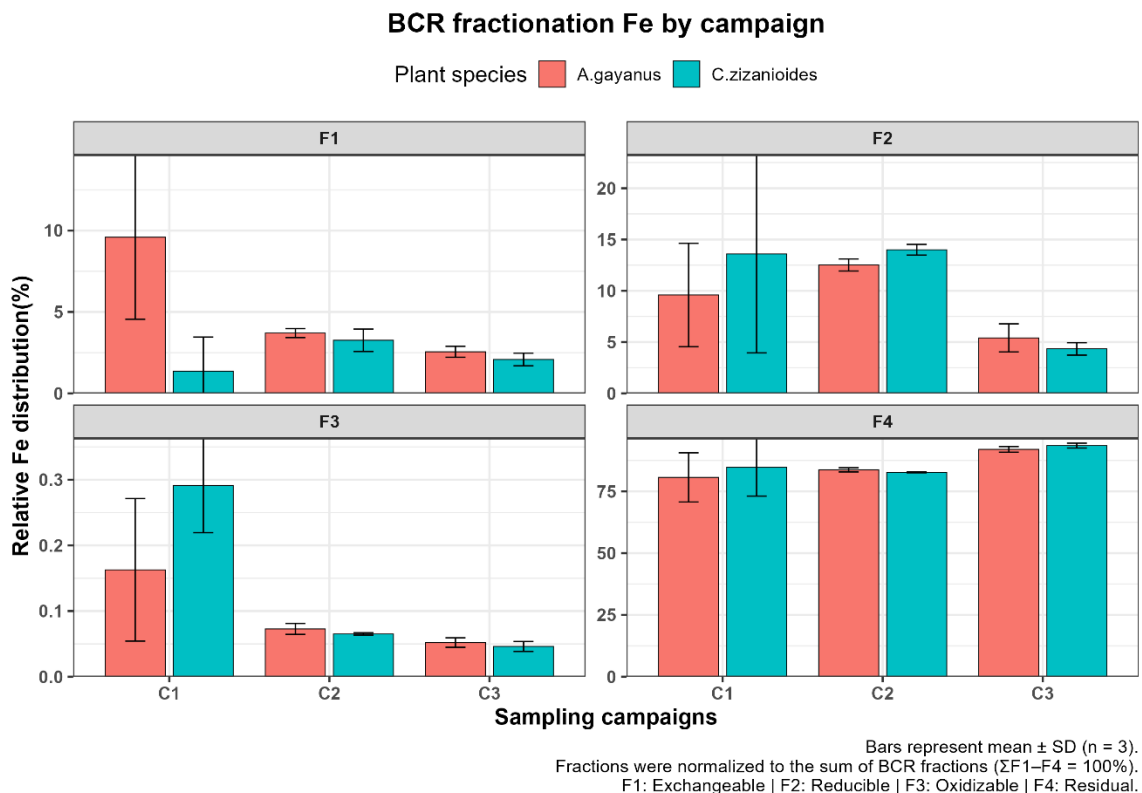


Figure 76. Distribution of Fe between the chemical fractions of by BCR method

C1, C2 and C3 correspond to sampling campaigns conducted after 6, 12 and 18 months of phytoremediation, respectively.

F1: exchangeable fraction;

F2: reducible fraction (associated with Fe/Mn oxides);

F3: oxidizable fraction (associated with organic matter and sulfides);

F4: residual fraction.

The relative contribution of Fe in each BCR fraction (F1-F4) is expressed as a percentage of the sum of sequentially extracted fractions ($\Sigma F1-F4 = 100\%$).

Bars represent mean values \pm standard deviation of three independent pot replicates ($n = 3$).

Note: y-axis scales differ between panels to improve visualization of fractions with contrasting abundances.

III.3.3.3.2. Distribution of Zn fractions according to the BCR method

The distribution of Zn among the different chemical fractions obtained through the BCR sequential extraction procedure is presented in Figure 75 (**Figure 77**). Results are also expressed as a percentage of the sum of extracted fractions ($\Sigma F1-F4 = 100\%$), allowing comparison of the relative Zn distribution among sampling campaigns (C1, C2, and C3) as well as between the two plant species investigated.

Overall, Zn exhibits a relatively high proportion within the most labile fractions (F1 and F2), particularly at the beginning of the experiment, reflecting a higher chemical mobility compared with that observed for iron. Over time, a progressive increase in the residual fraction (F4) is observed, indicating a gradual stabilization of Zn within the solid matrix of the mine tailings.

In *Andropogon gayanus*, Zn was initially distributed among the exchangeable (F1), reducible (F2), and residual (F4) fractions. During campaign C1, fractions F1 and F2 together accounted for approximately 50-55% of the total extracted Zn, whereas the residual fraction remained below 40%, indicating a predominance of potentially mobile forms at the early stage of the experiment. As phytoremediation progressed, a gradual redistribution of Zn toward more stable chemical forms was observed. In campaign C2, the contribution of the residual fraction increased concomitantly with a decrease in the labile fractions. By the end of the experiment (C3), fraction F4 became dominant, exceeding 45% of $\Sigma F1-F4$, accompanied by a decline in the exchangeable and reducible fractions. This evolution reflects a progressive immobilization of Zn within less reactive mineral phases.

A similar but more pronounced stabilization trend was observed in *Chrysopogon zizanioides*. In the first campaign, Zn was mainly associated with F1 and F2, confirming a high initial mobility. From campaign C2 onward, a substantial increase in the residual fraction was recorded. By campaign C3, F4 represented more than 55% of the total extracted Zn, while the labile fractions decreased to less than 45% of $\Sigma F1-F4$. This stronger immobilization capacity highlights the efficiency of *C. zizanioides* in promoting Zn stabilization within the substrate.

Throughout the experiment, the oxidizable fraction (F3) remained moderate and relatively stable, generally accounting for less than 15% of the total Zn, suggesting limited association of Zn with organic matter and sulfide phases under the experimental conditions.

The sum of the four extracted fractions (F1 + F2 + F3 + F4) accounted for more than 95% of total Zn in all sampling campaigns, confirming the good mass balance and analytical reliability of the BCR sequential extraction procedure. Overall, Zn fractionation reveals an initially high chemical mobility that progressively decreases with time, accompanied by a transfer of Zn from labile fractions (F1-F2) toward the residual fraction (F4). This evolution reflects a marked reduction in Zn bioavailability and potential solubility, thereby limiting its transfer to the soil solution and reducing the risk of secondary environmental contamination during the phytoremediation process.

The post-hoc Dunn's test (Holm correction), performed separately for each plant species and sampling campaign (significance level $p < 0.005$), did not reveal significant differences among BCR fractions for Zn. This result indicates that, despite the observed temporal redistribution, the relative partitioning of Zn among fractions remained statistically comparable within each plant–campaign combination.

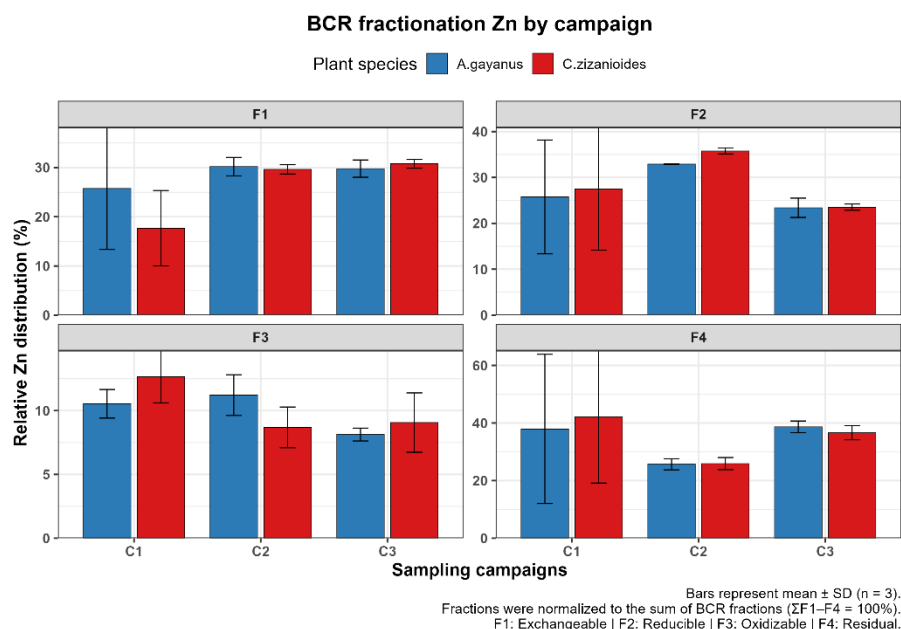


Figure 77. Distribution of Zn between the chemical fractions of by BCR method

III.3.3.4. The factors of mobility

The determination of the mobility factors (FM) highlights the contrasting dynamics of Fe and Zn throughout the experiment (**Figure 78**).

In the pots cultivated with *C. zizanioides*, the FM of Fe decreased markedly from 16.8% at C1 to 6.3 % at C3, indicating a progressive reduction in Fe mobility and a clear trend toward stabilization within less labile geochemical fractions. In contrast, the FM of Zn remained consistently high, fluctuating between 54 % and 56 % throughout the experimental period, indicating the persistence of Zn in mobile chemical forms.

A similar pattern was observed in the substrates cultivated with *A. gayanus*. The FM of Fe declined steadily from 20.6 % at C1 to 8.0 % at C3, confirming the progressive stabilization of the metal in less accessible fractions. Conversely, Zn remained predominantly associated with the mobile fractions, with FM values consistently exceeding 50 %, throughout the experiment, indicating the persistence of a substantial proportion of Zn within potentially mobile pools.

These contrasted behaviors highlight fundamental differences in the geochemical control of the two metals. While Fe exhibits a progressive decrease in mobility due to its redistribution toward more stable mineral phases, Zn maintains a substantial proportion in potentially mobile forms, reflecting a persistent environmental risk associated with its continued availability and potential transfer to the aqueous phase.

While the mobility factor (FM) provides valuable insight into the potential chemical mobility of metals within the solid matrix, it does not necessarily reflect their actual bioavailability to plants. To better assess the environmental risk and the portion of Fe and Zn that can be effectively mobilized in the rhizosphere, selective extractions were therefore performed using 0.01 M calcium chloride (CaCl₂) and the combined ammonium acetate (NH₄OAc) - EDTA method. These complementary analyses aim to differentiate between the potentially mobile and the truly bioavailable metal fractions, thereby providing a more comprehensive understanding of the mechanisms governing Fe and Zn dynamics during the phytoremediation process.

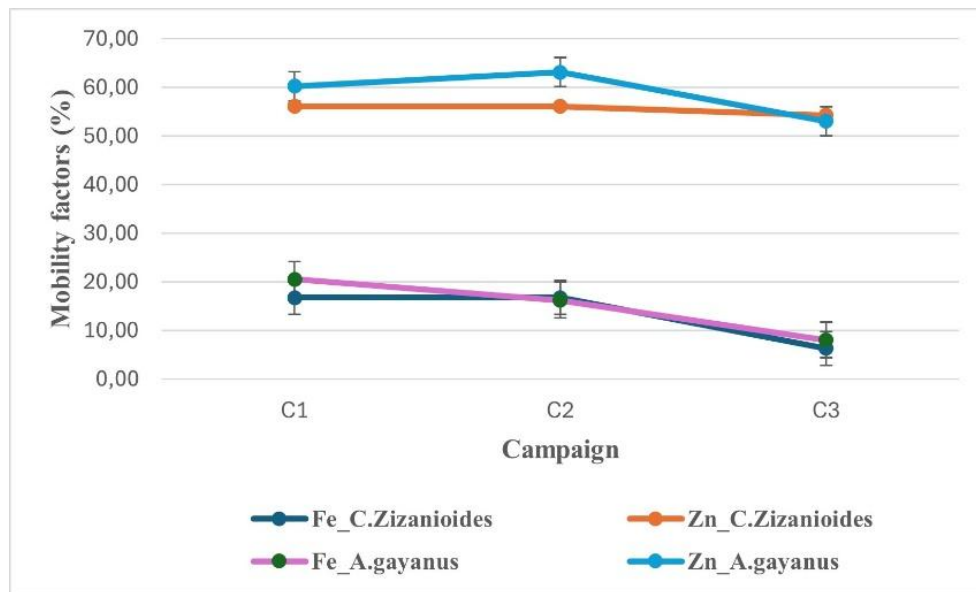


Figure 78. Factor mobility of Fe and Zn

III.3.3.5. The bioavailability and mobility of Fe and Zn

The temporal variations in the mobility and bioavailability of Fe and Zn, evaluated respectively by calcium chloride (CaCl_2) extraction, representing the easily mobilizable fraction, and by ammonium acetate (NH_4OAc) combined with EDTA extraction, corresponding to the potentially bioavailable fraction. These analyses were performed at the 6th (C1) and 18th (C3) months of the experiment.

The results are expressed as mean concentrations ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) and reflect the evolution of metal availability over time under phytoremediation conditions.

For both plant species, CaCl_2 -extractable concentrations remained very low throughout the experiment, ranging from 0 to $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ for Fe and below $5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ for Zn.

For both plant species, CaCl_2 extractable concentrations remained very low throughout the experiment, ranging from 0 to $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ for Fe and below $5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ for Zn. These low values indicate a very limited proportion of metals present in the soil solution or weakly adsorbed forms, reflecting a low immediate solubility of Fe and Zn in the mine tailings. In contrast, the concentrations extracted by $\text{NH}_4\text{OAc} + \text{EDTA}$ are considerably higher, ranging between 250 and $400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ for Fe and between 200 to $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ for Zn, depending on the sampling campaign and plant species. In *A. gayanus*, potentially bioavailable Fe decreases from about $370 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ at C1 to about $250 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ at C3, while Zn declined from around $410 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ at

C1 to approximately 280 mg.kg⁻¹ at C3, reflecting a gradual decline in bioavailability over time. A similar trend is observed in *C. zizanioides*, where Fe extracted by NH₄OAc + EDTA decreases from about 270 mg.kg⁻¹ at C1 to 180 mg.kg⁻¹ at C3, and Zn from approximately 300 mg.kg⁻¹ at C1 to nearly 230 mg.kg⁻¹ at C3. This progressive decline in NH₄OAc + EDTA extractable fractions indicate an increasing immobilization of Fe and Zn into more stable mineral phases, in agreement with the sequential fractionation (BCR) results. Conversely, the very low CaCl₂ extractable fraction suggests that only a very limited portion of the total metal stock remains immediately available, while a larger proportion can be mobilized through rhizospheric processes such as organic acid exudation and chelation by root-derived ligands. Overall, although the mine residues retain high total metal concentrations, the fraction actually available for plant uptake decreases over time, reflecting a progressive chemical stabilization of Fe and Zn in the substrates under phytoremediation. This evolution results in a reduced risk of environmental mobility and a gradual shift toward more inert geochemical forms.

Taken together, these results highlight contrasting stabilization behaviors between the two metals. Iron progressively shifted toward the residual fraction (F4), reducing its mobility factor below 10 %, whereas zinc remained mainly associated with the labile fractions (F1–F2), with mobility factor values exceeding 50 %. Selective extractions confirmed this pattern, with negligible CaCl₂-extractable forms and decreasing NH₄OAc–EDTA fractions over time.

Taken together, these results highlight stabilization behaviors between the two metals. Iron progressively shifted toward the residual fraction (F4), reducing its mobility factor below 10%, whereas Zn remained mainly associated with the labile fractions (F1-F2), with FM values exceeding 50%. Selective extractions confirmed this pattern, with negligible CaCl₂ extractable forms and decreasing NH₄OAc-EDTA fractions over time. These findings demonstrate a progressive stabilization of Fe and a persistent relative mobility of Zn, reflecting their distinct geochemical behaviors during phytoremediation of mine tailings.

III.3.4. Discussion

III.3.4.1. Chemical dynamics of Fe and Zn according to BCR fractionation

The distribution and evolution of Fe and Zn fractions in the mine tailings are closely linked to the substrate's physicochemical characteristics. The tailings were acidic (pH = 4.8), low in

organic matter (0.37%), and had a weak cation exchange capacity (6.3 meq/100 g), conditions that promote metal mobility and reduce complexation capacity. Such matrices typically favor soluble and exchangeable metal species during the early stages of remediation (Kabata Pendas, 2011; Ure et al., 1993).

The Fe recovery rates obtained with the BCR extraction (94.5 - 99.1% in *C. zizanioides* and 89.4 - 96.7% in *A. gayanus*) fall within the certified range for CRM BCR-701 (80–120%), confirming the reliability of the analytical procedure (Mossop & Davidson, 2003; Quevauviller, 2002). In both species, Fe distribution followed the order $F4 > F1 > F2 > F3$, indicating that Fe was predominantly bound to the residual fraction. The progressive increase of F4 from 72.2 to 87.6% in *C. zizanioides* and up to 94.6% in *A. gayanus* reflects strong immobilization of Fe in stable mineral phases such as crystalline oxides and hydroxides. This stabilization is consistent with findings from (Opara et al., 2022) and (Bielicka-Giełdoń et al., 2013), who reported limited Fe mobility in oxidized, low-organic mine tailings.

The low contribution of the oxidizable fraction ($F3 \leq 0.1\%$) confirms the limited organic matter content, which restricts organo-metallic complexation (X. Chen et al., 2020; Mbodji et al., 2022). In *A. gayanus*, the sharp rise in F4 coupled with the decline in F1-F2 suggests rhizosphere-induced oxidation of Fe^{2+} into Fe^{3+} , promoted by enhanced redox potential and oxygenation around roots (Mendoza-Hernández et al., 2019).

In contrast, Zn was mainly distributed in the exchangeable and reducible fractions ($F1+F2$), while F4 remained minor and F3 negligible ($F1+F2 > F4 > F3$). This pattern reflects the strong affinity of Zn for carbonates and amorphous Fe–Mn oxides, resulting in high mobility under acidic conditions (Y. Li et al., 2024; S. Zhao et al., 2024). The persistence of Zn in these labile fractions (53-60%) highlights its weaker retention compared to Fe, consistent with its amphoteric nature and low sorption onto ferric oxides (Van et al., 2024).

In *C. zizanioides*, transient increases in F1 and F2 may result from root exudation processes that slightly acidify the rhizosphere and promote desorption (Xing et al., 2024). Over time, however, the relative decline in these fractions indicates partial Zn stabilization, likely due to coprecipitation with Fe oxides and rhizosphere-induced complexation (X. Zhang et al., 2023).

Overall, Fe exhibited progressive stabilization toward residual mineral phases, while Zn maintained significant mobility, reflecting their distinct geochemical behaviors and the strong influence of substrate pH, redox conditions, and root activity.

III.3.4.2. Mobility and bioavailability based on selective extractions

To complement the BCR fractionation results, selective extractions using CaCl₂ and NH₄OAc-EDTA were performed to distinguish between immediately soluble and potentially bioavailable metal pools. The strong positive correlations observed between the labile BCR fractions (F1-F2) and both selective extractions (Spearman test, $p < 0.05$) confirm that these procedures effectively target the most accessible metal forms in the substrate (**Figure 79**). Conversely, the weak or non-significant correlations with F3 and F4 indicate the progressive immobilization of metals within stable mineral matrices.

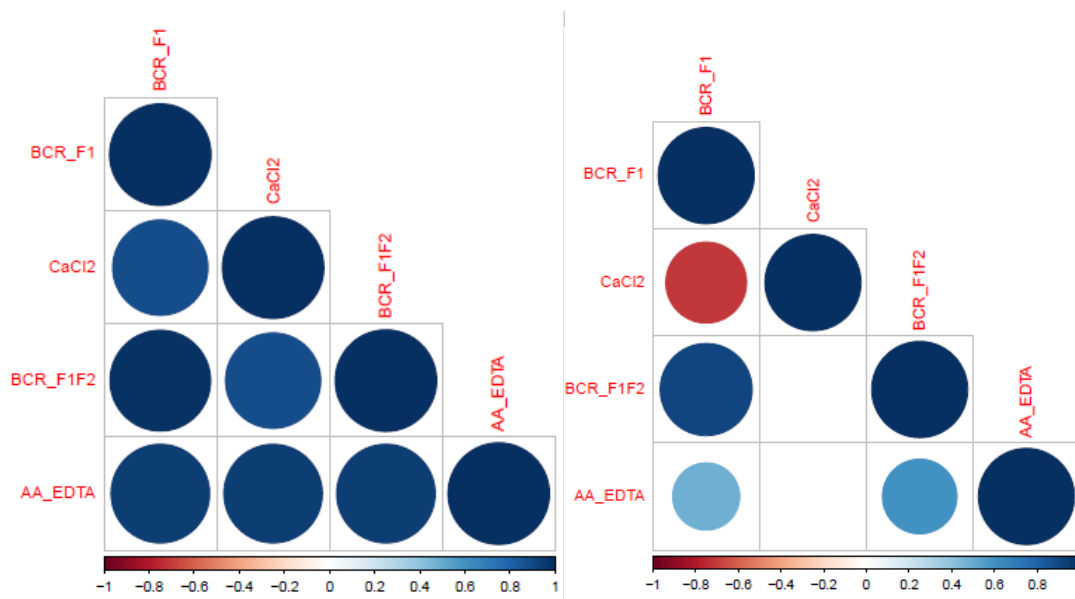


Figure 79. Correlation of extraction methods

Overall, NH₄OAc-EDTA extraction released higher metal concentrations than CaCl₂ (**Figure 80**), demonstrating the existence of a large potentially bioavailable beyond the immediately soluble fraction. For Zn, this behavior mirrors the high mobility factors (53-63 %) obtained with the BCR method and supports earlier findings that Zn predominantly occurs in exchangeable and reducible forms (Bielicka-Giełdoń et al., 2013; B. Qasim et al., 2015). The higher Zn concentration extracted by EDTA compared with CaCl₂ highlight that the bioavailable reservoir extends well beyond the water-soluble pool, which is critical in assessing phytoavailability.

Zn mobility was further enhanced by the acidic pH (4.8), low organic matter (0.37 %), and low cation exchange capacity (6.3 meq/100 g) of the tailings, which limit metal adsorption and favor desorption into the soil solution (Houben et al., 2013; Niesiołędzka, 2023). This

combination of factors explains the persistence of labile Zn forms throughout the 18-month period, maintaining FM values above 50 % and suggesting a residual environmental risk despite partial stabilization.

In contrast, Fe exhibited much lower extractability and a clear trend toward stabilization. The CaCl₂ extraction yielded negligible concentrations, confirming the limited solubility of Fe in acidic, low-organic substrates (Houben et al., 2013). Likewise, NH₄OAc-EDTA extracted only a small proportion (< 1 %) of total Fe, consistent with its strong association with the residual fraction and its progressive mineral immobilization observed in the BCR results (M. Chen et al., 2008). The decline in Fe mobility factors from 16-20 % to < 10 % over time reflects its conversion into crystalline oxides and silicate structures, processes enhanced by redox stabilization within the rhizosphere (Mendoza-Hernández et al., 2019). Correlation analyses therefore support the distinction between the two metals: Zn shows strong relationships between its exchangeable fractions (F1-F2) and both selective extractions, confirming that it remains accessible to plants, whereas Fe exhibits weak correlations due to its transfer into inert mineral phases (Ure, 1996; Ure et al., 1993).

Overall, these findings reveal contrasting biogeochemical pathways. Under the same physico-chemical constraints, Fe undergoes rapid stabilization toward residual phases, whereas Zn retains significant lability, driven by pH-dependent desorption and limited sorptive capacity of the substrate. This dual behavior explains the complementary roles of *C. zizanioides* and *A. gayanus* in phytoremediation Fe stabilization and Zn uptake both contributing to the gradual ecological recovery of the contaminated tailings.

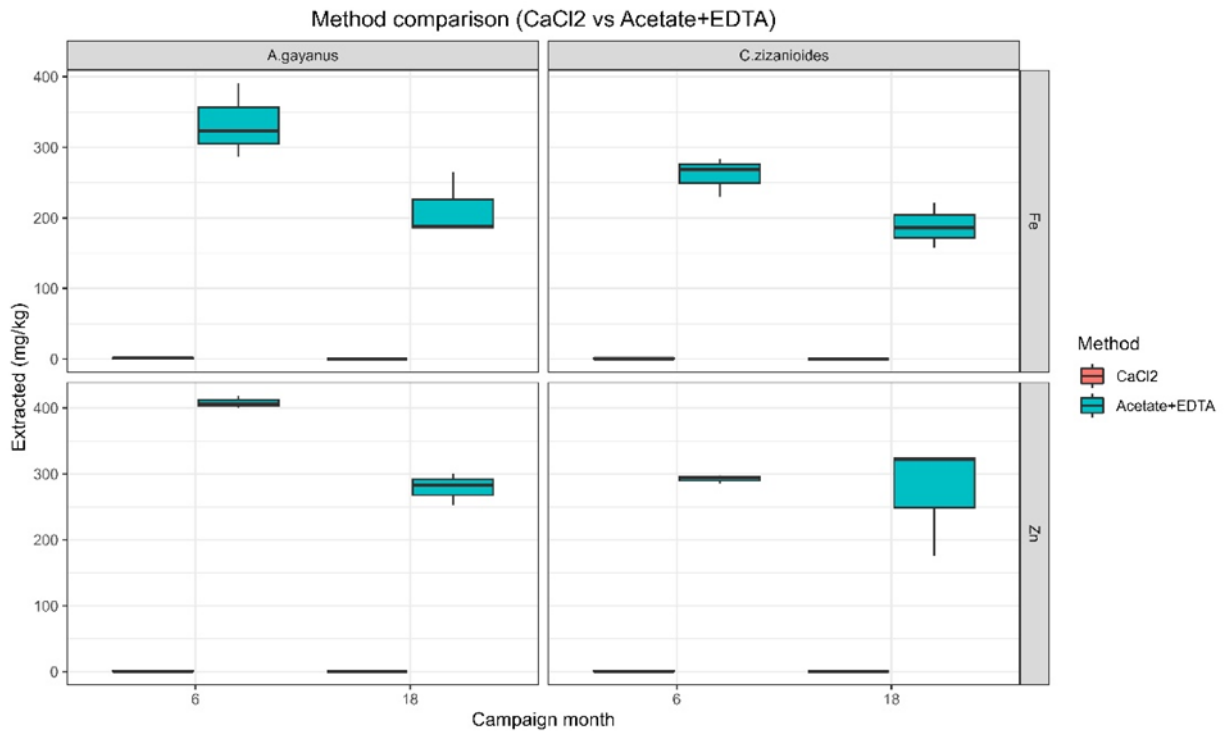


Figure 80. Potential Fe and Zn bioavailability

III.3.6.3. Environmental interpretation and pedogeochemical control of metal behavior

The environmental interpretation of the results highlights markedly contrasting behaviors between of Fe and Zn, shaped by their chemical speciation and by the pedogeochemical properties of the substrate. The mine tailings exhibit several constraining characteristics acidic namely an acidic pH (4.8), low organic matter content (0.37%), and low cation exchange capacity (6 meq/100 g) that limit metal retention and favor strongly favor Zn mobility. Although the silty clay texture provides a moderate adsorption potential, but the high bulk density (1.47 g/cm) and low porosity restrict aeration and biological activity, reducing stabilization capacity.

Iron (Fe), initially present in partially mobile forms, underwent progressive stabilization throughout the experiment period. Its mobility factor decreased from 16 - 20 % to value below 10 % at C3, while the residual fraction ($F_4 \geq 85 \%$) became dominant, reflecting its immobilization within stable ferric oxides and hydroxides. This transformation, favored by slightly oxidizing rhizospheric conditions, reduces Fe solubility and bioavailability, effectively mitigating environmental risk. Comparable trends have been reported in ferruginous or

contaminated soils where Fe progressively integrates into inert crystalline structures (Houba et al., 2014; X. Zhang et al., 2023). In contrast, Zn retained substantial mobility despite the phytoremediation process. Persistently high mobility factor values ($FM > 50\%$) and the dominance of labile fractions (F1-F2) indicate their continued reactivity. Selective extractions confirmed this behavior, with significantly higher concentrations extracted by $\text{NH}_4\text{OAc-EDTA}$ than by CaCl_2 , revealing the presence of a large potentially bioavailable Zn pool beyond the immediately soluble fraction. This behavior reflects the amphoteric nature of Zn, its limited affinity for ferric oxides, and strong ionic competition under acidic, organic-matter-poor conditions (Y. Li et al., 2024; Van et al., 2024).

Overall, the pedogeochemical properties of the substrate play a decisive role in controlling metal speciation and mobility. They promote Fe stabilization through precipitation and co-precipitation processes, while maintaining Zn in more labile and phytoavailable forms. This Fe-Zn dichotomy illustrates two divergent geochemical pathways operating within the same matrix: Fe becoming durably immobilized, whereas Zn remains reactive and mobile. From an environmental standpoint, phytoremediation under such conditions acts primarily as a regulator of metal mobility rather than as a complete immobilization mechanism. While Fe stabilization appears efficient and sustainable, the persistence of mobile Zn fractions warrants long-term monitoring and may require complementary management strategies, such as organic or mineral amendments, to reinforce substrate buffering capacity and ensure lasting stabilization of zinc in contaminated mine tailings.

III.3.6.4. Analytical limitations and methodological robustness

The interpretation of metal speciation and mobility strongly depends on the reliability of the analytical approaches used. The combined application of sequential extraction (BCR protocol) and selective extractions (CaCl_2 and $\text{NH}_4\text{OAc-EDTA}$) provided a complementary and coherent framework for assessing of Fe and Zn distribution and reactivity in mine tailings under phytoremediation conditions. Recovery rates ranging from 89 to 99% fall within the certified reference range for BCR-701 (80 - 120%), confirming the accuracy, reproducibility, and analytical robustness of the analytical protocol (Mossop & Davidson, 2003; Quevauviller, 2002). These values indicate an effective mass balance between the sum of extracted fractions and total metal concentrations, thereby ensuring the internal consistency of the dataset.

Although partial redistribution or overlap between the reducible (F2) and oxidizable (F3) fractions may occur, mainly.

III.3.7. Conclusion

The present study revealed two contrasting behaviors of iron (Fe) and zinc (Zn) during the phytoremediation of mine tailings, governed by their intrinsic geochemical properties and by the physicochemical constraints of the substrate.

Iron exhibited a progressive immobilization over time, characterized by a marked increase in the residual fraction ($F4 > 85\%$) and a concomitant decrease in its mobility factor ($FM < 10\%$). This stabilization results from the transformation of Fe into crystalline ferric oxides and hydroxides, processes favored by slightly oxidizing rhizospheric conditions and sustained root activity. Consequently, Fe became poorly mobile and weakly bioavailable, indicating an effective reduction of its environmental risk.

In contrast, zinc maintained high residual mobility ($FM > 50\%$), associated with its predominance in labile fractions (F1-F2) and its low affinity for ferric oxides. Despite a relative decline in mobile forms over time, Zn remained partially bioavailable, reflecting an incomplete stabilization under the acidic, low-organic matter conditions of the substrate. Overall, phytoremediation proved highly effective for Fe stabilization, but only partially efficient for Zn, whose mobility remains strongly controlled by the pedogeochemical properties of the mine tailings. These findings highlight the importance of substrate characteristics particularly pH, organic matter content, and cation exchange capacity-in regulating metal speciation and long-term behavior.

The combined application of sequential (BCR) and selective extraction approaches allowed a comprehensive assessment of metal mobility, bioavailability, and stabilization pathways. This integrative methodology provides valuable insight into the mechanisms governing metal dynamics during phytoremediation and underlines the necessity of coupling plant-based remediation with long-term monitoring and, where necessary, complementary soil amendments to ensure durable stabilization of highly mobile elements such as zinc.

Chapitre 4 : Évaluation *in situ* du potentiel phytoremédiateur de *C. zizanioides* sur les sols contaminés par les rejets de l'Exploitation Minière Artisanale

La phytoremédiation *in situ* a été mise en œuvre sur les deux sites pollués de Nebia (région de Nando ex-Centre-Ouest) et de Nimbrogro (Region de Nazinon ex-Centre-Sud) par les activités de l'EMA. Ces sites sont caractérisés par une forte dégradation pédologique liée à l'accumulation de rejets miniers aurifères, entraînant une contamination significative des sols par plusieurs éléments traces métalliques. L'espèce végétale *Chrysopogon zizanioides* communément appelé vétiver a été sélectionnée pour ces expérimentations en conditions réelles sur les sites en raison de sa tolérance élevée aux conditions édaphiques contraignantes, son système racinaire dense et profond, ainsi que de sa capacité reconnue à stabiliser et accumuler certains, notamment le fer (Fe), le zinc (Zn), l'arsenic (As) et le mercure (Hg).

L'expérimentation a consisté à implanter le vétiver directement sur les sols contaminés dans des tranchées parallèles, afin d'évaluer son aptitude à se développer dans ces milieux fortement dégradés et à réduire les risques environnementaux liés pollution chimique.

Le suivi environnemental s'est appuyé sur trois campagnes de prélèvements successives à 6 (C1), 12 (C2) et 18 mois (C3), réalisées après la mise en place du dispositif de phytoremédiation. Ces campagnes ont permis de suivre l'évolution des teneurs totales en éléments traces métalliques (Fe, Zn, As et Hg) ainsi que les variations des principaux paramètres physico-chimiques des sols sur les deux sites expérimentaux.

Cette section présente les résultats obtenus et leur discussion qui en découle, en mettant en évidence la performance du vétiver dans la phytoremédiation *in situ* sur chacun des sites expérimentaux, ainsi que les différences observées en lien avec les contextes pédoclimatiques et géochimiques locaux.

III.4.1. Impact de la phytoremédiation sur les sites expérimentaux

III.4.1.1. Fonctionnements physico chimiques des sols des sites expérimentaux

Les résultats physico – chimiques des sols expérimentaux sont consignés dans le **Tableau 11**. L'analyse met en évidence des sols globalement pauvres en matière organique, reflétant la faible fertilité chimique caractéristique des sols contaminés. Les teneurs en matière organique

mesurées, indiquent une valeur de 3,92% ($\pm 0,67$) représentent à Nimbrogo contre 3,30% ($\pm 1,46$) à Nebia, suggérant une capacité légèrement plus élevée du site de Nimbrogo à retenir les cations et à favoriser la complexation partielle des éléments traces métalliques. Le pH des sols se situe autour de la neutralité (7,27 et 7,28). Ces conditions sont généralement favorables à la précipitation et à l'immobilisation d'une partie de certains métaux, limitant ainsi leur mobilité dans la solution du sol. Parallèlement, les valeurs du potentiel redox mesurées sont relativement élevées et supérieures à 200 mV, indiquent un environnement oxydant. Dans ces conditions, des métaux tels que le fer et le manganèse tendent à se stabiliser sous forme d'oxydes, contribuant à une limitation potentielle de leur mobilité dans la solution du sol. Les mesures de conductivité indiquent des valeurs comprises entre 80-90 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sur les deux sites étudiés, traduisant une faible salinité des sols. Cette faible charge ionique réduite, ne constitue pas une contrainte majeure pour l'implantation et le développement du vétiver, espèce reconnue pour sa tolérance à une large gamme de conditions édaphiques. En revanche, la capacité d'échange cationique (CEC) met en évidence des contrastes plus marqués entre les deux sites. Les sols de Nebia présentent des valeurs plus élevées ($9,11 \pm 3,93$ cmol/kg), tandis que ceux de Nimbrogo affichent une CEC légèrement plus faible mais plus homogène ($7,69 \pm 1,17$ cmol/kg). Cette hétérogénéité à Nebia traduit une composition plus contrastée du sol, susceptible d'influencer la disponibilité et la mobilité des ETM. En ce qui concerne les cations échangeables, les résultats révèlent que les sols du site de Nimbrogo sont plus riches en calcium ($5,24 \pm 2,17$ cmol/kg) que ceux de Nebia ($3,68 \pm 0,98$ cmol/kg). Cet apport en Ca^{2+} pourrait jouer un rôle favorable dans l'amélioration de la structure des sols et dans la limitation de la mobilité des métaux, par effet de compétition ionique. Les teneurs en magnésium, potassium et sodium demeurent cependant faibles et relativement similaires d'un site à l'autre, confirmant la faible fertilité chimique globale des sols.

Dans l'ensemble, ces résultats indiquent que les deux sites se caractérisent par des sols pauvres en matière organique et à faible capacité de rétention des éléments nutritifs. Toutefois, leurs conditions de pH neutres à légèrement basiques, associées à un environnement redox oxydant, constituent un cadre édaphique relativement favorable à l'implantation du vétiver en condition *in situ*. La légère supériorité en matière organique et en calcium échangeable observée à Nimbrogo suggère un contexte pédologique potentiellement plus favorable à l'efficacité de la phytoremédiation par rapport à Nebia, notamment en termes de développement végétal et de résilience du système sol-plante face à la contamination métallique.

Tableau 11. Caractéristiques physico-chimiques moyennes (\pm ET) des sites expérimentaux

Paramètres	Nebia (moy \pm Δ)	Nimbrogo (moy \pm Δ)
% MS	1,85 \pm 1,09	2,19 \pm 0,11
% MO	3,30 \pm 1,46	3,92 \pm 0,67
Conductivité (μ S/cm)	85,98 \pm 33,82	83,54 \pm 32,10
Potentiel Redox (mV)	266,95 \pm 52,62	260,52 \pm 58,04
pH eau	7,28 \pm 0,34	7,27 \pm 0,27
CEC (cmol/kg)	9,11 \pm 3,93	7,69 \pm 1,17
Ca ²⁺ (cmol/kg)	3,68 \pm 0,98	5,24 \pm 2,17
Mg ²⁺ (cmol/kg)	1,08 \pm 0,27	1,20 \pm 0,27
K ⁺ (cmol/kg)	0,11 \pm 0,01	0,12 \pm 0,02
Na ⁺ (cmol/kg)	0,11 \pm 0,03	0,08 \pm 0,03

III.4.1.2. Dynamique temporelle des teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols étudiés

Afin d'assurer une représentation lisible et scientifiquement pertinente des concentrations, les teneurs totales ont été exprimées selon l'ordre de grandeur des éléments étudiés. Le Fe, élément majeur de la matrice minérale des sols étudiés, atteint des concentrations de l'ordre de plusieurs dizaines à centaines de $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$; il est donc exprimé en pourcentage du sol sec (Fe, %). À l'inverse, l'arsenic (As), le mercure (Hg) et le zinc (Zn) sont des éléments traces métalliques, présents à des niveaux de l'ordre du $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; ainsi leur expression en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ est la convention la plus utilisée en géochimie environnementale et permet une comparaison directe avec les valeurs guides et de la littérature.

III.4.1.2.1. Evolution des teneurs totales de l'As, du Hg, du Fe et du Zn sur le site de Nebia

Les teneurs totales mesurées sur le site de Nebia mettent en évidence une forte dominance du fer, associée à des concentrations plus faibles en arsenic, mercure et zinc (**Figure 81**).

Les teneurs totales en As sont initialement très faibles avec des valeurs autour de 0-13 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ à T0. Après douze mois de suivi (T1), une tendance générale à la baisse est observée, les concentrations se situant majoritairement dans une gamme plus étroite, traduisant une diminution modérée des teneurs totales mesurées au cours du suivi.

Le mercure (Hg) présente des teneurs initiales comprises entre 2 et 8 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de sol. Une diminution globale est observée à T1, avec des valeurs majoritairement inférieures à 5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,

bien que certaines dispersions subsistent, traduisant l'hétérogénéité spatiale du sol dans les environnements miniers.

Le Fe constitue l'élément dominant dans les sols à Nebia. Exprimées en pourcentage du sol sec, les teneurs initiales atteignent plusieurs pourcents, avec des valeurs pouvant dépasser 15 à 20 %, confirmant le caractère fortement ferrugineux des sols pollués par les rejets de l'exploitation aurifère artisanale. Après douze mois de suivi, les concentrations mesurées se situent majoritairement autour de 1,5 à 3 %, indiquant une baisse des teneurs totales, tout en demeurant élevées par rapport aux autres éléments analysés.

Enfin, le Zn présente des teneurs totales modérées, comprises entre 20 et 80 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de sol à T0. Une diminution marquée est observée à T1, avec des valeurs généralement inférieures à 30 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, traduisant une réduction des concentrations totales mesurées au cours du suivi.

Dans l'ensemble, le site de Nebia se caractérise par une signature géochimique dominée par le fer, tandis que l'arsenic, le mercure et le zinc sont présents à l'état d'éléments traces. L'évolution temporelle observée entre T0 et T12 met en évidence une diminution globale des teneurs totales mesurées, dont l'amplitude varie selon les éléments considérés, reflétant l'hétérogénéité des sols contaminés et des rejets miniers associés à l'exploitation aurifère artisanale.

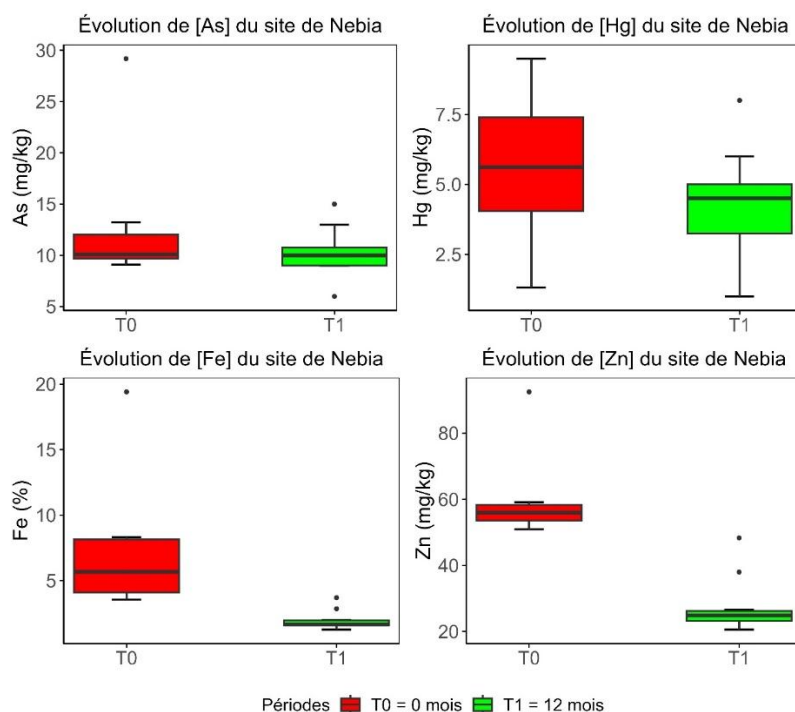


Figure 81. Evolution des teneurs en As, Hg, Fe et en Zn dans les sols du site de à Nebia

III.4.1.2.2. Evolution des teneurs totales de l'As, du Hg, du Fe et du Zn sur le site de Nimbroggo

À Nimbroggo, l'évolution des teneurs totales en éléments traces métalliques mesurées au début de l'expérimentation (T0) et après douze mois de suivi (T1) est présentée à la **Figure 82**. Les résultats mettent en évidence des tendances globalement comparables à celles observées sur le site de Nebia, tout en faisant apparaître certaines différences notables liées au contexte pédogéochimique local.

Les teneurs totales en arsenic sont initialement comprises entre environ 5 et 15 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de sol, avec des valeurs médianes proches de 8-10 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ à T0. Après douze mois, une diminution progressive est observée, les concentrations se situant majoritairement entre 4 et 9 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, traduisant une baisse modérée mais régulière des teneurs totales mesurées.

Le mercure, est présent à des niveaux plus faibles que ceux mesurés à Nebia, avec des concentrations initiales comprises entre 1 et 4 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de sol. À T12, les valeurs sont nettement plus faibles, généralement inférieures à 2 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, indiquant une réduction des teneurs totales mesurées au cours du suivi, malgré une variabilité résiduelle entre les points d'échantillonnage.

Le fer, exprimé en pourcentage du sol sec, demeure l'élément dominant dans les sols à Nimbroggo comme ceux de Nebia. Les teneurs initiales se situent majoritairement autour de 3,5 à 4,5 %, avec quelques valeurs supérieures. Après douze mois, les concentrations mesurées diminuent pour atteindre principalement 2 à 3 %, traduisant une baisse nette des teneurs totales, tout en conservant des niveaux caractéristiques des sols ferrugineux.

En ce qui concerne le zinc (Zn), il présente des teneurs initiales relativement élevées et très variables, comprises entre environ 200 et 900 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de sol à T0. Après douze mois, une réduction est observée, avec des concentrations majoritairement comprises entre 200 et 400 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, indiquant une baisse importante des teneurs totales mesurées entre les deux campagnes.

Dans l'ensemble, le site de Nimbroggo se caractérise par une évolution plus prononcée des teneurs totales en zinc et en mercure, tandis que les diminutions observées pour l'arsenic et le fer demeurent plus modérées. Comparativement à Nebia, les variations mesurées à Nimbroggo apparaissent globalement plus marquées, traduisant une dynamique temporelle plus favorable à la réduction des concentrations totales, sans préjuger des mécanismes chimiques impliqués.

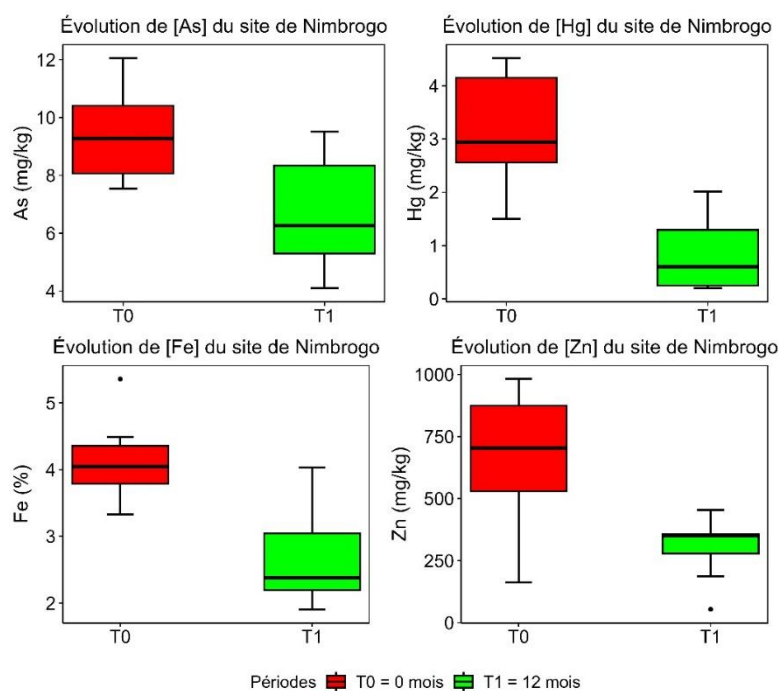


Figure 82. Evolution des teneurs en As, Hg, Fe et en Zn dans les sols du site de à Nimbrogo

III.4.2. Dynamique des éléments traces métalliques et réponse des sols à la phytoremédiation

Les résultats obtenus sur les sites de Nebia et de Nimbrogo mettent en évidence une évolution temporelle des teneurs totales en éléments traces métalliques au cours des douze mois de suivi. Bien que les deux sites soient issus d'activités d'exploitation aurifère artisanale, leurs trajectoires d'évolution présentent des contrastes notables, soulignant l'influence du contexte pédogéochimique local sur la dynamique des contaminants.

III.4.2.1. Évolution comparée des teneurs totales en ETM entre Nebia et Nimbrogo

L'évolution des teneurs totales en As, en Hg, en Fe et en Zn observée sur les sites de Nebia et de Nimbrogo révèle une amélioration progressive de la qualité chimique des sols pollués par les rejets de l'exploitation minière artisanale. Cette dynamique s'inscrit dans les tendances classiquement décrites pour les dispositifs de phytoremédiation conduits en conditions *in situ*, où les processus de restauration demeurent lents et fortement dépendants du contexte pédologique initial (Danh et al., 2009 ; George et al., 2017).

La comparaison entre les deux sites révèle toutefois des trajectoires contrastées. Sur le site de Nebia, l'évolution des teneurs totales apparaît plus irrégulière et spatialement dispersée, traduisant l'hétérogénéité héritée des dépôts successifs de rejets issus de l'EMA. En revanche, les sols du site de Nimbrogro présentent une dynamique plus homogène et plus progressive, notamment pour le Hg et l'As, pour lesquels la diminution apparaît plus régulière. Il en est de même pour le Fe dont la réduction, bien que limitée, se montre moins dispersée qu'à Nebia. Le zinc se distingue quant à lui par une diminution plus marquée au cours du suivi, traduisant une dynamique progressive, bien que caractérisée par une variabilité encore importante. De telles différences ont déjà été rapportées dans plusieurs études menées sur des sols pollués par l'EMA en Afrique de l'Ouest, où la variabilité spatiale constitue un facteur majeur de contrôle des concentrations métalliques (Ouoba et al., 2019 ; Kagambega et al., 2023).

L'analyse des paramètres physico-chimiques permet d'affiner cette interprétation. Les deux sites présentent des conditions de pH, de potentiel redox et de conductivité comparables, suggérant que ces facteurs n'expliquent pas à eux seuls les différences observées. En revanche, la structure du sol et les propriétés d'échange apparaissent déterminantes. Bien que les teneurs moyennes en matière organique ne diffèrent pas significativement entre les sols du site Nebia et ceux de Nimbrogro, la plus faible variabilité des paramètres pédologiques et la teneur plus élevée en calcium échangeable à Nimbrogro favorisent une organisation structurale plus stable. Le calcium est en effet reconnu pour son rôle dans la floculation des argiles et la cohésion des agrégats, limitant la dispersion des particules fines porteuses de métaux (Kabata-Pendias, 2011 ; Alloway, 2013).

Cette structuration plus homogène du sol semble favoriser une évolution plus régulière des teneurs totales, en particulier pour les éléments sensibles aux propriétés d'échange. L'arsenic et le mercure présentent ainsi des diminutions progressives comme celles rapportées dans les sols affectés par l'orpaillage artisanal, où ces éléments évoluent lentement à court terme en raison de leur forte association aux fractions minérales fines (Smedley & Kinniburgh, 2002 ; Chen et al., 2004 ; De Conti et al., 2021). Le zinc, plus réactif vis-à-vis des caractéristiques du sol, montre une réponse plus marquée lorsque les conditions structurales sont favorables, tandis que le fer, élément dominant de la matrice minérale, conserve des teneurs élevées traduisant l'inertie du compartiment ferrugineux (Cornu et al., 2007 ; Ribeiro et al., 2020).

Dans l'ensemble, ces résultats confirment que la phytoremédiation appliquée à des sols pollués par l'exploitation minière artisanale induit une amélioration progressive mais limitée à

court terme. L'évolution des teneurs totales apparaît principalement contrôlée par les caractéristiques pédologiques, la stabilité structurale et la variabilité spatiale de la contamination, plutôt que par l'action du couvert végétal seul. Ces facteurs peuvent également influencer, de manière indirecte, l'activité biologique du sol, notamment la flore microbienne, dont le rôle dans les processus de transformation et de redistribution des éléments traces métalliques est largement documenté (Violante et al., 2010). Bien que l'activité microbienne n'ait pas été directement évaluée dans cette étude, son interaction avec les propriétés physico-chimiques du sol pourrait contribuer aux dynamiques observées, en particulier dans les systèmes présentant une organisation pédologique plus stable. Ces constats soulignent l'importance d'une approche intégrée et d'un suivi à moyen et long terme pour évaluer durablement l'efficacité des stratégies de phytoremédiation en contexte sahélien.

III.4.2.2. Comportement différencié des éléments traces métalliques

Les éléments étudiés présentent des dynamiques contrastées, reflétant leurs propriétés géochimiques propres et leur interaction avec la matrice pédologique.

L'arsenic montre une diminution progressive des teneurs totales sur les deux sites, plus marquée à Nimbrogo. Cette évolution est conforme aux observations rapportées dans les sols pollués par l'orpaillage artisanal, où l'arsenic demeure faiblement mobile et évolue lentement à court terme (Smedley & Kinniburgh, 2002 ; Chen et al., 2004).

Le mercure présente également une baisse des concentrations, plus homogène à Nimbrogo. Ce comportement est cohérent avec les tendances décrites dans la littérature indiquant que la distribution du mercure dans les sols est fortement influencée par la structure du sol et la répartition des fractions fines issues des rejets miniers (De Conti et al., 2021).

Le fer demeure l'élément dominant du système, avec des teneurs atteignant plusieurs pourcents du sol sec. Malgré une diminution mesurable après douze mois, ses concentrations restent élevées, reflétant la nature ferrugineuse des sols et l'importance du compartiment minéral dans la persistance de ce métal (Cornu et al., 2007 ; Ribeiro et al., 2020).

Le zinc apparaît comme l'élément le plus sensible aux variations du milieu. Sa diminution plus marquée, notamment à Nimbrogo, est cohérente avec sa forte dépendance aux propriétés d'échange du sol et à la structure pédologique (Alloway, 2013).

III.4.2.3. Restauration écologique et dynamique de la couverture végétale

D'une manière générale, les résultats montrent que l'implantation du vétiver sur les sites expérimentaux a favorisé une stabilisation progressive des sols et un début de recolonisation végétale. En effet, les inventaires des herbacées réalisés avant l'installation de la technologie en 2022 et un an après à la même période indiquent, la présence de nouvelles espèces herbacées spontanées a été observée autour des touffes de vétiver et plus largement sur le site, traduisant une amélioration des conditions écologiques locales (Savadogo, 2023), notamment par la réduction de l'érosion et l'augmentation de la porosité du sol. Ces résultats corroborent ceux de (Danh et al., 2009; P. Truong, 2000), qui ont montré que la plantation de vétiver contribue à la protection du sol et crée des conditions favorables à l'implantation d'une végétation secondaire. Les résultats ont révélé une amélioration plus marquée à Nimbrogo qu'à Nebia. Bien que les teneurs moyennes en matière organique ne diffèrent pas significativement entre les deux sites, la plus faible variabilité des paramètres pédologiques et la teneur plus élevée en calcium échangeable à Nimbrogo favorisent une meilleure structuration du sol. Ces paramètres sont connus pour leur rôle dans la stabilité structurale et le fonctionnement pédologique, en favorisant la cohésion des agrégats et la répartition plus homogène des constituants du sol (Kabata Pendas, 2011). L'amélioration progressive de ces conditions édaphiques peut créer un environnement plus favorable à l'implantation et au développement de la végétation spontanée. Des observations similaires ont été faites par Mendoza-Hernández et al. 2019 sur *A. gayanus*, où l'activité racinaire a contribué à modifier les conditions de la rhizosphère et à stimuler la reprise de la biodiversité. Ces résultats confirment que la phytoremédiation, au-delà de son rôle dans l'extraction ou la stabilisation des métaux est un levier de restauration écologique. L'effet du vétiver a déjà été souligné par (George et al., 2017; Hazrat et al., 2013) qui ont mis en exergue la capacité de certaines graminées à enclencher un processus de régénération des milieux dégradés.

III.4.3. Conclusion partielle

D'une manière générale, les résultats obtenus ont mis en évidence une diminution globale des teneurs totales en arsenic, mercure, fer et zinc durant la période expérimentale. Les taux de réduction calculés à partir des teneurs moyennes montrent des contrastes marqués entre les deux sites étudiés.

Sur le site de Nebia, les réductions atteignent environ 18 % pour l'arsenic, 23 % pour le mercure, 53 % pour le zinc et 72 % pour le fer, traduisant une forte contribution du compartiment ferrugineux dans la dynamique globale du système. Toutefois, la dynamique observée reste spatialement hétérogène, en raison de la contamination secondaire des sols par des rejets d'exploitation minière artisanale déposés de manière diffuse, induisant une variabilité géochimique marquée à l'échelle du site.

À Nimbogo, les réductions apparaissent globalement plus homogènes et plus marquées pour les éléments les plus sensibles aux propriétés du sol, avec des diminutions d'environ 29 % pour l'arsenic, 75 % pour le mercure, 52 % pour le zinc et 35 % pour le fer. Cette réponse plus régulière peut être associée à une meilleure organisation pédologique du site, caractérisée par une capacité d'échange cationique plus homogène et une teneur plus élevée en calcium échangeable.

Ces résultats confirment le potentiel du vétiver comme plante tolérante et fonctionnelle en conditions sahéniennes, capable de s'implanter durablement sur des sols fortement dégradés, non seulement pour contribuer à réduire la contamination métallique, mais aussi pour amorcer un processus de restauration écologique sur des sols fortement dégradés par l'EMA. Par ailleurs, les caractéristiques pédogéochimiques locales sont importantes dans la réussite de la phytoremédiation. Elles conditionnent la réponse des sols et la dynamique d'évolution des éléments traces métalliques, et constituent une base solide pour envisager l'élargissement de la technologie à d'autres sites miniers du Burkina Faso et de la sous-région sahénienne.

Chapitre 5 : Contribution de l'étude à l'application de la phytoremédiation dans un contexte sahélien

Le présent chapitre met en perspective les résultats obtenus à la fois en conditions contrôlées (expérimentation *ex situ*) et non contrôlées sur sites (expérimentation *in situ*), afin d'en dégager les mécanismes fonctionnels et les implications pour l'application réelle de la phytoremédiation en zone sahélienne.

L'ensemble des résultats démontre que les graminées étudiées *C. zizanioides* et *A. gayanus* ont su maintenir leur croissance et leurs fonctions physiologiques malgré une double contrainte métallique (pollution issue des rejets de l'EMA) et climatique (contexte sahélien). Cette capacité d'adaptation confirme la faisabilité d'une approche de phytoremédiation verte dans des environnements arides caractérisés par de faibles teneurs en matière organique, une forte variabilité hydrique et des concentrations élevées en éléments traces métalliques.

Au-delà de la simple évaluation de l'efficacité dépolluante, cette étude apporte une compréhension approfondie des mécanismes de tolérance, de prélèvement et de stabilisation des métaux, impliquant à la fois les processus biologiques propres aux plantes et les interactions géochimiques sol-plante au sein de la rhizosphère.

Ce chapitre présente successivement les principaux mécanismes de phytoremédiation mis en œuvre par *C. zizanioides* et *A. gayanus*, et donne un aperçu de la portée scientifique et écologique de ces observations pour la gestion et la réhabilitation durable des sites miniers dégradés dans le contexte sahélien.

L'objectif est d'établir une vision intégrée des processus biologiques et géochimiques à l'origine de la dépollution observée, tout en soulignant la contribution de cette recherche à la valorisation d'espèces végétales adaptées aux conditions extrêmes du Sahel.

III.5.1. Mécanisme de phytoremédiation mise en œuvre par *Chrysopogon zizanioides*

Comme développé plus haut, les résultats de la présente étude confirment les potentialités de *C. zizanioides* à tolérer et à accumuler le Fe et le Zn présents dans les résidus miniers en condition sahélienne. Les valeurs de son facteur de bioaccumulation (BCF), des indices de croissance relative (RGI) proche de 1 ainsi que de son indice de tolérance (TI)

traduisent une capacité remarquable de l'espèce à maintenir ces fonctions morphologiques et physiologiques dans les conditions expérimentales. Ces indicateurs confirment que l'exposition aux éléments traces n'a pas entraîné d'inhibition significative de la croissance, mais s'est accompagnée d'une adaptation fonctionnelle du végétal. Cette tolérance s'explique par les caractéristiques intrinsèques du vétiver, notamment son système racinaire extrêmement dense et profond qui favorise à la fois l'exploration du substrat et l'ancrage durable dans les résidus miniers.

En effet, la forte densité racinaire du vétiver contribue également la stabilisation physique et chimique des sols, en limitant l'érosion, le transport particulaire et la dispersion des contaminants. Par ailleurs, les exsudats racinaires participent à la modification locale du pH et du potentiel rédox, influençant directement la mobilité et la spéciation du Fe et du Zn dans la rhizosphère (Oubohssaine & Dahmani, 2024). Par ses exsudats riches en acides organiques et en composés phénoliques, la plante favorise la précipitation des métaux sous forme d'oxydes et d'hydroxydes, et leur complexation dans la rhizosphère limitant ainsi leur migration vers les horizons profonds. Ces composés favorisent la précipitation des métaux sous forme d'oxydes et d'hydroxydes, ainsi que leur complexation avec les ligands organiques du sol, limitant ainsi leur migration verticale vers les horizons profonds. Cette interaction rhizosphérique explique la diminution progressive des fractions échangeables et réductibles observée dans les extractions séquentielles (BCR). De plus, la stabilité du Fe dans les fractions résiduelles et la plus forte mobilité du Zn concordent avec les travaux de (Lavanya et al., 2024; Thomas et al., 2024) qui ont montré que *C. zizanioides* module son activité métabolique en fonction des contraintes environnementales par une stimulation de sa production d'enzymes antioxydantes (SOD, POD, CAT) et d'une accumulation de composés chélatants qui contribuent à la détoxification intracellulaire.

Le maintien d'un TI élevé et d'un RGI ≥ 1 et de valeurs de croissance relative supérieures à l'unité (RGI > 1) traduit ainsi une adaptation morpho-physiologique efficace, permettant à la plante d'assurer ses fonctions vitales malgré la contamination du substrat. Cette stratégie de tolérance repose sur la combinaison de deux mécanismes complémentaires :

- Une phytoextraction modérée des formes métalliques les plus labiles et,
- une phytostabilisation progressive des fractions faiblement solubles au sein de la rhizosphère.

Ce double fonctionnement illustre le rôle central du vétiver dans la réhabilitation durable des résidus miniers, en assurant à la fois la réduction de la mobilité des éléments traces et le maintien d'une couverture végétale stable. Ces observations sont en accord avec plusieurs études démontrant la résilience métabolique et structurelle exceptionnelle de *C. zizanioides* en contexte de stress métallique et hydrique (R. Banerjee et al., 2019; Ribeiro et al., 2020).

III.5.2. Mécanisme de phytoremédiation mise en œuvre par *Andropogo gayanus*

Les résultats obtenus pour *A. gayanus* révèlent une stratégie contrastée fondée principalement sur la phytostabilisation et la tolérance structurale, plutôt que sur la phytoextraction active. La plante présente une croissance initiale rapide et un système racinaire étendu qui montre qu'elle s'adapte au substrat minier et limite la dispersion des polluants métalliques. Cependant, les faibles valeurs des facteurs de bioconcentration ($BCF < 1$) et de translocation ($TF < 1$) dans les organes végétatifs observées tout au long de l'expérimentation indiquent non seulement une accumulation racinaire limitée, associée à une faible translocation des métaux vers les parties aériennes. En effet, les métaux absorbés sont principalement piégés dans les parois cellulaires racinaires, réduisant ainsi leur toxicité cytoplasmique. Ce mécanisme favorise la stabilisation chimique des contaminants dans la zone racinaire, limitant leur dispersion dans l'environnement et leur transfert vers les chaînes trophiques aériennes. Il confère à *A. gayanus* un rôle essentiel dans la sécurisation des sites contaminés, notamment en phase de restauration initiale. Ces observations sont cohérentes avec les travaux de Ribeiro et al. (2020) qui ont montré que *A. gayanus*, cultivé sur des sols contaminés au Cd et au Zn, développe une forte capacité de rétention racinaire des métaux, renforçant son intérêt pour des stratégies de phytostabilisation à long terme sur substrats miniers pauvres et fortement dégradés. De même, R. Banerjee et al. (2019) ont mis en évidence la robustesse membranaire et la capacité de maintien du potentiel hydrique de cette espèce, lui permettant de survivre dans des milieux à fortes charges métalliques. La baisse progressive du TI et du RGI observée à partir de la deuxième campagne souligne néanmoins un stress physiologique latent, qui pourrait être dû à l'accumulation de Zn et Fe dans les racines. Cependant, la plante conserve une activité photosynthétique minimale et un enracinement dense, lui permettant de stabiliser physiquement le substrat et de limiter la dispersion des éléments étudiés. Cette aptitude pourrait avoir

contribué à renforcer la structure du sol et à réduire la mobilité des éléments métalliques lui conférant ainsi à la plante un rôle écologique important dans la protection contre l'érosion tout en favorisant la rétention des contaminants.

Ainsi, contrairement au vétiver, dont la stratégie combine phytoextraction partielle et phytostabilisation, *A. gayanus* agit principalement comme plante barrière, favorisant la fixation des métaux dans la zone racinaire sans transfert significatif vers la biomasse aérienne. Cette stratégie de tolérance racinaire, également observée chez d'autres graminées tolérantes, illustre la résilience écologique de l'espèce et sa valeur fonctionnelle dans la stabilisation durable des sites miniers contaminés en contexte sahélien.

III.5.3. Contribution de l'étude

Cette étude constitue l'une des premières applications documentées de la phytoremédiation sur des sites miniers réels au Burkina Faso, combinant des expérimentations *in situ* sur des sols pollués par les rejets de l'EMA à des essais pilotes *ex situ* conduits en conditions contrôlées. Elle apporte une contribution scientifique et technique majeure à la compréhension de la dynamique des métaux dans les résidus miniers et à l'évaluation de l'efficacité phytoremédiatrice de deux graminées dont *A. gayanus* une plante locale cultivées en monoculture comme outils de dépollution durable en contexte sahélien.

Les expérimentations *in situ*, menées sur des sites miniers de Nébïa et Nimbrogô, ont confirmé la faisabilité technique et les fortes potentialités écologiques de *C. zizanioides* dans un double contexte de pollution métallique et de stress climatique sahélien. Le vétiver s'est distingué par une excellente capacité d'adaptation, soutenue par un système racinaire profond, dense et structurant, qui lui confère une tolérance élevée vis-à-vis des éléments métalliques, notamment le fer (Fe) et le zinc (Zn). L'efficacité de *C. zizanioides* est prouvée par une réduction progressive des teneurs totales en ETM dans les sols contaminés, témoignant de son aptitude à stabiliser ou à extraire partiellement les éléments métalliques du sol. Au-delà de cet effet dépolluant, *C. zizanioides* a également contribué à une amélioration de la structure du sol, favorisant la cohésion des particules, la réduction de la vulnérabilité à l'érosion hydrique et éolienne, ainsi que la recolonisation spontanée des sites par d'autres espèces herbacées. Ces résultats mettent en évidence le rôle déterminant du vétiver comme espèce importante dans la restauration écologique et la sécurisation environnementale des zones minières dégradées du

Burkina Faso. Son implantation réussie dans des conditions pédoclimatiques extrêmes confirme son potentiel d'intégration dans des stratégies durables de réhabilitation des sols pollués en milieu sahélien.

Les expérimentations *ex situ*, conduites sous serre, ont permis d'analyser les mécanismes de tolérance et de réponse morpho-physiologique aux éléments traces métalliques et au climat sahélien. Ce dispositif a facilité l'interprétation des processus sol-plante, de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments étudiés selon l'espèce végétale utilisée dans les résidus miniers sous l'influence des contraintes climatiques extrêmes. La comparaison entre *C. zizanioides* et *A. gayanus* a permis de mettre en évidence deux stratégies fonctionnelles distinctes. D'une part, *C. zizanioides* possède par un mécanisme de phytostabilisation et partiellement par phytoextraction, en favorisant notamment la précipitation du Fe sous des formes peu solubles, et la séquestration partielle du Zn dans les tissus végétaux. D'autre part, *A. gayanus* met en œuvre une stabilisation physique et racinaire, limitant la mobilité des métaux par piégeage dans la zone rhizosphérique, sans transfert significatif vers les organes aériens.

Les analyses séquentielles (BCR) et sélectives (CaCl_2 et $\text{NH}_4\text{OAc-EDTA}$) ont confirmé que la dynamique du Fe et du Zn est étroitement liée à leurs spéciations dans les substrats. Le fer tend à s'accumuler dans les fractions résiduelles stables, traduisant une immobilisation durable, tandis que le zinc demeure plus labile avec cependant un comportement est modulé dans la rhizosphère par des processus d'adsorption, de complexation et d'échanges ioniques.

Bien que ces analyses de spéciation n'aient pas été réalisées directement sur les sites miniers, les résultats obtenus en conditions pilotes constituent une base scientifique robuste permettant d'extrapoler les mécanismes dominants susceptibles d'opérer sur le terrain. Ainsi, les mécanismes mis en évidence lors des essais *ex situ* peuvent être mobilisés comme un modèle de fonctionnement, permettant d'interpréter alors les variations de teneurs totales observées sur les sites miniers et d'identifier les processus phytoremédiateurs les plus probables à l'échelle du terrain. Cette approche, ne constitue pas une démonstration directe des mécanismes *in situ*, mais une déduction scientifique raisonnée, fondée sur des données expérimentales contrôlées. Elle permet ainsi de dépasser la simple observation des concentrations totales et d'orienter l'élaboration de stratégies de gestion environnementale adaptées, notamment en termes de choix des espèces végétales, d'objectifs de phytoextraction ou de phytostabilisation, de durée de mise en œuvre et de modalités du suivi environnemental. Cette complémentarité

méthodologique renforce la portée des conclusions et contribue à une évaluation plus robuste de la phytoremédiation en contexte sahélien.

III.5.4. Conclusion partielle

Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude démontrent clairement le potentiel de décontamination des espèces végétales ciblées et la faisabilité de la phytoremédiation comme stratégie durable de réhabilitation des sols contaminés par les activités d'exploitation minière en contexte sahélien. Les deux graminées étudiées, *C. zizanioides* et *A. gayanus*, ont révélé des mécanismes de tolérance et d'adaptation distincts, mais complémentaires, qui renforcent la pertinence de leur utilisation dans les programmes de restauration écologique des sites miniers dégradés.

C. zizanioides a montré une double aptitude, combinant phytoextraction partielle des formes labiles et phytostabilisation des fractions peu mobiles, soutenue par une remarquable résilience morpho-physiologique face aux conditions de stress extrême hydrique et de pollution métallique. Son système racinaire dense et profond favorise à la fois la stabilisation physique du substrat et la détoxification chimique dans la zone rhizosphère.

Parallèlement, *A. gayanus*, élimine la pollution métallique par la phytostabilisation racinaire, caractérisée par une accumulation préférentielle des métaux au niveau de la zone racinaire et une forte capacité de confinement des éléments traces métalliques, limitant ainsi leur remobilisation dans le milieu.

L'intégration des observations *ex situ* et *in situ* montre que la combinaison de ces deux espèces pourrait permettre de concilier efficacité en dépollution, résistance physiologique et durabilité écologique, ouvrant ainsi la voie à une approche intégrée de phytoremédiation adaptée aux conditions sahéliennes.

Ces résultats constituent une base scientifique solide pour la mise en œuvre opérationnelle de dispositifs de réhabilitation écologique à faible coût, exploitant des espèces végétales tolérantes et écologiquement compatibles avec les environnements miniers dégradés du Burkina Faso et, plus largement, de la zone sahélienne.

CONCLUSION GENERALE, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES

Conclusion générale

Synthèse des résultats

Le présent travail de recherche qui a porté sur la phytoremédiation des sols pollués par les activités de l'EMA au Burkina Faso s'est inscrit dans une démarche visant à contribuer à la décontamination et à la restauration écologique des sites miniers dégradés dans un contexte sahélien

Il est articulé autour de quatre objectifs principaux :

- i) expérimenter la phytoremédiation in situ sur deux sites pollués par l'exploitation minière artisanale (Nebia et Nimbrogro)
- ii) évaluer *ex situ* sous serre le potentiel phytoremédiateur de *C. zizanioides* et *A. gayanus* ;
- iii) analyser les réponses morphologiques et physiologiques des deux espèces face à la présence des métaux. ;
- iv) suivre la dynamique temporelle de la mobilité et de la labilité des éléments métalliques (Fe, Zn, As, Hg) afin d'identifier les mécanismes mise en œuvre dans le processus de la phytoremédiation.

Quatre éléments métalliques avaient initialement été retenus pour le suivi de cette étude ; il s'agit du fer (Fe), du zinc (Zn), du mercure (Hg) et de l'arsenic (As), en raison de leur persistance dans les sols miniers. Cependant, dès la première campagne de prélèvements, le mercure et l'arsenic se sont révélés indétectables dans les substrats, se situant en dessous des limites de quantification instrumentales. Cet état de fait pourrait être lié pour ce concerne le mercure, à sa forte volatilité dans des conditions chaudes et sèches, ou à sa fixation sous forme minérale stable peu extractible ; S'agissant de l'arsenic, son absence apparente pourrait s'expliquer par une immobilisation sous forme oxydée (As^{5+}) fortement adsorbée sur les oxydes de fer présents dans les résidus miniers, un comportement typique des milieux oxydants, acides et pauvres en matière organique (Kabata-Pendias, 2011 ; Smedley & Kinniburgh, 2002). En conséquence, les analyses se sont portées sur le fer et le zinc, éléments majoritairement présents et représentatifs du comportement des métaux dans ces matrices dans le contexte de climat sahélien.

Efficacité de la phytoremédiation *in situ* sous climat sahélien

Les expérimentations menées *in situ* sur les sites miniers de Nebia et de Nimbrogo ont permis de valider l'efficacité de *C. zizanioides* dans des sols pollués par les rejets issus des activités de l'EMA sous climat sahélien. Le vétiver a montré une capacité d'implantation, de résilience face aux contraintes combinées de pollution chimique et des températures élevées. Grâce à son système racinaire dense et profond, le vétiver a amélioré la structure physique des sols en limitant la dispersion des métaux. En outre, les suivis analytiques ont mis en évidence une diminution progressive des teneurs totales en Fe et en Zn des sols au cours de l'expérimentation, suggérant une réduction globale de la charge métallique dans le sol. Bien que les mécanismes spécifiques (extraction, stabilisation) n'aient pas été distingués sur les sites, la réduction des teneurs totales révèle un impact positif de la présence du vétiver sur la qualité des sols. Par ailleurs, la présence du vétiver a favorisé la recolonisation naturelle par les herbacées locales avec en sus d'espèces initialement absentes sur le site pollué mais présentes à l'extérieur du site, signe d'une restructuration écologique progressive du couvert végétal et d'un rééquilibrage fonctionnel des sites. Ces résultats démontrent que *C. zizanioides* constitue une espèce clé pour la réhabilitation écologique et la sécurisation environnementale des sites miniers contaminés en conditions semi-arides.

Potentiels phytoremédiateurs de *C. zizanioides* et *A. gayanus*

Les essais *ex situ* réalisés sous serre sur des résidus miniers plantés en monoculture de *C. zizanioides* et *A. gayanus* ont permis de mieux comprendre les mécanismes biologiques et géochimiques impliqués dans la remédiation de ces substrats par ces plantes. Les valeurs de potentiel phytoremédiateur (P%) obtenues confirment les meilleures performances du vétiver, notamment pour l'élimination du zinc, dont les taux d'abattement ont atteint environ 75%, contre des valeurs plus faibles observées avec *A. gayanus*.

L'analyse comparative des comportements des deux graminées met en évidence deux stratégies fonctionnelles distinctes mais complémentaires :

- ✓ Pour *C. zizanioides*, une phytostabilisation chimique et partiellement extractive, marquée par la précipitation du fer sous formes minérales peu solubles et la séquestration partielle du zinc dans les tissus racinaires et foliaires, traduisant un double rôle de stabilisation et d'extraction contrôlée ;

✓ Pour *A. gayanus*, une phytostabilisation physique et racinaire, qui repose sur un réseau racinaire moins profond mais apte à fixer mécaniquement les polluants et à limiter leur dispersion dans l'espace.

Ces résultats confirment la deuxième hypothèse de l'étude, selon laquelle les deux espèces présentent des mécanismes de tolérance et de remédiation différenciés mais complémentaires, soulignant ainsi l'intérêt d'une d'approche multi-espèces pour la réhabilitation des sites miniers contaminés en contexte sahélien.

Réponses morpho-physiologiques et indicateurs de tolérance

Les suivis des paramètres de croissance notamment le taux de croissance relatif (RGR), l'indice de tolérance (TI), la teneur relative en eau (RWC) et la longueur racinaire spécifique (LRS) ont permis d'évaluer la résilience morpho-physiologique des deux espèces face au stress métallique et climatique. Ces indicateurs se sont révélés particulièrement pertinents pour apprécier la tolérance et la performance phytoremédiatrice des plantes.

C. zizanioides a maintenu des indices de croissance (RGI) globalement stables, un TI supérieur à 70 % et un RWC élevé, traduisant une forte plasticité morpho-physiologique et une capacité d'adaptation remarquable aux contraintes combinées de la pollution métallique et de climat sahélien. Sa régulation hydrique efficace, couplée à une croissance racinaire profonde et continue, témoigne d'une aptitude à préserver ses fonctions vitales même en conditions extrêmes. À l'inverse, *A. gayanus* a présenté une croissance initialement vigoureuse, marquée par une exploration racinaire rapide, mais ses performances ont décliné au fil du temps sous l'effet du stress thermique et hydrique, particulièrement pendant les saisons sèches chaudes. Cette évolution traduit une stratégie adaptative de court terme, reposant sur une expansion rapide suivie d'une stabilisation face à la contrainte environnementale.

Ces observations confirment la troisième hypothèse de cette étude selon laquelle les paramètres morphologiques et physiologiques constituent des indicateurs fiables de la performance phytoremédiatrice des plantes. Ils reflètent non seulement les capacités adaptatives des plantes à la contamination métallique, mais aussi leurs potentialités de survie et de régulation dans les milieux sahéliens dégradés en situation de stress sous climat sahélien.

Dynamique et mobilité des métaux dans les substrats contaminés

Les analyses séquentielles (BCR) et sélectives (CaCl₂ et NH₄OAc+EDTA) ont révélé des comportements contrastés entre le Fe et le Zn dans les substrats au cours du temps. Le Fe majoritairement présent dans la fraction résiduelle (F4), indique une faible mobilité et une stabilisation progressive sous formes minérales cristallisées peu réactives. Cette évolution est une transformation vers des composés plus inertes, caractéristiques des processus de phytostabilisation chimique. À l'inverse, le Zn demeure largement réparti dans les fractions labiles (F1+F2), indiquant une mobilité persistante et un potentiel de transfert environnemental plus élevé. Toutefois, la diminution graduelle des facteurs de mobilité (FM) au fil des campagnes expérimentales, ainsi que les corrélations positives observées entre les fractions labiles et les extractions sélectives, confirment que l'activité racinaire des plantes a favorisé une immobilisation progressive des métaux dans la rhizosphère.

Ces résultats valident la quatrième hypothèse de cette étude, selon laquelle la mobilité et la biodisponibilité des métaux diminuent progressivement sous l'effet combiné de la stabilisation biologique (influence racinaire, précipitation ou complexation) et des transformations géochimiques induites par les interactions sol-plante. Le suivi temporel des fractions métalliques a démontré que la présence des végétaux joue un rôle déterminant dans la spéciation chimique des résidus miniers en milieu sahélien.

Recommandations générales

Les résultats issus de cette thèse permettent de formuler un ensemble de recommandations scientifiques et opérationnelles en vue d'une application de la phytoremédiation au Burkina Faso :

Recommandation 1 : Stabilisation écologique des sites miniers

Les zones minières concernées sont à vocation agro-pastorale, alors la culture de céréales ou de plantes vivrières ne doit pas être envisagée directement ou à proximité des sites, afin d'éviter tout risque de transfert des métaux vers la chaîne alimentaire. Il est recommandé de privilégier des espèces pérennes non comestibles, telles que *C. zizanioides* associé à *A. gayanus*, capables de réduire la mobilité des métaux par phytostabilisation.

Recommandation 2 : Diversification et amélioration biologique des espèces

Il convient d'élargir le spectre d'espèces performantes en intégrant d'autres graminées et légumineuses locales adaptées au climat sahélien, afin d'explorer des stratégies de phytostabilisation et de phytoextraction complémentaires. L'efficacité des plantes pourrait être renforcée par un apport raisonné de matière organique et une inoculation microbienne ciblée (mycorhizes, rhizobactéries, champignons symbiotiques), favorisant une meilleure croissance racinaire, une tolérance accrue au stress et une immobilisation durable des métaux dans la rhizosphère.

Recommandation 3 : Gestion et valorisation des cendres issues de la biomasse

Les biomasses récoltées après phytoremédiation doivent être incinérées dans des conditions contrôlées afin de concentrer les métaux et de limiter tout risque de ré contamination. Les cendres obtenues peuvent faire l'objet d'une caractérisation physico-chimique pour évaluer leur potentiel de valorisation, notamment par récupération métallurgique ou utilisation dans des matériaux stabilisés. Cette approche favorise une gestion écologiquement responsable et circulaire des résidus de phytoremédiation.

Recommandation 4 : étendre l'application de la phytoremédiation à d'autres contextes de pollution.

Il est enfin recommandé de tester la phytoremédiation sur d'autres types de sols contaminés (zones industrielles, dépotoirs, périmètres agricoles exposés aux intrants chimiques).

Perspectives

Les études futures devront être orientés vers ces deux perspectives qui permettront de combler les insuffisances de notre étude :

✓ Il serait tout d'abord pertinent de poursuivre l'expérimentation en co-culture avec *C. zizanioides* et *A. gayanus*, afin de confirmer leur complémentarité fonctionnelle observée en conditions *ex situ* et d'évaluer leurs interactions dans un système phytoremédiateur intégré. Cette approche permettra de mieux comprendre les synergies racinaires et la dynamique conjointe d'extraction et de stabilisation des métaux dans le substrat.

✓ Par ailleurs, la mise en place d'une méthodologie de suivi des indicateurs de restauration *in situ* (stabilité structurale du sol, reprise végétale naturelle, évolution de la matière organique, qualité hydrique) apparaît essentielle pour valider, à l'échelle terrain, la transposabilité des résultats expérimentaux obtenus sous serre.

✓ Une autre perspective consisterait à développer des protocoles spécifiques de phytoremédiation adaptés aux polluants caractéristiques de l'exploitation minière artisanale, notamment le cyanure (CN⁻) et le mercure (Hg), dont le comportement physico-chimique diffère de celui des métaux étudiés ici. Ces études permettront d'évaluer l'efficacité et la sécurité environnementale des approches biologiques pour ces contaminants hautement toxiques.

✓ Enfin, un approfondissement des mécanismes microbiologiques de la rhizosphère demeure indispensable, afin d'identifier les communautés microbiennes associées aux racines et leur rôle dans la dégradation, la complexation ou la précipitation des métaux. De même, l'exploration de la distribution intracellulaire des éléments métalliques à l'aide de techniques telles que la microscopie électronique à balayage (MEB) couplée à la microanalyse EDX offrirait une compréhension fine des processus de séquestration et de compartimentation des métaux au sein des tissus végétaux.

En définitive, cette étude démontre que la phytoremédiation, mise en œuvre avec *C. zizanioides* et *A. gayanus*, constitue une approche scientifiquement et écologiquement durable pour la réhabilitation des sites miniers en milieux sahéliens.

Le vétiver et *A. gayanus*, du fait de leur tolérance et de leur capacité de phytostabilisation bien que différentes, illustrent la complémentarité fonctionnelle des graminées tropicales dans la restauration des sols dégradés. Au-delà de ses résultats expérimentaux, ce travail rappelle que la nature, soutenue par la science, détient le pouvoir de régénérer les milieux les plus altérés et d'offrir des solutions pour un avenir plus vert et plus durable.

En définitive, cette étude démontre que la phytoremédiation, mise en œuvre avec *C. zizanioides* et *A. gayanus*, constitue une approche scientifiquement et écologiquement durable pour la réhabilitation des sites miniers en milieux sahéliens.

Le vétiver et *A. gayanus*, du fait de leurs tolérances et leurs capacités de phytostabilisation bien que différentes illustrent la complémentarité fonctionnelle des graminées tropicales dans la restauration des sols dégradés. Au-delà de ses résultats expérimentaux, ce travail rappelle que la nature, soutenue par la science, détient le pouvoir de régénérer les milieux les plus altérés et d'offrir des solutions pour un avenir plus vert et plus durable.

LISTE COMMUNICATION SCIENTIFIQUE

Article publié

YAMMA Rose, KONE Martine, SAWADOGO Bienvenue Jocelyne, MAIGA Guebré, YONLI Arsène, WANKO NGNIEN Adrien « *Morphological evaluation of Chrysopogon zizanioides: criterion for the effectiveness of phytoremediation of mine tailings under Sahelian climate* » International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation, 2025, Vol. 13. N°1, 1-11. Available online at <http://pubs.sciepub.com/ijebb/13/1/1> Published by Science and Education Publishing DOI:10.12691/ijebb-13-1-1.

Article soumis à la revue « Journal of Soils and Sediments »

Assessment of Fe and Zn mobility and bioavailability during phytoremediation of mine tailings via sequential and selective extraction.

Conférences scientifiques

- 10th International Conference on Environmental Pollution, Treatment and Protection. April 10 – 12, 2025, Barcelona (Spain).
- Les 7èmes journées scientifiques de l’Institut de Recherches en Sciences Appliquées et Technologiques, du 25 au 26 novembre 2024, Ouagadougou (Burkina Faso).
- 14ème Congrès international 15ème Congrès international du GRUTEE, du 22 au 24 mai 2024, Bordeaux (France).
- 6ème édition des Journées Scientifiques du CAMES, du 11 au 14 mars 2024, Yamoussoukro (Cote d’Ivoire).
- 6èmes Journées scientifiques de l'Institut de Recherche en Sciences Appliquées et Technologies (IRSAT), 27 au 28 octobre à Ouagadougou, Burkina Faso 2022.
- 22èmes Journées Scientifique Annuelles de la SOACHIM, 8 au 12 aout 2022 à Ouagadougou, Burkina Faso.
- Journée d'étude Femmes et Recherche pour le Développement le 29 mars 2022 à l'IRD, Ouagadougou, Burkina Faso.
- 21èmes Journées Scientifique Annuelles de la SOACHIM, 10 au 13 aout 2021 à Niamey, Niger.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abaga, N. O. Z., Dousset, S., & Munier-Lamy, C. (2021). Phytoremediation Potential of Vetiver Grass (*Vetiveria Zizanioides*) in Two Mixed Heavy Metal Contaminated Soils from the Zoundweogo and Boulkiemde Regions of Burkina Faso (West Africa). *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 09(11), 73–88. <https://doi.org/10.4236/gep.2021.911006>
- Abdelly, C. (2007). *Bioremédiation / Pyhtoremédiation* (p. 32).
- Abdou Gado, F., Tankari, A., Badjo, D., & Guero, Y. (2018). Phytoremediation by *Cyperus esculentus* of soils polluted by Metallics Traces Elements Phytoremédiation par *Cyperus esculentus* de sols pollués par les Eléments Traces Métalliques. *Public Health & Territorial Intelligence Env.Wat. Sci. Pub. H. Ter. Int. J.*, 2(2), 55–62. <http://revues.imist.ma/?journal=ewash-ti/>
- ACET. (2017). *The Impact of Expanding Artisanal and Small-Scale Mining on Small Holder Agriculture in West Africa A Case Study of Burkina Faso, Ghana and Sierra Leone* (Issue October). <http://acetforafrica.org/acet/wp-content/uploads/publications/2017/02/ASM-GHANA-ABRIDGED.pdf>
- Adamczyk-Szabela, D., & Wolf, W. M. (2022). The Impact of Soil pH on Heavy Metals Uptake and Photosynthesis Efficiency in *Melissa officinalis*, *Taraxacum officinalis*, *Ocimum basilicum*. *Molecules*, 27(15). <https://doi.org/10.3390/molecules27154671>
- Adriano, D. C. (2001). Trace elements in the terrestrial environment: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. *Trace Elements in the Terrestrial Environment.*, 867. <https://doi.org/10.2134/jeq1987.00472425001600010030x>
- Affessi, A. S., Koffi, K. G. J.-C., & Sangare, M. (2016). Impacts Sociaux Et Environnementaux De L'orpaillage Sur Les Populations De La Region Du Bounkani (Cote D'ivoire). *European Scientific Journal*, ESJ, 12(26), 288. <https://doi.org/10.19044/esj.2016.v12n26p288>
- Akhzari, D., & Alipoor, N. (2019). Studying the quantitative and qualitative characteristics of vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides* L.) under different compost and zeolite treatments. *Environmental Resources Research*, 7(2), 137–146.
- Akpasi, S. O., Anekwe, I. M. S., Tetteh, E. K., Amune, U. O., Shoyiga, H. O., Mahlangu, T. P., & Kiambi, S. L. (2023). Mycoremediation as a Potentially Promising Technology: Current Status and Prospects - A Review. *Applied Sciences (Switzerland)*, 13(8). <https://doi.org/10.3390/app13084978>
- Ali, J., Tuzen, M., Shaikh, Q. ul ain, Jatoi, W. B., Feng, X., Sun, G., & Saleh, T. A. (2024). A review of sequential extraction methods for fractionation analysis of toxic metals in solid environmental matrices. *Trends in Analytical Chemistry*, 173(xxxx). <https://doi.org/10.1016/j.trac.2024.117639>
- ANEEMAS. (2020). *Guide sur la rehabilitation et la fermeture des sites d'exploitation artisanale d'or*.
- Aryal, M. (2024). Phytoremediation strategies for mitigating environmental toxicants. *Heliyon*,

10(19), e38683. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e38683>

- Aryee, B. N. A., Ntibery, B. K., & Atorkui, E. (2002). Trends in the small-scale mining of precious minerals in Ghana: A perspective on its environmental impact. *Journal of Cleaner Production*, 11(2), 131–140. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(02\)00043-4](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(02)00043-4)
- Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., Chapuis, R., Julien, M., Belem, T., Simon, R., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., & Li, L. (2002). La gestion des réjets miniers dans un contexte de développement durable et de protection de l'environnement. *Congrès Annuel de La Société Canadienne de Génie Civil, GE-045(5–8 juin 2002)*, 1–10.
- Awa, S. H., & Hadibarata, T. (2020). Removal of Heavy Metals in Contaminated Soil by Phytoremediation Mechanism: a Review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 231(2), 1–15. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-4426-0>
- Ayilara, M. S., Adeleke, B. S., Adebajo, M. T., Akinola, S. A., Fayose, C. A., Adeyemi, U. T., Gbadegesin, L. A., Omole, R. K., Johnson, R. M., Edhemuino, M., Ogundolie, F. A., & Babalola, O. O. (2023). Remediation by enhanced natural attenuation; an environment-friendly remediation approach. *Frontiers in Environmental Science*, 11(July), 1–17. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1182586>
- Badawy, M. E. I., El-Nouby, M. A. M., Kimani, P. K., Lim, L. W., & Rabea, E. I. (2022). A review of the modern principles and applications of solid-phase extraction techniques in chromatographic analysis. In *Analytical Sciences* (Vol. 38, Issue 12). Springer Nature Singapore. <https://doi.org/10.1007/s44211-022-00190-8>
- Badmus, M. A. O., Audu, T. O. K., & Anyata, B. U. (2007). Removal of lead ion from industrial wastewaters by activated carbon prepared from periwinkle shells (*Typanotonus fuscatus*). *Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences*, 31(4), 251–263.
- Baker, J. M., & Brooks, R. R. (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements - a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1(2), 81–126.
<http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Terrestrial+higher+plants+which+hyperaccumulate+metallic+elements#5>
- Bakshe, P., & Jugade, R. (2023). Phytostabilization and rhizofiltration of toxic heavy metals by heavy metal accumulator plants for sustainable management of contaminated industrial sites: A comprehensive review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 10(April), 100293. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100293>
- Banerjee, R., Goswami, P., Lavania, S., Mukherjee, A., & Lavania, U. C. (2019). Vetiver grass is a potential candidate for phytoremediation of iron ore mine spoil dumps. *Ecological Engineering*, 132(September 2018), 120–136. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.10.012>
- Banerjee, R., Goswami, P., Pathak, K., & Mukherjee, A. (2016). Vetiver grass: An environment clean-up tool for heavy metal contaminated iron ore mine-soil. *Ecological Engineering*, 90, 25–34. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.027>
- Banerjee, S., Mandal, J., Sarkar, D., Datta, R., & Bhattacharyya, P. (2025). A review and meta-analysis of the efficacy of arbuscular mycorrhizal fungi in remediating toxic metals in

- mine-affected soils. *Frontiers in Environmental Science*, 12(January). <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1532169>
- Bani, A., Echevarria, G., Sulçe, S., & Morel, J. L. (2015). Improving the Agronomy of *Alyssum murale* for Extensive Phytomining: A Five-Year Field Study. *International Journal of Phytoremediation*, 17(2), 117–127. <https://doi.org/10.1080/15226514.2013.862204>
- Basu, S., Ghosh, S., & Sharma, P. (2024). *Phytoremediation of chromium contaminated tannery soil with the help of castor plant (ricinus communis l .)*. 8(10).
- Bielicka-Giełdoń, A., Ryłko, E., & Zamojć, K. (2013). Distribution, bioavailability and fractionation of metallic elements in Allotment garden soils using the BCR sequential extraction procedure. *Polish Journal of Environmental Studies*, 22(4), 1013–1021.
- Bodjona, B. M., Tchegueni, S., Bafai, D. D., El Meray, M., & Zamama, M. (2018). Extraction chimique des métaux lourds des argiles de la décharge finale d’Agoè-Nyivé au Togo. *Environnement, Ingénierie & Développement*, N°78-déc, 29–42. <https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.3869>
- Bohbot, J. (2017). L’orpaillage au Burkina Faso : une aubaine économique pour les populations, aux conséquences sociales et environnementales mal maîtrisées. *EchoGéo*, 42, 0–19. <https://doi.org/10.4000/echogeo.15150>
- Bradl, H. B. (2005). Chapter 1 Sources and origins of heavy metals. *Interface Science and Technology*, 6(C), 1–27. [https://doi.org/10.1016/S1573-4285\(05\)80020-1](https://doi.org/10.1016/S1573-4285(05)80020-1)
- Brady, N. C., & Weil, R. R. (2008). The Soils Around Us Overview. *The Nature and Properties of Soils*, 5(6), 1–16.
- Bronick, C. J., & Lal, R. (2005). Soil structure and management: A review. *Geoderma*, 124(1–2), 3–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
- Brugger, F., & Zanetti, J. (2020). “In my village, everyone uses the tractor”: Gold mining, agriculture and social transformation in rural Burkina Faso. *Extractive Industries and Society*, 7(3), 940–953. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2020.06.003>
- Brugger, F., Zongo, T., Proksik, J. J., & Bugmann, A. (2024). Unravelling the nexus of illicit gold trade, protection rackets, and political settlement dynamics: Evidence from Burkina Faso. *World Development*, 181(May), 106682. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2024.106682>
- Chaney, R. L., & Baklanov, I. A. (2017). Phytoremediation and Phytomining: Status and Promise. In *Advances in Botanical Research* (Vol. 83). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/bs.abr.2016.12.006>
- Chantachon, S., Kruatrachue, M., Pokethitiyook, P., Upatham, S., Tantanasarit, S., & Soonthornsarathool, V. (2004). Phytoextraction and accumulation of lead from contaminated soil by vetiver grass: Laboratory and simulated field study. *Water, Air, and Soil Pollution*, 154(1–4), 37–55. <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000022926.05464.74>
- Chen, J., Shiyab, S., Han, F. X., Monts, D. L., Waggoner, C. A., Yang, H., & Su, Y. (2009). Bioaccumulation and physiological effects of mercury in *Pteris vittata* and *Nephrolepis exaltata*. *Ecotoxicology*, 18(1), 110–121. <https://doi.org/10.1007/s10646-008-0264-3>

- Chen, L., Beiyuan, J., Hu, W., Zhang, Z., Duan, C., Cui, Q., Zhu, X., He, H., Huang, X., & Fang, L. (2022). Phytoremediation of potentially toxic elements (PTEs) contaminated soils using alfalfa (*Medicago sativa* L.): A comprehensive review. *Chemosphere*, 293(December 2021), 133577. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133577>
- Chen, M., Li, X. ming, Yang, Q., Zeng, G. ming, Zhang, Y., Liao, D. xiang, Liu, J. jin, Hu, J. mei, & Guo, L. (2008). Total concentrations and speciation of heavy metals in municipal sludge from Changsha, Zhuzhou and Xiangtan in middle-south region of China. *Journal of Hazardous Materials*, 160(2–3), 324–329. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.03.036>
- Chen, S., Gao, J., Dong, B., & Xu, Z. (2024). Use of sludge stabilization products for remediation of heavy metal (loid)s-contaminated mine tailings: Physicochemical, biochemical and microbial mechanisms. *Chemical Engineering Journal*, 488(December 2023), 150640. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.150640>
- Chen, X., Zhao, Y., Zhang, C., Zhang, D., Yao, C., Meng, Q., Zhao, R., & Wei, Z. (2020). Speciation, toxicity mechanism and remediation ways of heavy metals during composting: A novel theoretical microbial remediation method is proposed. *Journal of Environmental Management*, 272(April), 111109. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111109>
- Chen, Y., Shen, Z., & Li, X. (2004). The use of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) in the phytoremediation of soils contaminated with heavy metals. *Applied Geochemistry*, 19(10), 1553–1565. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2004.02.003>
- Cheng, S., Chen, T., Xu, W., Huang, J., Jiang, S., & Yan, B. (2020). Application research of biochar for the remediation of soil heavy metals contamination: A review. *Molecules*, 25(14), 1–21. <https://doi.org/10.3390/molecules25143167>
- Cherian, S., & Oliveira, M. M. (2005). Transgenic plants in phytoremediation: Recent advances and new possibilities. *Environmental Science and Technology*, 39(24), 9377–9390. <https://doi.org/10.1021/es051134l>
- Chintani, Y. S., Butarbutar, E. S., Nugroho, A. P., & Sembiring, T. (2021). Uptake and release of chromium and nickel by Vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty). *SN Applied Sciences*, 3(3), 1–13. <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04298-w>
- Cluis, C. (2004). Junk-greedy greens: Phytoremediation as a new option for soil decontamination. *BioTeach Journal*, 2, 61–67.
- Compaore, W. F., Dumoulin, A., & Rousseau, D. P. L. (2020). Metal uptake by spontaneously grown *Typha domingensis* and introduced *Chrysopogon zizanioides* in a constructed wetland treating gold mine tailing storage facility seepage. *Ecological Engineering*, 158(February), 106037. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106037>
- Cooke, J. A., & Johnson, M. S. (2002). Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environmental Reviews*, 10(1), 41–71. <https://doi.org/10.1139/a01-014>
- Cornu, S., & Clozel, B. (2000). Extractions séquentielles et spéciation des éléments trace métalliques dans les sols naturels. Analyse critique. *Etude et Gestion Des Sols*, 7(3), 179–189.

- Cozma, P., Roșca, M., Minuț, M., & Gavrilescu, M. (2025). Phytoremediation: A sustainable and promising bio-based approach to heavy metal pollution management. *Science of the Total Environment*, 1001(June), 180458. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180458>
- Cummings, D. E., March, A. W., Bostick, B., Spring, S., Caccavo, F., Fendorf, S., & Rosenzweig, R. F. (2000). Evidence for microbial Fe(III) reduction in anoxic, mining-impacted lake sediments (Lake Coeur d'Alene, Idaho). *Applied and Environmental Microbiology*, 66(1), 154–162. <https://doi.org/10.1128/AEM.66.1.154-162.2000>
- Cunningham, S. D., Anderson, T. A., Schwab, A. P., & Hsu, F. C. (1996). Phytoremediation of Soils Contaminated with Organic Pollutants. *Advances in Agronomy*, 56(C), 55–114. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60179-0](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60179-0)
- Dabiré, B. A. M., & Sako, A. (2024). Comprehensive assessment of heavy metal pollution of agricultural soils impacted by the Kalsaka abandoned gold mine and artisanal gold mining in northern Burkina Faso. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(8). <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12894-7>
- Dabouineau, L., Lamy, Y., & Collas, P. (2005). L' utilisation des plantes pour la dépollution et l' épuration des eaux usées. In *Rôle de l'eau* (Vol. 124, pp. 8–15).
- Danh, L. T., Truong, P., Mammucari, R., Tran, T., & Foster, N. (2009). Vetiver grass, *Vetiveria zizanioides*: A choice plant for phytoremediation of heavy metals and organic wastes. *International Journal of Phytoremediation*, 11(8), 664–691. <https://doi.org/10.1080/15226510902787302>
- Das, N., & Chandran, P. (2011). Microbial Degradation of Petroleum Hydrocarbon Contaminants: An Overview. *Biotechnology Research International*, 2011, 1–13. <https://doi.org/10.4061/2011/941810>
- De Conti, L., Marques, A. C. R., Ceretta, C. A., Tarouco, C. P., Nicoloso, F. T., Ferreira, P. A. A., Tiecher, T. L., Tassinari, A., Bicalho da Silva, I. C., & Brunetto, G. (2021). Tolerance and phytoremediation potential of grass species native to South American grasslands to copper-contaminated soils. *International Journal of Phytoremediation*, 23(7), 726–735. <https://doi.org/10.1080/15226514.2020.1852528>
- Delgado, A., & Gomez, J. A. (2016). Principles of Agronomy for Sustainable Agriculture. *Principles of Agronomy for Sustainable Agriculture*, 15–26. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-46116-8>
- Diatta, J., Andrzejewska, A., & Rafałowicz, T. (2019). Reactivity, Exchangeability, and Solubility of Cu, Zn, and Cd in Various Soil Materials: Concepts and Evaluation. *Eurasian Soil Science*, 52(7), 853–864. <https://doi.org/10.1134/S1064229319070032>
- Dinis, M. de L., Fiúza, A., Futuro, A., Leite, A., Martins, D., Figueiredo, J., Góis, J., & Vila, M. C. (2020). Characterization of a mine legacy site: an approach for environmental management and metals recovery. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(9), 10103–10114. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06987-x>
- Driscoll, C. T., Mason, R. P., Chan, H. M., Jacob, D. J., & Pirrone, N. (2013). C. Driscoll et al., 2013. *Environmental Science & Technology*, 47(10), 4967–4983.
- Eab, K. H., Likitlersuang, S., & Takahashi, A. (2015). Laboratory and modelling investigation

- of root-reinforced system for slope stabilisation. *Soils and Foundations*, 55(5), 1270–1281. <https://doi.org/10.1016/j.sandf.2015.09.025>
- Faiz, S., Shah, A. A., Naveed, N. H., Nijabat, A., Yasin, N. A., Batool, A. I., Ali, H. M., Javed, T., Simon, P. W., & Ali, A. (2022). Synergistic application of silver nanoparticles and indole acetic acid alleviate cadmium induced stress and improve growth of *Daucus carota* L. *Chemosphere*, 290(August 2021), 133200. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133200>
- FAO. (2015). Status of the World's Soil Resources. In *Intergovernmental Technical Panel on Soils*. <http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf>
- Feng, M. H., Shan, X. Q., Zhang, S. Z., & Wen, B. (2005). Comparison of a rhizosphere-based method with other one-step extraction methods for assessing the bioavailability of soil metals to wheat. *Chemosphere*, 59(7), 939–949. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.11.056>
- Feng, W., Zhang, S., Zhong, Q., Wang, G., Pan, X., Xu, X., Zhou, W., Li, T., Luo, L., & Zhang, Y. (2019). Soil washing remediation of heavy metal from contaminated soil with EDTMP and PAA: Properties, optimization, and risk assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 381(May 2019), 120997. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120997>
- Filgueiras, A. V., Lavilla, I., & Bendicho, C. (2002). Chemical sequential extraction for metal partitioning in environmental solid samples. *Journal of Environmental Monitoring*, 4(6), 823–857. <https://doi.org/10.1039/b207574c>
- Fuentes, A., Lloréns, M., Sáez, J., Aguilar, M. I., Pérez-Marín, A. B., Ortuño, J. F., & Meseguer, V. F. (2006). Ecotoxicity, phytotoxicity and extractability of heavy metals from different stabilised sewage sludges. *Environmental Pollution*, 143(2), 355–360. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.11.035>
- Fuentes, A., Lloréns, M., Sáez, J., Isabel Aguilar, M., Ortuño, J. F., & Meseguer, V. F. (2008). Comparative study of six different sludges by sequential speciation of heavy metals. *Bioresource Technology*, 99(3), 517–525. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.025>
- Gadd, G. M. (2010). Metals, minerals and microbes: Geomicrobiology and bioremediation. *Microbiology*, 156(3), 609–643. <https://doi.org/10.1099/mic.0.037143-0>
- Gavrilescu, M. (2022). Enhancing phytoremediation of soils polluted with heavy metals. *Current Opinion in Biotechnology*, 74, 21–31. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2021.10.024>
- Gębka, K., Saniewska, D., & Beldowska, M. (2020). Mobility of mercury in soil and its transport into the sea. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(8), 8492–8506. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06790-8>
- George, S., Manoharan, D., Li, J., Britton, M., & Parida, A. (2017). Drought and salt stress in *Chrysopogon zizanioides* leads to common and specific transcriptomic responses and may affect essential oil composition and benzyloquinoline alkaloids metabolism. *Current Plant Biology*, 11–12(November), 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.cpb.2017.12.001>
- Getaneh, W., & Alemayehu, T. (2006). Metal contamination of the environment by placer and primary gold mining in the Adola region of southern Ethiopia. *Environmental Geology*,

50(3), 339–352. <https://doi.org/10.1007/s00254-006-0213-5>

- Ghosh, M., Paul, J., Jana, A., De, A., & Mukherjee, A. (2015). Use of the grass, *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash for detoxification and phytoremediation of soils contaminated with fly ash from thermal power plants. *Ecological Engineering*, *74*, 258–265. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.011>
- Gilmour, C. C., Podar, M., Bullock, A. L., Graham, A. M., Brown, S. D., Somenahally, A. C., Johs, A., Hurt, R. A., Bailey, K. L., & Elias, D. A. (2013). Mercury methylation by novel microorganisms from new environments. *Environmental Science and Technology*, *47*(20), 11810–11820. <https://doi.org/10.1021/es403075t>
- Gómez, A. A., & Ruiz, M. E. G. (2023). Heavy Metal Speciation, and the Evaluation and Remediation of Polluted Mine Wastes and Soils. *Heavy Metals - Recent Advances*, 1–39. <https://doi.org/10.5772/intechopen.110412>
- Groenenberg, J. E., Römkens, P. F. A. M., Zomer, A. Van, Rodrigues, S. M., & Comans, R. N. J. (2017). Evaluation of the Single Dilute (0.43 M) Nitric Acid Extraction to Determine Geochemically Reactive Elements in Soil. *Environmental Science and Technology*, *51*(4), 2246–2253. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05151>
- Gu, Y., Wang, H., Yang, Y., Chen, H., Chen, C., & Cheng, W. (2025). Metabonomics reveals the mechanism of stress resistance in *Vetiveria zizanioides* inoculated with AMF under copper stress. *Scientific Reports*, *15*(1), 1–17. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-90595-y>
- Gueye, D. (2001). Etude sur les mines artisanales et les exploitations minières à petite échelle au Burkina Faso. In *MMSD Briefing* (Issue 2188452).
- Gueye, D. (2002). SmallScale Mining in Burkina Faso. *International Institute for Environment and Development (IIED)*, *73*, 35. <http://pubs.iied.org/pdfs/G00717.pdf>
- Hakeem, K. R., Sabir, M., öztürk, M., & Mermut, A. R. (2014). Soil Remediation and Plants: Prospects and Challenges. In *Soil Remediation and Plants: Prospects and Challenges*. <https://doi.org/10.1016/C2013-0-13078-4>
- Hall, S. J., & Huang, W. (2017). Iron reduction: a mechanism for dynamic cycling of occluded cations in tropical forest soils? *Biogeochemistry*, *136*(1), 91–102. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0383-0>
- Harimana, J., Makangila, M., Mundike, J., & Maseka, K. K. (2024). Effect of particle size, pH, and residence time on mobility of copper and cobalt from copper slag. *Scientific African*, *23*(February), e02117. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2024.e02117>
- Hassan, S., Bhadwal, S. S., Khan, M., Sabreena, Nissa, K. U., Shah, R. A., Bhat, H. M., Bhat, S. A., Lone, I. M., & Ganai, B. A. (2024). Revitalizing contaminated lands: A state-of-the-art review on the remediation of mine-tailings using phytoremediation and genomic approaches. *Chemosphere*, *356*(March), 141889. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141889>
- Hazrat, A., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications. *Chemosphere*, *91*(7), 869–881. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>

- Hilson, G. (2002). The environmental impact of small-scale gold mining in Ghana: identifying problems and possible solutions. *Geographical Journal*, 168(1), 57.
- Hilson, G., & McQuilken, J. (2014). Four decades of support for artisanal and small-scale mining in sub-Saharan Africa: A critical review. *Extractive Industries and Society*, 1(1), 104–118. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2014.01.002>
- Himri, M. El, & Himri, A. El. (2012). *Évaluation analytique pour le dosage du mercure dans l'eau Analytical evaluation for the determination of mercury in water*. 24(3), 153–158.
- Hlavackova, P. (2005). Evaluation du comportement du cuivre et du zinc dans une matrice de type sol à l'aide de différentes méthodologies. In *Thèse de doctorat, INSA-LYON*.
- Houba, V. J. G., Temminghoff, E. J. M., Gaikhorst, G. A., & van Vark, W. (2014). Soil analysis procedures using 0.01 M calcium chloride as extraction reagent. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 31(9–10), 1299–1396. <https://doi.org/10.1080/00103620009370514>
- Houben, D., Evrard, L., & Sonnet, P. (2013). Mobility, bioavailability and pH-dependent leaching of cadmium, zinc and lead in a contaminated soil amended with biochar. *Chemosphere*, 92(11), 1450–1457. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.03.055>
- Islam, M. M., Saxena, N., & Sharma, D. (2024). Phytoremediation as a green and sustainable prospective method for heavy metal contamination: a review. *RSC Sustainability*, 2(5), 1269–1288. <https://doi.org/10.1039/d3su00440f>
- ISO :17586 : 2016. (n.d.). Validation of ISO 17586 Soil quality. 2016, 60.
- Jaganmohan, A. (2007). Toxicological Profile for Arsenic. *U.S. Department of Health and Human Services, August*. <https://www.statista.com/statistics/264961/production-of-arsenic/>
- Jenny, H. (2004). Factors of Soil Formation - Biota. In *Encyclopedia of Soils in the Environment* (Vol. 4). <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00013-8>
- Jiang, J. H., Ge, G., Gao, K., Pang, Y., Chai, R. C., Jia, X. H., Kong, J. G., & Yu, A. C. H. (2015). Calcium Signaling Involvement in Cadmium-Induced Astrocyte Cytotoxicity and Cell Death Through Activation of MAPK and PI3K/Akt Signaling Pathways. *Neurochemical Research*, 40(9), 1929–1944. <https://doi.org/10.1007/s11064-015-1686-y>
- Jing, F., Chen, X., Yang, Z., & Guo, B. (2018). Heavy metals status, transport mechanisms, sources, and factors affecting their mobility in Chinese agricultural soils. *Environmental Earth Sciences*, 77(3), 1–9. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7299-4>
- Kabata-Pendias, A., & Mukherjee, A. B. (2007). Trace Elements from Soil to Human. In *Springer*.
- Kabata Pendas, A. (2011). Trace Elements in Soils and Plants. In *Trace elements in soils and plant*.
- Kafle, A., Timilsina, A., Gautam, A., Adhikari, K., Bhattarai, A., & Aryal, N. (2022). Phytoremediation: Mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agents. *Environmental Advances*, 8(November 2021), 100203. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203>

- Kagambega, N., Sam, U., & Ouedraogo, M. (2023). Artisanal Mining and Soil Quality in the Sudano-Sahelian Climate: Case of the Artisanal Mining Site of Yimiougou in Burkina Faso, West Africa. *Journal of Environmental Protection*, 14(01), 1–15. <https://doi.org/10.4236/jep.2023.141001>
- Kaminski, S. (2015). *The Relationship between Gold Mining and the Local Economy: A Case Study from Burkina Faso*.
- Kessab, A. (2025). *Evaluation de la Contribution des carbonates dans la rétention des polluants métalliques dans les sols*.
- Ketaubon, P., Ritthikasem, N., Tanheng, P., & Prapagdee, B. (2024). Enhancing heavy metal phytoremediation in landfill soil by *Chrysopogon zizanioides* (L.) roberthy through the application of bacterial-biochar pellets. *Environmental Technology and Innovation*, 35(February), 103738. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2024.103738>
- Khan, S., Masoodi, T. H., Pala, N. A., Murtaza, S., Mugloo, J. A., Sofi, P. A., Zaman, M. U., Kumar, R., & Kumar, A. (2023). Phytoremediation Prospects for Restoration of Contamination in the Natural Ecosystems. *Water (Switzerland)*, 15(8). <https://doi.org/10.3390/w15081498>
- Kicińska, A., Pomykała, R., & Izquierdo-Diaz, M. (2022). Changes in soil pH and mobility of heavy metals in contaminated soils. *European Journal of Soil Science*, 73(1), 1–14. <https://doi.org/10.1111/ejss.13203>
- Kiiskila, J. D., Li, K., Sarkar, D., & Datta, R. (2020). Metabolic response of vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*) to acid mine drainage. *Chemosphere*, 240, 124961. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124961>
- Knoblauch, A. M., Farnham, A., Ouoba, J., Zanetti, J., Müller, S., Jean-Richard, V., Utzinger, J., Wehrli, B., Brugger, F., Diagbouga, S., & Winkler, M. S. (2020). Potential health effects of cyanide use in artisanal and small-scale gold mining in Burkina Faso. *Journal of Cleaner Production*, 252. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119689>
- Kohio, E. N. B., Karoui, H., Sossou, S. K., & Yacouba, H. (2024). Review of pollution trends and impacts in artisanal and small-scale gold mining in Sub-Saharan Africa: Advancing towards sustainable practices through equitable redistribution of gold spin-offs. *Journal of Cleaner Production*, 476(February), 143754. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.143754>
- Kone, M. (2011). Infiltration-Percolation sur sable et sur fibre de coco, filtres plantés et épuration d’eaux usées domestique à dominance agroalimentaire sous climat tropical sec: cas des eaux résiduaires urbaines de Ouagadougou, Burkina Faso.
- Kouadio, K. F. (2014). Risques Environnementaux Et Sanitaires Lies a L’Utilisation Des Produits Chimiques Dans L’Orpaillage : Cas Du Cyanure Et Du Mercure Sur Le Site De Galgouli. *Mémoire*.
- Kouame, K. J. A., Jiang, F. X., Feng, Y., & Zhu, S. T. (2017). A Study on Ivory Coast with the Impacts of Artisanal Gold Mining on Local Livelihoods and the Mining Industry. *Advanced Engineering Forum*, 20, 68–77. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/aef.20.68>

- Kouassi, N., Guessan L. B., Yao, K. M., Sangare, N., Trokourey, A., & Metongo, B. S. (2019). The mobility of the trace metals copper, zinc, lead, cobalt, and nickel in tropical estuarine sediments, Ebrié Lagoon, Côte d'Ivoire. 929–944.
- Kumar, A., Dadhwal, M., Mukherjee, G., Srivastava, A., Gupta, S., & Ahuja, V. (2024). Phytoremediation: Sustainable Approach for Heavy Metal Pollution. *Scientifica*, 2024(Cd). <https://doi.org/10.1155/2024/3909400>
- Kumar, A., Tripti, Prasad, M. N. V., Maiti, S. K., & Favas, P. J. C. (2018). Mycoremediation for Mine Site Rehabilitation. In *Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812986-9.00014-2>
- Kumar, D., & Khan, E. A. (2020). Remediation and detection techniques for heavy metals in the environment. In *Heavy Metals in the Environment: Impact, Assessment, and Remediation* (Issue January). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821656-9.00012-2>
- Langunu, S. (2025). Evaluation de l'efficacité de la phytoremédiation de sols pollués en métaux traces dans l'arc cuprifère Katangais (République Démocratique du Congo).
- Lasat, M. M. (2002). Phytoextraction of Toxic Metals. *Journal of Environmental Quality*, 31(1), 109–120. <https://doi.org/10.2134/jeq2002.1090>
- Lavanya, M. B., Viswanath, D. S., & Sivapullaiah, P. V. (2024). Phytoremediation: An eco-friendly approach for remediation of heavy metal-contaminated soils-A comprehensive review. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management*, 22(February), 100975. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2024.100975>
- Lee, S. H., Kim, S. O., Lee, S. W., Kim, M. S., & Park, H. (2021). Application of soil washing and thermal desorption for sustainable remediation and reuse of remediated soil. *Sustainability (Switzerland)*, 13(22), 1–13. <https://doi.org/10.3390/su132212523>
- Li, G., Chi, H., Hou, Y., Williams, P. N., Liu, Z., & Cai, C. (2024). Accurate bioaccessibility assessment of soil heavy metals by combining their speciation and in vitro model with human gut microbiota. *Environmental Sciences Europe*, 36(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-024-01038-w>
- Li, Y., Tu, Y., Li, G., Pu, Y., Chien, M., & Duan, Y. (2024). Chemical fractionation of heavy metals and zinc isotope source identification in sediments of the Huangpu River, Shanghai, China. *Environmental Sciences Europe*, 36(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-024-00951-4>
- Likitlersuang, S., Phan, T. N., Boldrin, D., & Leung, A. K. (2022). Influence of growth media on the biomechanical properties of the fibrous roots of two contrasting vetiver grass species. *Ecological Engineering*, 178(February), 106574. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106574>
- Lin, C., Tong, X., Lu, W., Yan, L., Wu, Y., Nie, C., Chu, C., & Long, J. (2005). Environmental impacts of surface mining on mined lands, affected streams and agricultural lands in the Dabaoshan Mine region, southern China. *Land Degradation and Development*, 16(5), 463–474. <https://doi.org/10.1002/ldr.675>
- Lindsay, W. L., & Norvell, W. A. (1978). Development of a DTPA Soil Test for Zinc, Iron, Manganese, and Copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42(3), 421–428.

<https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x>

- Liu, N., Zhao, J., Du, J., Hou, C., Zhou, X., Chen, J., & Zhang, Y. (2024). Non-phytoremediation and phytoremediation technologies of integrated remediation for water and soil heavy metal pollution: A comprehensive review. *Science of the Total Environment*, 948(June), 174237. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174237>
- Lottermoser, B. G. (2010). Mine Wastes (third edition): Characterization, treatment and environmental impacts. In Mine Wastes (Third Edition): Characterization, Treatment and Environmental Impacts. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-12419-8>
- Lu, H., Xia, C., Chinnathambi, A., Nasif, O., Narayanan, M., Shanmugam, S., Lan Chi, N. T., Pugazhendhi, A., On-uma, R., Jutamas, K., & Anupong, W. (2022). Optimistic influence of multi-metal tolerant *Bacillus* species on phytoremediation potential of *Chrysopogon zizanioides* on metal contaminated soil. *Chemosphere*, 311(P1), 136889. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136889>
- Lwanga, I. C., Bhattacharya, S., Dey, S., Mandal, S., Gupta, K., Biswas, J. K., Sengupta, S., & Watts, M. (2025). Phytoremediation of arsenic: A state-of-the-art review with special emphasis on modern biotechnological approaches. *Total Environment Engineering*, 2(November 2024), 100014. <https://doi.org/10.1016/j.teengi.2025.100014>
- Mahar, A., Wang, P., Ali, A., Awasthi, M. K., Lahori, A. H., Wang, Q., Li, R., & Zhang, Z. (2015). Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 126, 111–121. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.023>
- Manouchehri, N., & Bermond, A. (2010). Mobilité et biodisponibilité des Éléments Trace Métalliques (ETM) du Sol : Approches physicochimiques. *Bulletin de Veille Scientifique*, 66–70.
- Maradan, D., Ouédraogo, B., Thiombiano, N., Thiombiano, T., & Zein, K. (2011). *Analyse économique du secteur des mines - Liens pauvreté et environnement*. 1–69.
- Masinire, F., Adenuga, D. O., Tichapondwa, S. M., & Chirwa, E. M. N. (2021). Phytoremediation of Cr (VI) in wastewater using the vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*). *Minerals Engineering*, 172, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2021.107141>
- Mbodji, M., Baskali-Bouregaa, N., Barbier-Bessueille, F., Ayouni-Derouiche, L., Diop, C., Fall, M., & Gilon, N. (2022). Speciation of metals by sequential extractions of agricultural soils located near a dumpsite for prediction of element availability to vegetables. *Talanta*, 244. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2022.123411>
- Mellem, J. J., Baijnath, H., & Odhav, B. (2014). Translocation and accumulation of Cr, Hg, As, Pb, Cu and Ni by *Amaranthus dubius* (Amaranthaceae) from contaminated sites. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 44(6), 568–575. <https://doi.org/10.1080/10934520902784583>
- Mencho, B. B. (2022). Assessing the effects of gold mining on environment: A case study of Shekiso district, Guji zone, Ethiopia. *Heliyon*, 8(12), e11882.

<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e11882>

- Mendez, M. O., & Maier, R. M. (2008). Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments - An emerging remediation technology. *Environmental Health Perspectives*, *116*(3), 278–283. <https://doi.org/10.1289/ehp.10608>
- Mendoza-Hernández, J. C., Vázquez-Delgado, O. R., Castillo-Morales, M., Varela-Caselis, J. L., Santamaría-Juárez, J. D., Olivares-Xometl, O., Arriola Morales, J., & Pérez-Osorio, G. (2019). Phytoremediation of mine tailings by *Brassica juncea* inoculated with plant growth-promoting bacteria. *Microbiological Research*, *228*(July), 126308. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2019.126308>
- Mensah, A. K., Marschner, B., Wang, J., Bundschuh, J., Wang, S. L., Yang, P. T., Shaheen, S. M., & Rinklebe, J. (2022). Reducing conditions increased the mobilisation and hazardous effects of arsenic in a highly contaminated gold mine spoil. *Journal of Hazardous Materials*, *436*(May), 0–2. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129238>
- Merkl, N., Schultze-Kraft, R., & Infante, C. (2004). Phytoremediation in the tropics-the effect of crude oil on the growth of tropical plants. *Bioremediation Journal*, *8*(3–4), 177–184. <https://doi.org/10.1080/10889860490887527>
- Merkl, N., Schultze-Kraft, R., & Infante, C. (2005). Assessment of tropical grasses and legumes for phytoremediation of petroleum-contaminated soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, 195–209. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr37.c28>
- Mickovski, S. B., & van Beek, L. P. H. (2009). Root morphology and effects on soil reinforcement and slope stability of young vetiver (*Vetiveria zizanioides*) plants grown in semi-arid climate. *Plant and Soil*, *324*(1), 43–56. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0130-y>
- Mimba, M. E., Mbafor, P. U. T., Nguemhe Fils, S. C., & Nforba, M. T. (2023). Environmental impact of artisanal and small-scale gold mining in East Cameroon, Sub-Saharan Africa: An overview. *Ore and Energy Resource Geology*, *15*(September), 100031. <https://doi.org/10.1016/j.oreoa.2023.100031>
- Mlalazi, N., Chimuka, L., & Simatele, M. D. (2024). Synergistic effect of compost and moringa leaf extract biostimulants on the remediation of gold mine tailings using *chrysopogon zizanioides*. *Scientific African*, *26*(April), e02358. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2024.e02358>
- Mohammad, S. J., Ling, Y. E., Halim, K. A., Sani, B. S., & Abdullahi, N. I. (2025). Heavy metal pollution and transformation in soil: a comprehensive review of natural bioremediation strategies. *Journal of Umm Al-Qura University for Applied Sciences*, *11*(3), 528–544. <https://doi.org/10.1007/s43994-025-00241-6>
- Möler, Julia, N., Löder, M. G. J., & Laforsch, C. (2020). Finding Microplastics in Soils: a review of analytical methods. *Environmental Science & Technology*, *4*(54), 2078–2090. https://pubs.acs.org/doi/suppl/10.1021/acs.est.9b04618/suppl_file/es9b04618_si_001.pdf
- Mossop, K. F., & Davidson, C. M. (2003). Comparison of original and modified BCR sequential extraction procedures for the fractionation of copper, iron, lead, manganese and zinc in soils and sediments. *Analytica Chimica Acta*, *478*(1), 111–118.

[https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(02\)01485-X](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(02)01485-X)

- Musiige, D., Mundike, J., & Makondo, C. (2024). Evaluation of potentially toxic metals in tailings from Busia gold mine fields of eastern Uganda. *Journal of Cleaner Production*, 469(December 2023), 143222. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.143222>
- Neina, D. (2019). The Role of Soil pH in Plant Nutrition and Soil Remediation. *Applied and Environmental Soil Science*, 2019(3). <https://doi.org/10.1155/2019/5794869>
- Nguemte, M. P. (2019). Phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures. Inventaires floristiques, évaluation des performances des espèces végétales et modélisation du transfert sol-plantes des HAP. Université de Strasbourg et Université de Yaoundé I.
- Nguemté, M., Wafo, D. G. V., Djocgoue, P. F., & Wanko, A. (2022). Effects of varying PAHs-polluted soils on the morpho-anatomy and physiology of Bermuda grass. *Soil and Sediment Contamination*, 32(6), 652–664. <https://doi.org/10.1080/15320383.2022.2123447>
- Niane, B., Guédron, S., Feder, F., Legros, S., Ngom, P. M., & Moritz, R. (2019). Impact of recent artisanal small-scale gold mining in Senegal: Mercury and methylmercury contamination of terrestrial and aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 669, 185–193. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.108>
- Niesiobędzka, K. (2023). Mobility indexes of Cu, Pb, and Zn in soil ecosystems with various levels of metal contamination (in Poland). *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(4). <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11069-0>
- O'Brien, P. L., DeSutter, T. M., Casey, F. X. M., Derby, N. E., & Wick, A. F. (2016). Implications of Using Thermal Desorption to Remediate Contaminated Agricultural Soil: Physical Characteristics and Hydraulic Processes. *Journal of Environmental Quality*, 45(4), 1430–1436. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.12.0607>
- Obrist, D., Kirk, J. L., Zhang, L., Sunderland, E. M., Jiskra, M., & Selin, N. E. (2018). A review of global environmental mercury processes in response to human and natural perturbations: Changes of emissions, climate, and land use. *Ambio*, 47(2), 116–140. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-1004-9>
- Oburger, E., & Schmidt, H. (2016). New Methods To Unravel Rhizosphere Processes. *Trends in Plant Science*, 21(3), 243–255. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2015.12.005>
- Ogola, J. S., Mitullah, W. V., & Omulo, M. A. (2002). Impact of gold mining on the environment and human health: a case study in the migori gold belt , KENYA The paper is based on research findings, covering 11 mine sites in the Migori district , western Kenya. The district lies to the southern part of. *Environmental Geochimistry and Health*, 24(Figure 1), 141–158.
- Oladoye, P. O., Olowe, O. M., & Asemoloye, M. D. (2022). Phytoremediation technology and food security impacts of heavy metal contaminated soils: A review of literature. *Chemosphere*, 288(P2), 132555. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132555>
- Ondayo, M. A., Watts, M. J., Mitchell, C. J., King, D. C. P., & Osano, O. (2024). Review: Artisanal Gold Mining in Africa—Environmental Pollution and Human Health Implications. *Exposure and Health*, 16(4), 1067–1095. <https://doi.org/10.1007/s12403->

- Ondo Zue Abaga, N. (2012). Efficacité du vétiver (*Vetiveria zizanioides*) pour limiter la dispersion de trois micropolluants dans les sols cotonniers et maraîchers du Burkina Faso : endosulfan, cuivre et cadmium. In *Université de Lorraine; Faculté des Sciences et Techniques; Ecole Doctorale RP2E*.
- Ondrasek, G., Shepherd, J., Rathod, S., Dharavath, R., Rashid, M. I., Brtnicky, M., Shahid, M. S., Horvatinec, J., & Rengel, Z. (2025). Metal contamination - a global environmental issue: sources, implications & advances in mitigation. *RSC Advances*, 15(5), 3904–3927. <https://doi.org/10.1039/d4ra04639k>
- Opara, C. B., Kutschke, S., & Pollmann, K. (2022). Fractionation of Metal(loid)s in Three European Mine Wastes by Sequential Extraction. *Separations*, 9(3). <https://doi.org/10.3390/separations9030067>
- Oubohssaine, M., & Dahmani, I. (2024). Phytoremediation: Harnessing plant power and innovative technologies for effective soil remediation. *Plant Stress*, 14(March), 100578. <https://doi.org/10.1016/j.stress.2024.100578>
- Ouoba, Y. (2017). Artisanal versus industrial mining: impacts on poverty in regions of Burkina Faso. *Mineral Economics*, 30(3), 181–191. <https://doi.org/10.1007/s13563-017-0117-8>
- Padmavathiamma, P. K., & Li, L. Y. (2007). Phytoremediation technology: Hyper-accumulation metals in plants. *Water, Air, and Soil Pollution*, 184(1–4), 105–126. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9401-5>
- PAGE. (2020). Exploitation Artisanale De L ' or Et Agriculture Durable Au Burkina Faso. *Programme Des Nations Unies Pour l'environnement, (PNUE)*.
- Pandey, V. C., & Praveen, A. (2020). *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash – more than a promising crop in phytoremediation. In *Phytoremediation Potential of Perennial Grasses* (pp. 31–62). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817732-7.00002-X>
- Peijnenburg, W. J. G. M., & Jager, T. (2003). Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: Matrix issues. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56(1), 63–77. [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(03\)00051-4](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(03)00051-4)
- Petelka, J., Abraham, J., Bockreis, A., Deikumah, J. P., & Zerbe, S. (2019). Soil Heavy Metal(loid) Pollution and Phytoremediation Potential of Native Plants on a Former Gold Mine in Ghana. *Water, Air, and Soil Pollution*, 230(11). <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4317-4>
- Pilon-smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 56, 15–39. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>
- Pilon-Smits, E. A., Quinn, C. F., Tapken, W., Malagoli, M., & Schiavon, M. (2009). Physiological functions of beneficial elements. *Current Opinion in Plant Biology*, 12(3), 267–274. <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2009.04.009>
- Podgorski, J., & Berg, M. (2020). Global threat of arsenic in groundwater. *Science*, 368(6493), 845–850. <https://doi.org/10.1126/science.aba1510>
- Pokorny, B., von Lübke, C., Dayamba, S. D., & Dickow, H. (2019). All the gold for nothing?

- Impacts of mining on rural livelihoods in Northern Burkina Faso. *World Development*, 119, 23–39. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2019.03.003>
- Porgo, M., & Gokyay, O. (2017). Environmental impacts of gold mining in Essakane site of Burkina Faso. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 23(3), 641–654. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10807039.2016.1263930>
- Prasad, R., Kumar, D., & Shivay, Y. S. (2016). Interactions of Zinc with Other Nutrients in Soils and Plants-A Review. *Indian Journal of Fertilisers*, 12(5), 16–26. <https://www.researchgate.net/publication/303245814>
- Pueyo, M., Mateu, J., Rigol, A., Vidal, M., López-Sánchez, J. F., & Rauret, G. (2008). Use of the modified BCR three-step sequential extraction procedure for the study of trace element dynamics in contaminated soils. *Environmental Pollution*, 152(2), 330–341. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.020>
- Qasim, B. H. (2015). Détermination, spéciation et biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les sols contaminés et technosols. UNIVERSITÉ D'ORLÉANS.
- Qasim, B., Motelica-Heino, M., Joussein, E., Soubrand, M., & Gauthier, A. (2015). Potentially toxic element phytoavailability assessment in Technosols from former smelting and mining areas. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(8), 5961–5974. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3768-9>
- Quevauviller, P. (2002). Operationally-defined extraction procedures for soil and sediment analysis. Part 3: New CRMs for trace-element extractable contents. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 21(11), 774–785. [https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(02\)01105-6](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(02)01105-6)
- Quintella, C. M., Mata, A. M. T., & Lima, L. C. P. (2019). Overview of bioremediation with technology assessment and emphasis on fungal bioremediation of oil contaminated soils. *Journal of Environmental Management*, 241(March 2018), 156–166. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.019>
- Rabêlo, S. H. F., Vangronsveld, J., Baker, A. J. M., Ent, A. Van der, & Alleoni, L. R. F. (2021). Are Grasses Really Useful for the Phytoremediation of Potentially Toxic Trace Elements? A Review. *Frontiers in Plant Science*, 12(November), 1–28. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.778275>
- Rajendran, S., Priya, T. A. K., Shiong, K., Hoang, T. K. A., Ng, H., Siti, H., Munawaroh, H., Karaman, C., Orooji, Y., & Loke, P. (2022). A critical review on various remediation approaches for heavy metal contaminants removal from contaminated soils. *Chemosphere*, 287(P4), 132369. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132369>
- Rashid, M. H. U., Farooq, T. H., Iqbal, W., Asif, M., Islam, W., Lin, D. C., Ahmad, I., & Wu, P. F. (2020). Role of indole acetic acid on growth and biomass production of athel tree (*Tamarix aphylla*) by using different cutting lengths. *Applied Ecology and Environmental Research*, 18(3), 3805–3816. https://doi.org/10.15666/aeer/1803_38053816
- Raskin, I., Smith, R. D., & Salt, D. E. (1997). Review plant biotech. *Current Opinion in Biotechnology*, 8, 221–226.
- Rauret, G., López-Sánchez, J. F., Sahuquillo, A., Rubio, R., Davidson, C., Ure, A., & Quevauviller, P. (1999). Improvement of the BCR three step sequential extraction

- procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. *Journal of Environmental Monitoring*, 1(1), 57–61. <https://doi.org/10.1039/a807854h>
- Raza, A., Habib, M., Kakavand, S. N., Zahid, Z., Zahra, N., Sharif, R., & Hasanuzzaman, M. (2020). Phytoremediation of cadmium: Physiological, biochemical, and molecular mechanisms. *Biology*, 9(7), 1–46. <https://doi.org/10.3390/biology9070177>
- Razmi, B., Ghasemi-Fasaei, R., Ronaghi, A., & Mostowfizadeh-Ghalmfarsa, R. (2021). Investigation of factors affecting phytoremediation of multi-elements polluted calcareous soil using Taguchi optimization. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 207(April 2020), 111315. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111315>
- Ribeiro, P. G., Gabriel, C. M., Moreira, C. G., Oliveira, C., Andrade, M. L. de C., Sales, T. S., Chagas, W. F. T., Labory, Claudia Regina Gontijo, Carvalho, T. S., & Guilherme, L. R. G. (2020). Interactions of cadmium and zinc in high zinc tolerant native species *Andropogon gayanus* cultivated in hydroponics: growth endpoints, metal bioaccumulation, and ultrastructural analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 45513–45526. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10183-7>
- Roamba, J. (2014). Risques environnementaux et sanitaires sur les sites d'orpaillage au Burkina Faso : Cycle de vie des principaux polluants et perceptions des orpailleurs (cas du site Zougnaçagmligne dans la commune rurale de Bouroum, Région du Centre-Nord). *Katalog BPS*, 71. http://www.americanbanker.com/issues/179_124/which-city-is-the-next-big-fintech-hub-new-york-stakes-its-claim-1068345-1.html <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15003161> <http://cid.oxfordjournals.org/lookup/doi/10.1093/cid/cir991> <http://www.scielo>
- Rodgers, K. J., Hursthouse, A., & Cuthbert, S. (2015). The potential of sequential extraction in the characterisation and management of wastes from steel processing: A prospective review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(9), 11724–11755. <https://doi.org/10.3390/ijerph120911724>
- Romkens, P. F. A. M., Guo, H. Y., Chu, C. L., Liu, T. . S., Chiang, C. . F., & Koopmans, G. F. (2009). Prediction of Cadmium uptake by brown rice and derivation of soil - plant transfer models to improve soil protection guidelines. *Environmental Pollution*, 157(8–9), 2435–2444. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.03.009>
- Rosenkranz, T., Hipfinger, C., Ridard, C., & Puschenreiter, M. (2019). A nickel phytomining field trial using *Odontarrhena chalcidica* and *Noccaea goesingensis* on an Austrian serpentine soil. *Journal of Environmental Management*, 242(December 2018), 522–528. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.073>
- Sabir, M., Waraich, E. A., Hakeem, K. R., Öztürk, M., Ahmad, H. R., & Shahid, M. (2015). Phytoremediation: Mechanisms and Adaptations. Mechanisms and Adaptations. In *Soil Remediation and Plants: Prospects and Challenges*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-799937-1.00004-8>
- Saidi, N. (1974). *Essais de phytoremediation par Vetiver grass (Vetiveria zizanioides)*. 23pp.
- Santiago, B. C. (1995). *A model of a perennial grass (Andropogon gayanus) for West Africa (PGWA): description and user's guide. Rapport du projet Production Soudano-Sahelienne (PSS)*. 1–4. http://www.wiz.uni-kassel.de/model_db/mdb/pgwa1.html

- Sawadogo, E., & Sawadogo, K. (2025). Orpaillage filonien et facteurs d'ancrage territorial au Burkina Faso: le cas de la commune de Kampti. *EchoGéo*, 71, 1–17.
- Schoenberger, E. (2016). Environmentally sustainable mining: The case of tailings storage facilities. *Resources Policy*, 49, 119–128. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2016.04.009>
- Schueler, V., Kuemmerle, T., & Schröder, H. (2011). Impacts of surface gold mining on land use systems in Western Ghana. *Ambio*, 40(5), 528–539. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0141-9>
- Sharma, J. K., Kumar, N., Singh, N. P., & Santal, A. R. (2023). Phytoremediation technologies and their mechanism for removal of heavy metal from contaminated soil: An approach for a sustainable environment. *Frontiers in Plant Science*, 14(January), 1–13. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1076876>
- Sharma, M., Rawat, S., & Rautela, A. (2024). Phytoremediation in sustainable wastewater management: an eco-friendly review of current techniques and future prospects. *Aqua Water Infrastructure, Ecosystems and Society*, 73(9), 1946–1975. <https://doi.org/10.2166/aqua.2024.427>
- Sharma, N., Sharma, G., Kour, S., Chadha, B. S., & Ohri, P. (2024). Unravelling the role of plant growth promoting rhizobacteria in boosting plant growth and phytoremediation of heavy metals. *Applied Soil Ecology*, 199(April), 105416. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105416>
- Shikha, D., & Singh, P. K. (2020). In situ phytoremediation of heavy metal–contaminated soil and groundwater: a green inventive approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(4), 4104–4124. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11600-7>
- Sihlahla, M., Mouri, H., & Nomngongo, P. N. (2020). Assessment of bioavailability and mobility of major and trace elements in agricultural soils collected in Port St Johns, Eastern Cape, South Africa using single extraction procedures and pseudo-total digestion. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 18(2), 1615–1628. <https://doi.org/10.1007/s40201-020-00581-x>
- Singh, S. N., & Tripathi, R. D. (2007). *Environmental Bioremediation Technologies* (Springer).
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., & Denef, K. (2004). A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*, 79(1), 7–31. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>
- Soliman, N. F., El Zokm, G. M., & Okbah, M. A. (2018). Risk assessment and chemical fractionation of selected elements in surface sediments from Lake Qarun, Egypt using modified BCR technique. *Chemosphere*, 191, 262–271. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.049>
- Soubrand-Colin, M. (2004). *Localisation , distribution et mobilité des ETM dans des sols développés sur roches basaltiques en climat tempéré.*
- Struong, P. (2000). Application of the Vetiver System for Phytoremediation of Mercury Pollution in the Lake and Yolo Counties , Northern California. In *Proceedings of Pollution Solutions.*

- Struong, P., Tan Van, T., & Pienners, E. (2009). Application du système vetiver (Manuel Technique). *Livre, 1*, 1–103.
- Suman, J., Uhlik, O., Viktorova, J., & Macek, T. (2018). Phytoextraction of heavy metals: A promising tool for clean-up of polluted environment? *Frontiers in Plant Science*, *871*(October), 1–15. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01476>
- Tambol, T., Vodounou, G. M. B., & Moussa, S. (2023). Impacts of Mining on the Environment in West African Sahel: A Review. *Environmental Protection Research*, *3*(2), 263–277. <https://doi.org/10.37256/epr.3220232723>
- Tankari Dan-Badjo, A., Ibrahim, O. Z., Guéro, Y., Morel, J. L., Feidt, C., & Echevarria, G. (2019). Impacts of artisanal gold mining on soil, water and plant contamination by trace elements at Komabangou, Western Niger. *Journal of Geochemical Exploration*, *205*. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2019.06.010>
- Tankari Dan-Badjo, A., Tidjani, D., Idder, T., Guero, Y., Dan Lamso, N., Matsallabi, A., Ambouta, J., Feidt, C., Sterckeman, T., & Echevarria, G. (2015). Diagnostic de la contamination des eaux par les éléments traces métalliques dans la zone aurifère de Komabangou – Tillabéri, Niger. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *8*(6), 2849. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v8i6.41>
- Tedoldi, D. (2017). *Mesure et modélisation de la contamination du sol dans les ouvrages de gestion à la source du ruissellement urbain*. <https://pastel.archives-ouvertes.fr/tel-01703864>
- Tessema, B., Wilson, B., Daniel, H., Kristiansen, P., & Baldock, J. A. (2022). Functional Links between Biomass Production and Decomposition of Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) Grass in Three Australian Soils. *Plants*, *11*(6). <https://doi.org/10.3390/plants11060778>
- Tessier, A., Campbell, P. G. C., & Bisson, M. (1979). Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. *Analytical Chemistry*, *51*(7), 844–851. <https://doi.org/10.1021/ac50043a017>
- Tessier, E. (2015). métaux / métalloïdes dans la rade de Toulon et mécanismes contrôlant leur mobilité Université du Sud Toulon Var.
- Thomas, G., Sheridan, C., & Holm, P. E. (2024). Co-cropping vetiver grass and legume for the phytoremediation of an acid mine drainage (AMD) impacted soil. *Environmental Pollution*, *341*(October 2023). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122873>
- Traoré, M. (1996). Utilisation des éléments nutritifs par une graminée pérenne : *A. gayanus*.
- Truong, P. (2000). Application of the Vetiver System for Phytoremediation of Mercury Pollution in the Lake and Yolo Counties, Northern California. 550–561.
- Truong, P. N., & Baker, D. (1998). Vetiver Grass System for Environmental Protection. *Royal Development Projects Protection, Technical Bulletin No. 1998/1 Pacific Rim Vetiver, Office of the Royal Development Projects Board, Bangkok*.
- Uddin, S., Khanom, S., & Islam, M. R. (2024). Mercury Toxicity Mitigation: Sustainable Nexus Approach. *Earth and Environmental Science*.
- Ure, A. M. (1996). Single extraction schemes for soil analysis and related applications. *Science*

- of the *Total Environment*, 178(1–3), 3–10. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04791-3](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04791-3)
- Ure, A. M., Quevauviller, P., Muntau, H., & Griepink, B. (1993). Speciation of heavy metals in soils and sediments an account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the bcr of the commission of the european communities. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 51(1–4), 135–151. <https://doi.org/10.1080/03067319308027619>
- Ure, A. M., Quevauviller, P., Muntau, H., & Griepink, B. (2013). *International Journal of Speciation of Heavy Metals in Soils and Sediments . An Account of the Improvement and Harmonization of Extraction Techniques Undertaken Under the Auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. April 2013*, 37–41.
- Van, H. T., Hoang, V. H., Nga, L. T. Q., & Nguyen, V. Q. (2024). Effects of Zn pollution on soil: Pollution sources, impacts and solutions. *Results in Surfaces and Interfaces*, 17(September), 100360. <https://doi.org/10.1016/j.rsurfi.2024.100360>
- Vidali, M. K. (2011). Bioremediation - An overview. *Journal of Industrial Pollution Control*, 27(2), 161–168.
- Wambwa, D., Mundike, J., & Chirambo, B. (2023). Environmental Protection Fund audits in Zambia: A strategy for ensuring regulatory compliance in Zambia’s mining sector. *Extractive Industries and Society*, 16(September), 101353. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2023.101353>
- Wang, J., Li, Z., Zhu, Q., Wang, C., & Tang, X. (2023). Review on arsenic environment behaviors in aqueous solution and soil. *Chemosphere*, 333(May), 138869. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138869>
- Wani, Z. A., Ahmad, Z., Asgher, M., Bhat, J. A., Sharma, M., Kumar, A., Sharma, V., Kumar, A., Pant, S., Lukatkin, A. S., & Anjum, N. A. (2023). Phytoremediation of potentially toxic elements: role, status and concerns. *Journal of Rehabilitation*, 69(2), 43–48.
- Werthmann, K. (2009). Working in a boom-town : Female perspectives on gold-mining in Burkina Faso. *Ressources Policy*, 34, 18–23. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2008.09.002>
- Werthmann, K. (2017). The drawbacks of privatization: Artisanal gold mining in Burkina Faso 1986–2016. *Resources Policy*, 52(April), 418–426. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2017.04.007>
- WGC, W. G. C. (2022). *Lessons learned on managing the interface between large-scale and artisanal and small-scale gold mining*. <https://www.gold.org/download/file/17063/ASGM-Report-2022-English.pdf>
- WHO. (2018). Guidelines for Drinking-Water Quality. In *Proceedings of the Royal Society of Medicine* (4th ed., Vol. 55). https://doi.org/10.5005/jp/books/11431_8
- Wilkins, D. A. (1978). the Measurement of Tolerance To Edaphic Factors By Means of Root Growth. *New Phytologist*, 80(3), 623–633. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1978.tb01595.x>

- Wu, Q., Wang, S., Thangavel, P., Li, Q., Zheng, H., Bai, J., & Qiu, R. (2011). Phytostabilization potential of *Jatropha curcas* L. in polymetallic acid mine tailings. *International Journal of Phytoremediation*, *13*(8), 788–804. <https://doi.org/10.1080/15226514.2010.525562>
- Wu, X., Cobbina, S. J., Mao, G., Xu, H., Zhang, Z., & Yang, L. (2016). A review of toxicity and mechanisms of individual and mixtures of heavy metals in the environment. *Environmental Science and Pollution Research*, *23*(9), 8244–8259. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6333-x>
- Xing, M., Yan, D., Hai, M., Zhang, Y., Zhang, Z., & Li, F. (2024). Arsenic Contamination in Sludge and Sediment and Relationship with Microbial Resistance Genes: Interactions and Remediation. *Water (Switzerland)*, *16*(24), 1–23. <https://doi.org/10.3390/w16243633>
- Xu, L., Zhao, F., Xing, X., Peng, J., Wang, J., Ji, M., & Li, B. L. (2024). A Review on Remediation Technology and the Remediation Evaluation of Heavy Metal-Contaminated Soils. *Toxics*, 1–19.
- Yahaya, I., Amoh, A., Mends, E., Journal, R. A.-G. M., & 2022, U. (2022). Biosorption of mercury by selected plants—a preliminary study. *Ghana Mining Journal*, *22*(2), 32–36. <https://www.ajol.info/index.php/gm/article/view/239184>
- Yan, A., Wang, Y., Tan, S. N., Mohd Yusof, M. L., Ghosh, S., & Chen, Z. (2020). Phytoremediation: A Promising Approach for Revegetation of Heavy Metal-Polluted Land. *Frontiers in Plant Science*, *11*(April), 1–15. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00359>
- Yang, Y., Li, Y., Chen, W., Wang, M., Wang, T., & Dai, Y. (2020). Dynamic interactions between soil cadmium and zinc affect cadmium phytoavailability to rice and wheat: Regional investigation and risk modeling. *Environmental Pollution*, *267*, 115613. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115613>
- Yoni, M. (1995). Memoire De Fin D ' Etude. *Mémoire de Fin d'études*, 1–106.
- Zabsonré, A., Agbo, M., Juste, S., & Haffin, I. (2017). Gold exploitation and socioeconomic outcomes: The case of Burkina Faso. In *working paper 2017-13*.
- Zhang, H., Xu, Y., Kanyerere, T., Wang, Y. S., & Sun, M. (2022). Washing Reagents for Remediating Heavy-Metal-Contaminated Soil: A Review. *Frontiers in Earth Science*, *10*(June), 1–20. <https://doi.org/10.3389/feart.2022.901570>
- Zhang, M. K., Liu, Z. Y., & Wang, H. (2010). Use of single extraction methods to predict bioavailability of heavy metals in polluted soils to rice. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, *41*(7), 820–831. <https://doi.org/10.1080/00103621003592341>
- Zhang, X., Liu, Y., Wang, Q., Chen, C., & Zhou, J. (2023). Sequential extraction insights into metal speciation dynamics under phytoremediation treatments. *Environmental Pollution*.
- Zhang, Z., & Furman, A. (2021). Soil redox dynamics under dynamic hydrologic regimes - A review. *Science of the Total Environment*, *763*(xxxx), 143026. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143026>
- Zhao, C., Dong, Y., Feng, Y., Li, Y., & Dong, Y. (2019). Thermal desorption for remediation of contaminated soil: A review. *Chemosphere*, *221*, 841–855.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.079>

Zhao, S., Zhao, Y., Cui, Z., Zhang, H., & Zhang, J. (2024). Effect of pH, Temperature, and Salinity Levels on Heavy Metal Fraction in Lake Sediments. *Toxics*, 12(7). <https://doi.org/10.3390/toxics12070494>

Zhuang, F., Huang, J., Li, H., Peng, X., Xia, L., Zhou, L., Zhang, T., Liu, Z., He, Q., Luo, F., Yin, H., & Meng, D. (2023). Biogeochemical behavior and pollution control of arsenic in mining areas: A review. *Frontiers in Microbiology*, 14. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1043024>

ANNEXES

Annexe 1. Méthodes d'analyse de la caractérisation physico-chimique des substrats miniers et des sols pollués.

➤ Détermination de l'humidité résiduelle (NF ISO 11465)

La teneur en humidité résiduelle des substrats a été déterminée conformément à la norme NF ISO 11465. Le principe de cette méthode repose sur le séchage des échantillons de sol à une température de 105 ± 5 °C jusqu'à obtention d'une masse constante. La différence de masse mesurée avant et après séchage permet d'estimer la teneur en eau ainsi que la teneur en matière sèche du sol, exprimées en pourcentage massique.

Avant l'analyse, les récipients métalliques munis de leurs couvercles ont été séchés à 105 °C puis laissés à refroidir dans un dessiccateur pendant une durée minimale de quarante-cinq minutes. La masse du récipient vide et fermé a ensuite été déterminée avec une précision de 10 mg (m_0). Une quantité comprise entre 10 et 15 g de sol préalablement séché à l'air a été introduite dans le récipient, puis la masse de l'ensemble a été mesurée avec une précision de 1 mg (m_1). Les récipients contenant les échantillons ont ensuite été placés dans une étuve maintenue à 105 °C jusqu'à stabilisation de la masse. Après séchage, les récipients fermés ont été refroidis dans un dessiccateur pendant au moins quarante-cinq minutes avant d'être pesés immédiatement afin de déterminer la masse finale (m_2). La teneur en eau pondérale a été calculée à partir des masses obtenues et exprimée en pourcentage massique.

➤ Détermination de la matière organique totale (NF EN 13039)

La matière organique totale des substrats a été déterminée par la méthode de la perte au feu (Loss on Ignition, LOI), conformément à la norme NF EN 13039. Cette méthode consiste à mesurer la perte de masse d'un échantillon préalablement séché après calcination à haute température, correspondant à la destruction thermique de la matière organique.

Les échantillons ont d'abord été séchés à 105 °C afin d'éliminer l'eau résiduelle, puis tamisés à 2 mm. La fraction fine obtenue a été homogénéisée et introduite dans des creusets préalablement calcinés et pesés. Les creusets contenant les prises d'essai ont ensuite été placés dans un four de calcination et maintenus à une température de 450 °C pendant une durée minimale de trois heures. Après calcination, les creusets ont été refroidis dans un dessiccateur

puis pesés. La teneur en matière organique a été calculée à partir de la perte de masse relative à la masse sèche initiale et exprimée en pourcentage.

➤ **Mesure du potentiel hydrogène (pH) et de la conductivité électrique (CE)**

Le potentiel hydrogène et la conductivité électrique des substrats ont été mesurés sur extrait aqueux par méthode électrométrique à l'aide d'un multiparamètre WTW, conformément aux normes NF EN 15933 pour le pH et NF EN 27888 pour la conductivité électrique.

Une suspension sol-eau a été préparée selon le rapport recommandé par les normes. Après agitation mécanique, les mesures ont été réalisées à température ambiante jusqu'à stabilisation des valeurs. Le pH-mètre a été préalablement étalonné à l'aide de solutions tampons standards avant chaque série de mesures.

➤ **Détermination du potentiel d'oxydo-réduction**

Le potentiel rédox des substrats a été mesuré par méthode électrochimique à l'aide d'une électrode combinée pH/redox SE 554 Memosens connectée à un boîtier portable Portavo. Les mesures ont été réalisées directement dans la suspension du sol selon une méthode adaptée aux matrices solides, conformément aux procédures analytiques du Laboratoire Eau Environnement de l'ENGEES.

➤ **Détermination de la capacité d'échange cationique et des ions majeurs**

La capacité d'échange cationique des sols ainsi que les concentrations en ions majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et K^+) ont été déterminées sur extraits par chromatographie ionique, conformément à la norme NF EN ISO 14911. Cette méthode permet d'évaluer la quantité totale de cations échangeables retenus par le complexe adsorbant du sol, constituant un indicateur de la fertilité chimique des substrats miniers.

➤ **Détermination de l'azote total et des formes minérales de l'azote**

L'azote total Kjeldahl a été déterminé après une étape de minéralisation acide suivie d'une distillation et d'un dosage par titrimétrie, conformément à la norme NF EN 25663. Les formes

minérales de l'azote, notamment les ions nitrates (NO_3^-) et nitrites (NO_2^-), ont été analysées selon les protocoles analytiques standards du Laboratoire Eau Environnement.

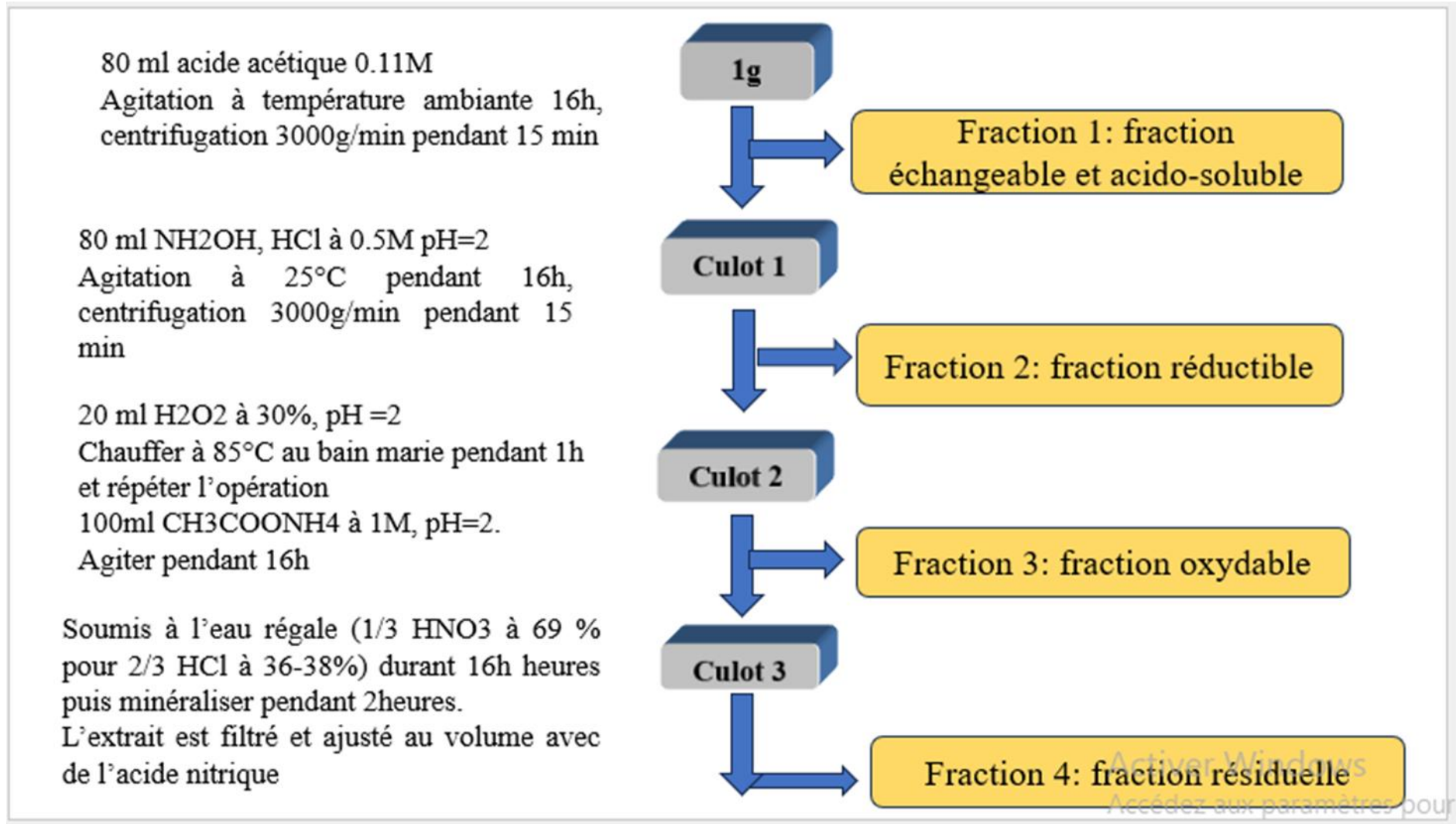
➤ **Détermination du carbone organique total**

Le carbone organique total a été mesuré selon les procédures analytiques normalisées du laboratoire, à partir d'échantillons de sols préalablement séchés et homogénéisés.

➤ **Essais de lixiviation des substrats**

Les essais de lixiviation ont été réalisés conformément à la norme ISO/TS 21268-1. Cette méthode repose sur la mise en contact du substrat avec de l'eau en milieu aqueux, suivie d'une phase d'agitation contrôlée puis d'une filtration. Les lixiviats obtenus ont permis d'évaluer le comportement potentiel des éléments mobiles présents dans les résidus miniers.

Annexe 2. Méthode d'analyse du schéma BCR



Annexe 3. Méthode d'analyse des extractions sélectives

➤ Extractions au CaCl₂ (2 à 3h)

Objectifs :

Les extractions sélectives ont pour objectif d'évaluer les fractions facilement mobilisables des éléments traces métalliques (ETM) présents dans les sédiments. Ces fractions correspondent aux formes les plus susceptibles d'être mises en solution et transférées vers les organismes vivants, et constituent ainsi un indicateur pertinent de la mobilité et de la biodisponibilité potentielle des métaux.

Matériel :

Les manipulations ont été réalisées à l'aide de tubes à essai, de tubes à centrifuger, d'un pH-mètre, de pipettes graduées ainsi que d'un agitateur mécanique.

Réactifs :

Les réactifs utilisés pour les extractions sélectives comprenaient une solution de chlorure de calcium (CaCl₂) à 0,01 mol·L⁻¹ et une solution de nitrate de sodium (NaNO₃) à 0,1 mol·L⁻¹.

Protocole :

Pour l'extraction au chlorure de calcium, une masse de 2 g de sol sec a été introduite dans un tube à centrifuger, à laquelle ont été ajoutés 20 ml de solution de CaCl₂ à 0,01 mol·L⁻¹. Le mélange a ensuite été soumis à une agitation mécanique continue pendant une durée de trois heures à température ambiante. À l'issue de l'agitation, les tubes ont été centrifugés à 3000 tr·min⁻¹ afin de séparer la phase liquide du résidu solide. Le surnageant obtenu a été soigneusement récupéré et conservé pour analyse.

Pour l'extraction au nitrate de sodium, une masse de 8 g de sol sec a été placée dans un tube à centrifuger, puis 20 ml de solution de NaNO₃ à 0,1 mol·L⁻¹ ont été ajoutés. Le mélange a été agité mécaniquement pendant deux heures à température ambiante. Après centrifugation, le surnageant a été récupéré et destiné aux analyses chimiques ultérieures.

➤ **Extraction simple par acétate d'ammonium en présence d'EDTA (3 heures)**

Objectif :

L'extraction simple par acétate d'ammonium en présence d'EDTA a pour objectif d'estimer la fraction des oligo-éléments présents dans le sol susceptible d'être prélevée par les végétaux implantés. Cette méthode permet d'évaluer la fraction potentiellement biodisponible des éléments traces métalliques, associée aux formes échangeables, complexées et faiblement liées à la matrice solide.

Principe général :

Le protocole repose sur l'utilisation combinée de l'acétate d'ammonium, agent d'échange ionique, et de l'EDTA, chélateur puissant des cations métalliques. L'action conjointe de ces deux réactifs permet la mise en solution d'une fraction significative des métaux susceptibles d'être mobilisés dans la rhizosphère.

Préparation de la solution extractante :

La solution extractante a été préparée en dissolvant 3,723 g d'EDTA et 77 g d'acétate d'ammonium dans une fiole jaugée de 1 000 ml contenant initialement 400 ml d'eau déminéralisée. Après dissolution complète à température ambiante, 450 ml d'eau déminéralisée ont été ajoutés.

Le pH de la solution a ensuite été mesuré et, si nécessaire, ajusté à $7,00 \pm 0,05$ à l'aide d'une solution d'ammoniaque ou d'acide acétique. Le volume a finalement été complété à 1 000 ml avec de l'eau déminéralisée, puis la solution a été soigneusement homogénéisée.

Protocole d'extraction :

Une prise d'essai de $5,00 \pm 0,01$ g de sol sec a été introduite dans un récipient d'extraction propre. Cinquante millilitres de la solution extractante ont ensuite été ajoutés à une température contrôlée de 20 ± 2 °C. Le flacon a été immédiatement bouché hermétiquement afin d'éviter toute perte par évaporation.

Le mélange a été agité vigoureusement afin d'assurer une dispersion complète du sol et d'éviter la formation de grumeaux adhérant aux parois. Les échantillons ont ensuite été

placés sur un agitateur mécanique et maintenus sous agitation continue pendant 2 heures \pm 10 minutes, tout en conservant la température à 20 ± 2 °C.

À l'issue de l'agitation, la séparation de la phase liquide a été réalisée soit par filtration rapide sur filtre approprié, soit par centrifugation dans des conditions optimales de séparation. Le filtrat ou le surnageant obtenu a été transféré dans un récipient propre et protégé de l'évaporation jusqu'à l'analyse.

Parallèlement, des essais blancs ont été réalisés dans les mêmes conditions opératoires, mais sans introduction de sol, afin de contrôler la qualité analytique du protocole.

Préparation des solutions étalons

À titre d'exemple, une solution multi-élément a été préparée à partir de solutions mères individuelles. Vingt-cinq millilitres de la solution mère en zinc, cinquante millilitres de la solution mère en cuivre, cent millilitres de la solution mère en manganèse et deux cents millilitres de la solution mère en fer ont été introduits dans une fiole jaugée de 500 ml. Le volume a été ajusté avec de l'eau déminéralisée, puis la solution a été homogénéisée.

La solution obtenue présentait des concentrations finales de $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en Zn, $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en Cu, $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en Mn et $400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en Fe. Conservée à l'abri de la lumière et de la chaleur, cette solution est restée stable pendant une durée maximale de trois mois.

Annexe 4. Protocole de digestion acide totale à l'eau régale

Digestion à l'eau régale des substrats miniers (NF EN ISO 15587-1)

La digestion acide totale des substrats miniers a été réalisée selon la norme NF EN ISO 15587-1, relative à la digestion à l'eau régale pour la détermination de certains éléments métalliques dans les matrices solides. Cette méthode permet de solubiliser la quasi-totalité des éléments traces métalliques contenus dans les sols et les résidus miniers, à l'exception des phases minérales très réfractaires telles que les silicates.

Principe de la méthode

La digestion à l'eau régale repose sur l'action combinée de l'acide chlorhydrique et de l'acide nitrique concentrés, permettant l'oxydation et la mise en solution des métaux présents dans la matrice solide. Le mélange acide provoque la destruction partielle de la matière organique et la dissolution des phases métalliques associées aux oxydes, carbonates et sulfures. La solution digérée obtenue est ensuite analysée par spectrométrie afin de déterminer les concentrations totales en éléments traces.

Réactifs

Les réactifs utilisés pour la digestion comprenaient de l'eau ultrapure, de l'acide chlorhydrique concentré (HCl, 37 %, $\rho = 1,2 \text{ kg}\cdot\text{L}^{-1}$) et de l'acide nitrique concentré (HNO₃, 65 %, $\rho = 1,4 \text{ kg}\cdot\text{L}^{-1}$), de qualité analytique adaptée aux analyses des métaux traces. La pureté des acides était choisie en fonction des éléments analysés et de leurs concentrations présumées dans les échantillons.

Appareillage

La digestion a été réalisée dans un système ouvert comprenant des matras en verre borosilicaté, des réfrigérants droits à reflux, un dispositif de chauffage thermostatique permettant le maintien à température constante, ainsi que des billes de verre destinées à réguler l'ébullition du mélange acide.

Préparation des échantillons

Les substrats miniers ont été préalablement séchés à 105 °C pendant 24 heures, puis finement broyés à l'aide d'un mortier en agate afin d'obtenir une matrice homogène. Une prise d'essai de $1,000 \pm 10^{-3}$ g de matériau sec a été pesée en triple et introduite dans des matras en verre propres et préalablement rincés à l'acide nitrique dilué.

Procédure de digestion

Après introduction de l'échantillon, 1 ml d'eau ultrapure a été ajouté afin d'humidifier la matrice. Quinze millilitres d'acide chlorhydrique concentré ont ensuite été ajoutés, suivis de 5 ml d'acide nitrique concentré, respectant ainsi le rapport volumique caractéristique de l'eau régale ($\text{HCl}:\text{HNO}_3 = 3:1$).

Les matras ont été immédiatement raccordés aux réfrigérants et placés sur le dispositif de chauffage. La température du système a été progressivement élevée jusqu'au point d'ébullition du mélange acide, correspondant à environ 105 °C. La digestion a été maintenue sous reflux pendant une durée de deux heures, en veillant à ce que le condensat ne dépasse pas le tiers inférieur du réfrigérant.

À l'issue de la digestion, les systèmes ont été laissés à refroidir à température ambiante. Les réfrigérants ont ensuite été rincés à l'eau ultrapure, les eaux de rinçage étant récupérées dans les matras afin d'assurer une récupération quantitative des analytes.

Mise en solution finale

Les solutions digérées ont été transvasées quantitativement dans des fioles jaugées de 50 mL, puis complétées au trait avec de l'eau ultrapure. Lorsque la présence de particules résiduelles était observée, les digérats ont été filtrés sur filtres en fibre de verre de type Whatman GF/C avant mise à volume.

Des blancs analytiques ont été préparés et traités selon la même procédure afin de contrôler d'éventuelles contaminations liées aux réactifs ou au matériel.

Analyse des éléments traces métalliques

Les solutions issues de la digestion à l'eau régale ont été analysées au laboratoire FILAB (France). Les concentrations totales en fer (Fe), zinc (Zn) et arsenic (As) ont été déterminées par spectrométrie d'émission atomique à plasma induit (ICP-AES), tandis que le mercure (Hg) a été mesuré par spectrométrie de masse à plasma induit (ICP-MS), technique particulièrement adaptée à la détermination des éléments volatils à l'état de traces.

Annexe 5. Construction de la serre expérimentale



Tracer de la serre expérimentale



Pose de barre de fer de la serre constituant le support



La serre expérimentale vue de profil



L'ensemble du dispositif expérimental

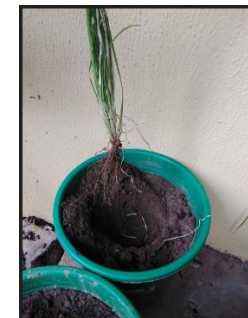
Annexe 6. Mise en œuvre des pilotes expérimentaux



Pesée des différents substrats



Mesure des plants



**Transplantation des
plantules dans les pots**



Mise en pot des plantules



Pots transplantés



**Dispositif expérimental sous la
serre**

Annexe 7. Prélèvement des plantes



Pots plantés à *C. zizanioides* retirer pour récolte



Pots plantés à *A. gayanus* retirer pour récolte



Récolte entière de *C. zizanioides*



Récolte entière de *A. gayanus*



Mensuration de *C. zizanioides*



Mensuration de *A. gayanus*

Annexe 8. Re végétalisation du site de Nimbrogo



Site de Nimbrogo au début l'expérimentation



Site de Nimbrogo revégétalisé 12 mois après la mise en terre des plants de *C.zizanioides*



AMBASSADE
DE FRANCE
AU BURKINA FASO

*Liberté
Égalité
Fraternité*

Rose YAMMA

**Phytoremédiation des sols pollués par les rejets
de l'exploitation artisanale de l'or sous contexte
sahélien**



**Phytoremediation of soil contaminated by
artisanal gold mining waste in a Sahelian
context**